

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ANÁLISE E MODELAGEM DE
SISTEMAS AMBIENTAIS

Ana Luisa Sales Pereira Almeida

**GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO DAS
VELHAS: COMO PODEM OS MODELOS HIDROLÓGICOS
DISTRIBUÍDOS SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO?**

Belo Horizonte

2019

Ana Luisa Sales Pereira Almeida

**GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO DAS
VELHAS: COMO PODEM OS MODELOS HIDROLÓGICOS
DISTRIBUÍDOS SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Diego Rodrigues Macedo

Co-orientadora: Hersília de Andrade e Santos

Belo Horizonte
Instituto de Geociências da UFMG
2019

A447g
2019

Almeida, Ana Luisa Sales Pereira.

Gestão dos recursos hídricos na Bacia do Rio das Velhas [manuscrito] : como podem os modelos hidrológicos distribuídos subsidiar o planejamento? / Ana Luisa Sales Pereira Almeida. – 2019.

xiii, 121 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Diego Rodrigues Macedo.

Coorientadora: Hersília de Andrade e Santos.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2019.

Bibliografia: f. 83-97.

Inclui apêndices e anexos.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Hidrologia – Minas Gerais – Teses. 3. Balanço hidrológico – Teses. 4. Solo – Uso – Teses. 5. Velhas, Rio das (MG) – Teses. I. Macedo, Diego Rodrigues. II. Santos, Hersília de Andrade e. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.1)

AGRADECIMENTOS

À Deus, que tem cuidado de mim todos os dias, dando-me sabedoria, saúde, serenidade e força para realizar meus projetos de vida.

Aos meus pais pelo amor, estímulo e conselhos que levarei por toda a vida.

Ao meu irmão Mateus, pela parceria, apoio e incentivo.

Ao meu esposo Lucas, pela compreensão, companheirismo e amor.

À UFMG, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, pela excelente formação e pelas oportunidades concedidas.

Ao professor Diego Macedo, pela dedicação e ensinamentos durante dois anos de orientação.

À minha co-orientadora Hersília Santos, pela valiosa colaboração na realização desse trabalho.

Ao professor Matheus Durães, por disponibilizar informações fundamentais para que esse estudo fosse realizado.

À dra. Danielle Bressiani, pelos ensinamentos e orientações.

Ao colega Thiago Campos, que me incentivou e orientou no início desse processo.

Aos colegas do Programa que me ajudaram nessa caminhada e foram fundamentais para que eu chegasse até o fim.

À todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para o êxito deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – 402907/2016-7.

RESUMO

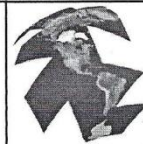
A gestão de recursos hídricos, particularmente em áreas antropizadas, é um grande desafio dada a complexidade inerente aos diferentes processos e escalas espaciais e temporais que estes ocorrem. A modelagem hidrológica consiste em uma técnica de representação da realidade que possibilita o melhor entendimento do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas, bem como permite quantificar as consequências positivas e negativas decorrentes das mudanças do uso da terra (dinâmica da paisagem) sobre a quantidade de água. Entre os modelos disponíveis para essa finalidade têm-se o SWAT, que é facilmente implementado em Sistemas de Informação Geográficas (SIGs). Nesse trabalho, o SWAT foi aplicado na simulação dos processos hidrológicos na bacia do rio das Velhas, localizada no estado de Minas Gerais, sob diferentes cenários de uso da terra. Para execução da modelagem foram requeridos como entrada dados tabulares (precipitação, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e temperatura) e dados espaciais (modelo numérico do terreno, uso e cobertura da terra e tipo de solo). Os valores de vazão simulada foram comparados com as vazões observadas obtidas a partir do banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA). Na calibração do modelo, o período de análise adotado foi de 1995 a 2008, e a validação foi realizada para os anos de 2009 a 2015. A eficiência da simulação foi avaliada através do coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), o percentual de tendência (PBIAS), o coeficiente de determinação (R^2), além de variáveis extraídas dos hidrogramas (fator-p e fator-r). Os resultados das estatísticas de precisão foram considerados aceitáveis para todas as quinze sub-bacias calibradas e validadas, indicando que o modelo foi capaz de simular adequadamente as vazões dos rios. Dessa forma, o modelo se torna adequado para avaliar os impactos hidrológicos causados pelas alterações no uso da terra. Os cenários criados objetivaram quantificar os efeitos do aumento da intervenção antrópica na bacia em detrimento de áreas de floresta, sendo eles: uso atual na bacia (C1), agrícola (C2) e urbano (C3). Em C2 e C3, a área atual ocupada por florestas foi substituída por agricultura e infraestrutura urbana, respectivamente. O horizonte temporal da análise compreendeu os anos de 1995 a 2015. Nesses novos cenários, verificou-se aumento do escoamento superficial e diminuição do fluxo de base. O cenário C3 foi o de maior impacto, sendo o escoamento superficial gerado quase 3 vezes maior que no cenário C2, enquanto o fluxo de base foi 52% inferior. Estes resultados são importantes para subsidiar as ações de gerenciamento dos recursos hídricos por parte do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Palavras-chave: Modelo SWAT; cenários de uso da terra; produção de escoamento

ABSTRACT

The management of water resources, particularly in anthropic areas is a great challenge given the inherent complexity of the different processes and spatial and temporal scales that occur. The hydrological modeling consists of a technique of representation of reality that allows a better understanding of the hydrological behavior of watersheds, as well as quantifying the positive and negative consequences of the changes in the land use (landscape dynamics) on the water yield. Among the models available for this purpose there is a *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) that is easily implemented in Geographic Information Systems (GIS). In this work, the SWAT was applied in the simulation of the hydrological processes of the Velhas River Basin, southeast Brazil, under different scenarios of land use. For modeling, tabular data (precipitation, solar radiation, wind speed, relative humidity and temperature) and spatial data (Digital Elevation Model, land use map, and soil type map) were required as inputs. The simulated water flow values were compared with the observed water flows obtained from the database of the National Water Agency (ANA). In the calibration of the model, the analysis period adopted was from 1995 to 2008, and validation was performed for the years 2009 to 2015. The simulation quality was evaluated through the Nash and Sutcliffe (NS), the percent bias (PBIAS), coefficient of determination (R^2), and indexes extracted from the hydrographs (p-factor and r-factor). The results of the precision statistics were considered acceptable for all fifteen calibrated and validated sub-basins, indicating that the model was able to simulate properly the river flows. In this way, the model becomes suitable to evaluate the hydrological impacts caused by the changes in land use. The scenarios created were aimed at quantifying the effects of increased anthropogenic intervention in the basin to the detriment of forest areas, being: current use in the basin (C1), agricultural (C2) and urban (C3). In C2 and C3, the current area occupied by forests was replaced by agriculture and urban infrastructure, respectively. The time scale of the analysis comprises the years 1995 to 2015. In these new scenarios, there was an increase in surface runoff and a decrease in the base flow. The C3 scenario was the one with the greatest impact, the surface runoff was almost 3 times higher than in scenario C2, while the base flow was 52% lower. These results are important to support the actions of management of water resources by the National System of Management of Water Resources (SINGREH).

Keywords: SWAT Model; land use scenarios; water yield



FOLHA DE APROVAÇÃO

GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO DAS VELHAS: COMO PODEM OS MODELOS HIDROLÓGICOS DISTRIBUÍDOS SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO?

ANA LUISA SALES PEREIRA ALMEIDA

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 29 de maio de 2019, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Diego Rodrigues Macedo - Orientador
UFMG

Prof. Hersilia de Andrade e Santos - Coorientadora
CEFET-MG

Prof. Sônia Maria Carvalho Ribeiro
UFMG

Prof. Aloysio Portugal Maia Saliba
UFMG

Belo Horizonte, 29 de maio de 2019.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVO	4
2.1	Objetivo geral	4
2.2	Objetivos específicos	4
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
3.1	Impactos teóricos do uso antrópico sobre regimes de vazão	5
3.2	Modelos hidrológicos	9
3.3	SWAT	14
3.4	Integração do SIG com a modelagem hidrológica.....	19
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
4.1	Área de estudo	23
4.1.1	Clima	23
4.1.2	Altimetria e declividade.....	24
4.1.3	Geomorfologia.....	26
4.1.4	Solos	28
4.1.5	Usos da terra e cobertura vegetal.....	32
4.2	Descrição do modelo SWAT	35
4.2.1	Balanco hídrico.....	36
4.2.2	Escoamento superficial.....	38
4.2.3	Escoamento lateral.....	40
4.2.4	Fluxo de base	40
4.2.5	Percolação.....	41
4.2.6	Fluxo de retorno	42
4.2.7	Evapotranspiração	43
4.3	Fonte dos dados para modelagem no SWAT.....	44
4.3.1	Dados climáticos	44
4.3.2	Modelo Numérico de Terreno	46
4.3.3	Solos	47
4.3.4	Uso e ocupação da terra.....	48
4.3.5	Dados de vazão	49
4.4	Delineamento das sub-bacias e HRU.....	51
4.5	Simulação pré-calibração.....	52
4.6	Calibração, validação e análise de incertezas	53

4.7	Simulação dos cenários de mudança do uso da terra.....	60
5	RESULTADOS	62
5.1	Simulação dos processos hidrológicos no SWAT	62
5.1.1	Correção dos dados.....	62
5.1.2	Delineamento das sub-bacias e HRU	63
5.1.3	Simulação pré-calibração	64
5.2	Calibração, validação e análise de incertezas	68
5.3	Simulações dos cenários de mudança do uso da terra	69
6	DISCUSSÃO.....	73
6.1	Adequabilidade do método para bacias no Brasil.....	73
6.2	Impactos das mudanças de uso da terra no balanço hídrico de bacias hidrográficas	77
7	CONCLUSÃO.....	81
8	REFERÊNCIAS	83
	ANEXO I.....	98
	APÊNDICE I.....	101
	APÊNDICE II.....	103
	APÊNDICE III	104
	APÊNDICE IV	109
	APÊNDICE V	110
	APÊNDICE VI.....	114

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Comportamento da vazão de cheia antes e depois da urbanização	7
Figura 2. Clima na bacia do rio das Velhas segundo a classificação de Köppen.....	24
Figura 3. Altitudes da bacia do rio das Velhas	25
Figura 4. Declividade da bacia do rio das Velhas	26
Figura 5. Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio das Velhas	27
Figura 6. Representação espacial dos grupos pedológicos na bacia do rio das Velhas..	30
Figura 7. Biomas da bacia do rio das Velhas	33
Figura 8. Classes mais representativas do uso da terra na bacia	35
Figura 9. Procedimentos para geração da base de dados e simulações do SWAT via SIG	36
Figura 10. Balanço hídrico simulado no SWAT	37
Figura 11. Localização das estações de clima e chuva na bacia do rio das Velhas.....	46
Figura 12. Localização das estações de vazão na bacia do rio das Velhas.....	50
Figura 13. Ordem adotada para a calibração <i>multi-site</i> das sub-bacias.....	57
Figura 14. Regionalização dos parâmetros calibrados para toda a bacia do rio das Velhas	58
Figura 15. Classes de uso da terra nos cenários simulados na bacia do rio das Velhas .	61
Figura 16. Delineamento das sub-bacias do rio das Velhas no SWAT.....	64
Figura 17. Balanço hídrico médio simulado pelo SWAT para a bacia do rio das Velhas antes da calibração.....	65
Figura 18. Comparação entre a vazão simulada e observada para sub-bacia 4 (estação 41990000 – Várzea da Palma).....	67
Figura 19. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas após a calibração (cenário C1).....	70
Figura 20. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas para o cenário agrícola (C2)	70
Figura 21. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas para o cenário urbano (C3).....	71
Figura A- 1. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 15	114
Figura A- 2. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 22	114
Figura A- 3. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 34	115
Figura A- 4. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 42	115

Figura A- 5. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 59	116
Figura A- 6. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 61	116
Figura A- 7. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 34	117
Figura A- 8. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 68	117
Figura A- 9. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 76	118
Figura A- 10. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 67	118
Figura A- 11. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 56	119
Figura A- 12. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 52	119
Figura A- 13. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 43	120
Figura A- 14. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 31	120
Figura A- 15. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 4	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Representatividade dos tipos de solo na bacia do rio das Velhas.....	29
Tabela 2. Distribuição das classes de uso e ocupação da terra na bacia do rio das Velhas	34
Tabela 3. Compatibilização das classes de uso da terra entre o MapBiomas e o SWAT49	
Tabela 4. Áreas de uso da terra nos cenários simulados na bacia do rio das Velhas	61
Tabela 5. Resultado dos modelos de regressão adotados para preenchimento de falhas nas séries de vazão.....	63
Tabela 6. Resultado da verificação do modelo antes da calibração	66
Tabela 7. Verificação do modelo após a calibração/validação.....	69
Tabela 8. Taxas proporcionais entre os fluxos hídricos simulados na bacia do rio das Velhas sob diferentes cenários	72
Tabela 9. Vazões médias e medianas mensais na bacia do rio das Velhas sob diferentes cenários.....	72

Tabela 10. Resultados de desempenho obtidos com o SWAT em trabalhos no Brasil e em outros países	75
Tabela A- 1. Valores dos parâmetros físico-hídricos do solo usados como entrada no modelo SWAT.....	98
Tabela A- 2. Descrição das estações climatológicas do INMET	101
Tabela A- 3. Descrição das estações pluviométricas da ANA	101
Tabela A- 4. Descrição das estações fluviométricas da ANA.....	103
Tabela A- 5. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83483	104
Tabela A- 6. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83538	105
Tabela A- 7. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83586	106
Tabela A- 8. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83587	107
Tabela A- 9. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83589	108
Tabela A- 10. Relação entre sub-bacias e estações de monitoramento de vazão.....	109
Tabela A- 11. Valores dos parâmetros calibrados por sub-bacia	110

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Classificação quanto o desempenho do modelo para simulações mensais usando o NS e o PBIAS.....	59
--	----

LISTA DE SIGLAS

95 Percent Probability Uncertainty (95PPU)
Agência Nacional de Águas (ANA)
Area Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation (ANSWERS)
Best Management Practices (BMPs)
Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS)
Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)
Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)
Equação Universal de Perda de Solo (USLE)
Equação Universal Modificada de Perdas de Solo (MUSLE)
Erro Quadrado Médio (MSE)
Estados Unidos da América (EUA)
Evapotranspiração potencial (PET)
Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE)
Hectares (ha)
Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH)
Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)
Land Use Update (LUP)
Markov Chain Monte Carlo (MCMC)
Método da Curva Número (CN)
Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH)
Modelo Numérico de Terreno (MNT)
Parameter Solution (ParaSol)
Particle Swarm Optimization (PSO)
Percentual de tendência (PBIAS)
Programa Nacional de Solos do Brasil (Pronasolos)
Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH)
Planos de informação (PI)
Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH)
Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2)
SF5 (São Francisco 5)
Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM)

Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental (SRQA)
Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH)
Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB)
Sistema Hidrológico Europeu (SHE)
Sistemas de Informação Geográfica (SIGs)
Soil and Water Assessment Tool (SWAT)
Soil Conservation Service (SCS)
Topography Based Hydrological Model (TOPMODEL)
Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH)
Unidades de Resposta Hidrológica (HRU)
Unidades Territoriais Estratégicas (UTES)
United States Department of Agriculture (USDA)
United States Geological Survey (USGS)
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Water Erosion Prediction Project (WEPP)

1 INTRODUÇÃO

A água tem sido vista no senso comum como um recurso renovável e inesgotável, ainda que a parcela de água prontamente disponível para uso humano represente uma pequena porcentagem do total de água no planeta. Diante disso, é fundamental que seu uso seja gerenciado de forma a garantir que esse recurso esteja disponível as gerações futuras em quantidade e qualidade apropriadas (RANZINI, 2002; WWAP, 2015).

Nos últimos anos têm ocorrido episódios recorrentes de “crise da água”, decorrente de um processo de gestão ineficiente e que apenas lida com o problema após ele acontecer (SOMLYODY e VARIS, 2006). De maneira geral, as principais causas que tem afetado a disponibilidade de água são: (i) a intensa urbanização, aumentando a demanda pela água e ampliando a descarga de efluentes nos corpos hídricos; (ii) a infraestrutura deficiente, apresentando um elevado índice de perdas na rede após o tratamento das águas; (iii) os problemas de estresse e escassez hídrica em razão de mudanças globais com eventos hidrológicos extremos (chuvas intensas e período intensos de seca); e (iv) o uso intensivo do solo com atividades agropecuárias que provocam desmatamento, compactação do solo, perda de fertilidade, gerando impactos negativos que prejudicam a quantidade e a qualidade das águas que chegam aos corpos hídricos (TUCCI, 2008; TUNDISI *et al.*, 2008; COPRABE, 2013).

Atualmente as terras agrícolas são as principais fontes de poluição difusa, e, portanto, o manejo dessas terras em áreas extensas pode impactar nos recursos hídricos, por exemplo, favorecendo o assoreamento de corpos d’água, reduzindo a recarga dos lençóis freáticos e contaminando as águas superficiais e subterrâneas (USDA-NRCS, 1992).

Neste contexto, tem crescido a demanda por informações quantitativas relativas às consequências positivas e negativas da dinâmica do uso da terra, sendo proeminente a necessidade de ferramentas que auxiliem os gestores a predizer e explorar esses impactos em processos de decisão. Como exemplo dessas ferramentas tem-se a modelagem hidrológica. Através dela é possível compreender o movimento da água, visto que permite representar matematicamente os processos característicos do ciclo hidrológico ao longo do tempo, como a precipitação, a interceptação, a infiltração, o

escoamento superficial, a percolação, a evaporação e a evapotranspiração (WHITEHEAD e ROBINSON, 1993; OLIVEIRA, 2015). Assim, além de entender melhor o sistema da bacia hidrográfica, a modelagem hidrológica torna possível explorar os impactos da interferência humana sobre a quantidade e qualidade dos recursos hídricos através da simulação de cenários (NARAMNGAM, 2008).

Nos últimos anos vem crescendo o uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) na construção de banco de dados para os modelos hidrológicos (ABBASPOUR *et al.*, 2007; GÓES, 2009; PANDEY *et al.*, 2009; FARAMARZI *et al.*, 2013). A vantagem dos SIGs está na aquisição e tratamento de dados espacialmente explícitos, que são utilizados como entrada nas simulações, principalmente nos modelos distribuídos (quando as variáveis e parâmetros do modelo dependem do espaço e/ou do tempo). Assim, a modelagem hidrológica e o SIG têm evoluído para um ponto em que as vantagens de cada sistema podem ser integradas dentro de uma poderosa ferramenta de análise para bacias hidrográficas, sendo possível, por exemplo, criar cenários de ocupação da terra e analisar como se dará o comportamento hidrológico de bacias em diferentes contextos (MACHADO, 2002; BALDISSERA, 2005; HEUVELMANS *et al.*, 2005; WI *et al.*, 2015).

Dentre os diversos modelos que vem sendo utilizados para o planejamento e manejo de bacias hidrográficas destaca-se o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Este modelo permite simular diversos processos físicos em bacias hidrográficas visando analisar os impactos das alterações no uso da terra sobre o escoamento superficial e subterrâneo, a qualidade da água e a produção de sedimentos. Isto possibilita, através de simulação de cenários, avaliar o comportamento hidrológico e assim, enquadrar a bacia em um nível de estresse hidrológico causado pela dinâmica da ocupação humana no território (NEITSCH *et al.* 2005; DURÃES, 2010; ARNOLD *et al.*, 2012). Além disso, pode ser integrado ao SIG através de módulos acoplados (p.ex., ArcSWAT, QSWAT), oferecendo novas perspectivas para a análise de sistemas ambientais.

Nesse trabalho, o SWAT foi selecionado não só por sua capacidade em simular impactos das práticas de gestão da terra sobre os recursos hídricos, mas também porque está disponível ao público gratuitamente. O modelo é distribuído, e, portanto, a bacia principal pode ser dividida em sub-bacias. Essa abordagem permite considerar a variação espacial dos parâmetros, sendo importante na modelagem de bacias de grande

extensão (WOOD e O'CONNELL, 1985). Além disso, é versátil e eficaz, podendo fornecer resultados razoavelmente precisos (valores do coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe superiores a 0,5) e com entrada de dados moderada (ARNOLD e FOHRER, 2005; BRESSIANI *et al.*, 2005; CHAPLOT *et al.*, 2004; HEUVELMANS *et al.*, 2005). E por fim, o modelo apresenta ampla gama de aplicações de gestão de usos e qualidade da água, sendo, por exemplo, relatado como uma boa ferramenta para a seleção das melhores práticas de gerenciamento (*Best Management Practices* – BMPs; BEHERA e PANDA, 2006). Ainda assim, o processo de modelagem gera incertezas que devem ser consideradas visto que alguns processos são simplificados, outros não são incluídos no programa (p.ex., erosão pelo vento), e ainda existem aqueles que estão inclusos no programa, mas sua ocorrência na bacia é desconhecida pelo modelador ou não quantificada em função da limitação de dados (ABBASPOUR *et al.*, 2015).

A bacia hidrográfica do rio das Velhas, localizada no estado de Minas Gerais, foi selecionada como a região de estudo devido a sua grande relevância econômica e social e de sua grande importância ambiental. Esta bacia possui alta representatividade de classes de uso da terra, com áreas metropolitanas (Região Metropolitana de Belo Horizonte), mineração (Quadrilátero Ferrífero), além de grandes áreas dedicadas à agropecuária e reflorestamento. O rio das Velhas é também o maior afluente em extensão do rio São Francisco, sendo, portanto, uma região de conflito e desafio para o planejamento dos diferentes usos dos recursos hídricos (PDRH RIO DAS VELHAS, 2015). Além disso, esta bacia é muito instrumentada (i.e. monitorada) para o contexto brasileiro, tendo boa disponibilidade de dados que são necessários para a modelagem, como por exemplo, várias estações de monitoramento de chuva, vazão e clima, com longas séries históricas de medição.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Analisar a dinâmica do escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio das Velhas sob diferentes cenários de uso e ocupação da terra por meio da simulação de um modelo hidrológico conceitual, distribuído e contínuo.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o comportamento hidrológico da bacia do rio das Velhas, adequando o modelo de simulação SWAT ao nosso estudo de caso através dos procedimentos de calibração e validação.
- Simular cenários alternativos de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica em estudo, de forma a quantificar os impactos oriundos desses diferentes cenários sobre o balanço hídrico e a distribuição da vazão.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Impactos teóricos do uso antrópico sobre regimes de vazão

As alterações no uso da terra podem modificar o ciclo hidrológico, provocando impactos diversos no meio ambiente, em função de mudanças na evapotranspiração da bacia, na retenção da água precipitada na copa das árvores, na capacidade de infiltração, e por consequência no volume infiltrado e escoado, entre outros. Esses fatores acabam por influenciar tanto a vazão média, quanto as vazões máximas e mínimas (SOARES, CUNHA e CANEPARO, 2011).

Entretanto, a previsão dos reais impactos das mudanças do uso da terra sobre as vazões é uma tarefa difícil, visto que avaliar o efeito de um conjunto de alterações sobre o ciclo hidrológico e suas interações é bastante complexo (NIEMCZYNOWICZ, 1999; FLETCHER *et al.*, 2013). A complexidade reside na interdependência dos vários impactos gerados, e, portanto, na necessidade de se avaliar todas as variáveis do processo de forma conjunta. A redução da infiltração, por exemplo, irá interferir na evaporação, na recarga dos corpos d'água, nas vazões máximas e mínimas, e etc.

Os processos hidrológicos na bacia hidrográfica possuem duas direções predominantes de fluxo: vertical e longitudinal. O vertical é representado pelos processos de precipitação e evapotranspiração e o longitudinal pelo escoamento na direção dos gradientes da superfície (escoamento superficial e rios) e do subsolo (escoamento subterrâneo) (TUCCI e CLARKE, 1997).

A parcela inicial da precipitação é retida pela vegetação; quanto maior for a superfície de folhagem, maior a área de retenção da água durante a precipitação. Esse volume retido é evaporado assim que houver capacidade potencial de evaporação. Quando o volume retido pelas plantas é totalmente evaporado, elas passam a perder umidade para o ambiente através da transpiração. A planta retira essa umidade do solo através de suas raízes (TUCCI e CLARKE, 1997).

Da parcela de precipitação que atinge o solo a mesma pode infiltrar ou escoar superficialmente dependendo da capacidade do solo em infiltrar. Essa capacidade depende de condições variáveis, como a quantidade de umidade já existente, das características do solo e da sua cobertura. A água que infiltra pode percolar para o aquífero ou gerar um escoamento sub-superficial ao longo dos canais internos do solo,

até a superfície ou um curso d'água. A água que percola até o aquífero é armazenada e transportada até os rios, criando condições para mantê-los perenes nos períodos de longa estiagem (TUCCI e CLARKE, 1997).

Diante disso, a quantificação do efeito do uso e da cobertura da terra sobre a dinâmica do escoamento superficial de uma bacia hidrográfica tem sido uma área de interesse corrente para os hidrólogos (MCGRANE, 2016). Para Wahab (2009), entender como as mudanças no uso da terra influenciam os padrões de variação das vazões ajuda a planejar estratégias que minimizem os efeitos indesejáveis de futuras mudanças na dinâmica de ocupação.

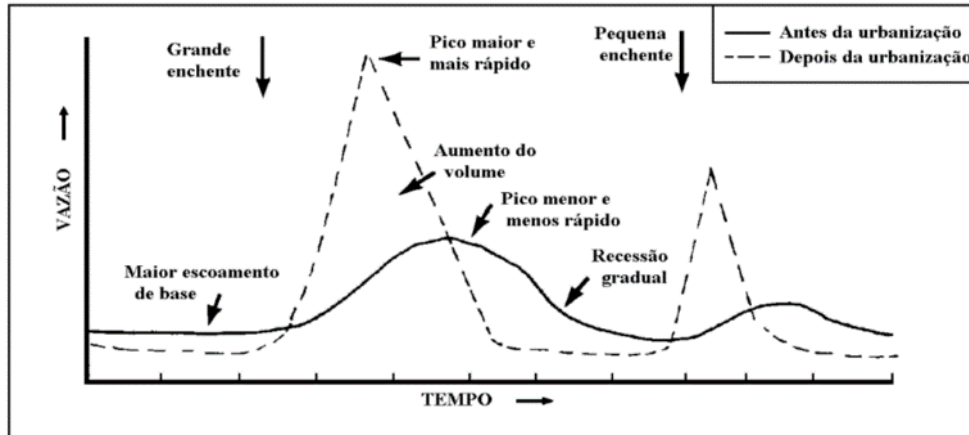
A modernização da agricultura tem resultado em significativas alterações nas propriedades físicas do solo, em função, principalmente do aumento do peso das máquinas e equipamentos e da intensidade de uso da terra (STRECK *et al.*, 2004). Como consequência da compactação, tem-se aumento da resistência do solo e redução da porosidade, da permeabilidade e da disponibilidade de nutrientes e água (REICHERT, SUZUKI e REINERT, 2007). No sistema silvipastoril, os solos podem ser compactados tanto pelos veículos utilizados nas operações florestais, quanto pelo pastejo de animais e pelas raízes das árvores (GREACEN e SANDS, 1980). Além dos impactos ocasionados pela compactação e a remoção da cobertura vegetal natural, as práticas agrícolas podem ocasionar redução da disponibilidade hídrica em função da irrigação, favorecimento de processos erosivos, salinização de solos e contaminação de rios, lagos e mananciais pela introdução de agentes tóxicos e nutrientes oriundos de fertilizantes e agroquímicos carregados pelo escoamento superficial (PATERNIANI, 2013).

Segundo Tucci (2002), a urbanização também ocasiona diversos impactos sobre o ecossistema hídrico, entre eles, cabe destacar:

- aumento das vazões médias de cheia e diminuição do tempo de concentração da água na bacia, em função da elevação da capacidade de escoamento por meios dos condutos e canais e da impermeabilização das superfícies (Figura 1);
- aumento da produção de sedimentos devido à desproteção das superfícies e à produção de resíduos sólidos;

- deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, devido à lavagem das ruas, ao transporte de material sólido, às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial, e à contaminação direta de aquíferos.

Figura 1. Comportamento da vazão de cheia antes e depois da urbanização



Fonte: Tucci (2002)

Em geral, as alterações dos fluxos envolvidos no ciclo hidrológico com a retirada da cobertura vegetal original provocam: aumento do albedo, porque as florestas absorvem maior radiação de onda curta e refletem menos; diminuição do volume evaporado, devido à redução da interceptação pela vegetação; maiores flutuações de temperatura; menor variabilidade da umidade nas camadas profundas do solo, já que a floresta é capaz de retirar umidade em profundidades do solo muito maiores que a vegetação rasteira; e menor controle do nível freático, visto que a vegetação arbórea e arbustiva favorece a infiltração e retarda a velocidade do escoamento, favorecendo o armazenamento da água nos níveis subterrâneos.

Pode-se esperar também uma diminuição na precipitação, em função da redução da evaporação. No entanto, ressalta-se que quando a precipitação local é dependente principalmente dos movimentos de massa de ar globais, como em bacias extensas, o efeito da alteração da cobertura sobre a precipitação é mínimo (KOBAYAMA, 1999; TUCCI e CLARKE, 1997). Em função dessas interferências, o uso da terra com remoção da cobertura vegetal pode gerar aumento do escoamento superficial e facilitar o carreamento de sólidos que provocam o assoreamento de lagos, rios, represas etc. (BALDISSERA, 2005).

A capacidade de infiltração é um fator importante na análise da geração do escoamento, pois quanto maior a infiltração, menor será o volume de água escoado. Ela

depende diretamente do uso e cobertura da terra associados e do tipo de solo. Normalmente, solos com a presença de cobertura florestal apresentam alta porosidade, especialmente macroporosidade, proporcionada por raízes mortas e cavidades de animais, conferindo a eles maior capacidade de infiltração (PRITCHETT, 1979; CHENG *et al.*, 2002), e menor produção de escoamento superficial. Já em solos expostos, que sofrem a ação da compactação, como por exemplo, estradas e pastos, a taxa de infiltração pode reduzir drasticamente, aumentando a quantidade de água afluída nos cursos d'água de maneira artificial, forçando o aumento o da vazão média na bacia hidrográfica em períodos chuvosos (TUCCI e CLARKE, 1997). No entanto, no período seco, o efeito será o contrário, pois haverá diminuição do fluxo basal (HUDAK, 2005). De outro lado, as características do solo (p.ex textura, espessura dos horizontes, composição mineralógica, umidade) também exercem influência nas taxas de infiltração. A capacidade de infiltração é grande quanto o solo encontra-se seco, devido à ação das forças capilares, e diminui progressivamente com o umedecimento (SELBY, 1993). Assim, um solo argiloso pode ter alta capacidade de infiltração quando está seco, e se tornar praticamente impermeável após receber umidade até o nível de saturação (TUCCI e CLARKE, 1997).

Na literatura são encontrados diversos estudos em bacias hidrográficas que identificaram incrementos na vazão devido a desmatamentos e reduções devido a reflorestamentos (ABDUL RAHIM, 1988; VERTESSY, 2000; HADDELAND *et al.*, 2007; YAO *et al.*, 2012). Entretanto, alguns trabalhos não conseguiram perceber mudança significativa no regime hidrológico, sugerindo que este tipo de análise deve ser cuidadosa e aprofundada (BUTTLE e METCALFE, 2000; WILK *et al.*, 2001; ROBINSON *et al.*, 2003). Esses resultados divergentes podem ser devidos ao método de análise adotado, mas também em função da alta complexidade dos processos hidrológicos em bacias hidrográficas, especialmente em grandes bacias. Eles também demonstram que a relação entre floresta e água é específica, e, portanto, são necessários mais estudos de caso que investiguem detalhadamente esse assunto.

3.2 Modelos hidrológicos

De forma geral, a construção de modelos consiste em representar de forma simplificada o comportamento dos sistemas complexos utilizando um conjunto de variáveis, parâmetros e constantes matemáticas capazes de capturar a essência do fenômeno. Neste sentido, o objetivo da modelagem é compreender melhor o sistema, prever situações futuras e até mesmo reproduzir o passado, para direcionar as ações de decisão (CHRISTOFOLETTI, 1999). Neste sentido, a modelagem hidrológica consiste em representar processos que possibilitam o melhor entendimento do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas. Além disso, os modelos hidrológicos possuem grande potencial para caracterizar a disponibilidade hídrica em condições de mudanças no clima ou no uso da terra (TUCCI, 2005).

Kaiser (2006) cita as variadas finalidades da modelagem hidrológica:

- Reproduzir as fases do ciclo hidrológico através do estudo e equacionamento do balanço hídrico;
- Simular vazões de cursos d'água em bacias que sofreram intervenções. Atualmente, esse assunto tem sido bem discutido, principalmente com enfoque no controle de enchentes em áreas urbanas;
- Analisar o impacto de obras hidráulicas nos cursos d'águas;
- Fornecer dados para projetos de engenharia. Nessa área, seu uso é comum para aumentar a série de dados de vazão, uma vez que os dados pluviométricos estão mais disponíveis que os fluviométricos;
- Prever vazões que auxiliem o gerenciamento de barragens e o alerta de cheias;
- Avaliar o impacto de intervenções antrópicas na bacia.

Os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Comumente, essa classificação é de acordo com o tipo de relações entre essas variáveis (empíricas ou conceituais), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos) e a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos; CHOW *et al.*, 1988).

No modelo concentrado, toda a bacia hidrográfica é representada por uma precipitação média e os processos hidrológicos por variáveis concentradas no espaço, ou seja, os valores são constantes para toda a bacia. Este tipo de discretização é geralmente utilizado em pequenas bacias, onde a distribuição espacial dos parâmetros não compromete os resultados. Já os modelos distribuídos permitem a subdivisão da bacia principal em sub-bacias, de acordo com a drenagem principal. A subdivisão é realizada com base na disponibilidade de dados, nos locais de interesse e na variabilidade dos parâmetros físicos da bacia (p. ex. uso da terra e precipitação; TUCCI, 2005). Com isso, as atividades antrópicas sobre a bacia (p. ex. desmatamento, irrigação) podem ser representadas por meio da mudança dos valores dos parâmetros, sendo possível considerar a variação espacial (WOOD e O'CONNELL, 1985). Em contrapartida, modelos distribuídos são mais complexos e demandam maior capacidade de processamento (BODVARSSON, 1987), o que atualmente deixou de ser uma limitação, devido a capacidade dos atuais computadores.

Os modelos são ditos empíricos quando sua formulação não possui nenhuma representação explícita dos processos físicos da bacia, podendo possuir uma característica regionalista. Os modelos conceituais são baseados nas equações que descrevem o processo físico conceitual ou hipotético não sendo necessariamente baseado no processo real (PAIVA, 2009). Pode-se dizer então que enquanto modelos empíricos usam dados observados para formular as relações que ocorrem no sistema, não considerando as leis físicas que estão envolvidas no processo, os modelos teóricos usam dessas leis para desenvolver um grupo de algoritmos que represente o sistema físico idealizado (MACHADO, 2002).

Sobre os modelos contínuos, os processos são simulados sequencialmente dentro do sistema físico, no intervalo de tempo que pode variar de frações de hora a um dia (ou mesmo maior) e a saída do modelo é na forma de séries temporais. Já os modelos baseados em eventos consideram os parâmetros de entrada e saída invariáveis no tempo (TIM, 1996).

O modelo *Area Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation* (ANSWERS) foi desenvolvido por Beasley e Huggins (1981) nos Estados Unidos. Segundo Braud, Fernandez e Bouraoui (1999), a sua versão original foi desenhada para estudar o impacto de práticas de gestão no escoamento e no transporte de sedimentos,

sendo um modelo baseado em eventos. Mais tarde, foram incorporados ao ANSWERS o cálculo do transporte de fósforo (AMIN SICHANI, 1982; STORM *et al.*, 1988) e nitrogênio (DILLAHA *et al.*, 1988). O modelo foi novamente modificado por Bouraoui e Dillaha (1996) se tornando contínuo, mas apenas para o módulo de hidrologia. Ele é um modelo físico-distribuído e subdivide a área em células uniformes de 0,4 ha a 1,0 ha. Todos os parâmetros relacionados ao uso da terra, declividade, propriedades do solo, nutrientes, cultivos e práticas agrícolas são assumidos como uniformes para cada célula. A diferença entre as células simula a heterogeneidade do terreno (NETO, VAZ e CRESTANA, 2007).

No estudo feito por Braud *et al.* (2001), o modelo ANSWERS foi aplicado em duas bacias localizadas na região de Mendoza, Argentina. Para a bacia *Cuenca Aluvional Piloto* a proposta foi simular o escoamento e o transporte de sedimentos considerando as diferentes coberturas vegetais da área. Na outra bacia, *Divisadero Largo*, o modelo já havia sido validado para realizar esse tipo de simulação em estudos anteriores, e por isso, nesse trabalho, avaliou-se como a mudança no uso da terra que ocorreu na bacia – ela foi transformada em reserva natural - influenciou na resposta hidrossedimentológica. O estudo permitiu também testar a aplicabilidade do modelo para diferentes escalas espaciais. Os resultados mostraram que o modelo se adaptou bem quando a variabilidade de chuvas e as áreas impermeáveis são os processos dominantes para explicar o escoamento. Entretanto, quando a microtopografia de superfície e a cobertura vegetal são os fatores que mais influenciam a produção do escoamento, o modelo falha em representar a dinâmica da bacia.

O *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) foi desenvolvido pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) em 1995. É um modelo hidrossedimentológico distribuído, que simula um evento individual ou vários eventos de forma contínua, capaz de simular os processos de infiltração, escoamento superficial e erosão do solo. Este modelo também considera os efeitos das mudanças de uso da terra e a variabilidade espacial e temporal dos fatores que afetam os processos hidrológicos e da erosão que ocorrem em uma encosta (PAIVA, 2008).

Pandey *et al.* (2009) usaram o WEPP como uma ferramenta de modelagem para a identificação de sub-bacias hidrográficas críticas e avaliação das melhores práticas de manejo para uma pequena bacia hidrográfica da Índia. As prioridades foram fixadas de

acordo com as classificações atribuídas a cada sub-bacia hidrográfica crítica, com base na susceptibilidade à erosão - quanto maior a produção de sedimentos, maior a prioridade. Posteriormente, o modelo foi utilizado para avaliar a eficácia das melhores práticas de gestão (cultivo e plantio) para conservação do solo para todas as sub-bacias hidrográficas. Com esse estudo, foi possível identificar os locais mais adequados para implantação das lavouras e verificou-se a necessidade de substituir as técnicas de plantio utilizadas por técnicas mais modernas, que favorecem a conservação do solo e da qualidade da água.

O modelo MIKE SHE é uma versão adaptada do modelo “Sistema Hidrológico Europeu” (SHE), e resulta da cooperação de alguns centros de pesquisa europeus, iniciada em 1976 (ABBOTT *et al.*, 1986; REFSGAARD e STORM, 1995; DHI, 2001). É um modelo distribuído, contínuo ou baseado em eventos, que também simula o impacto de práticas agrícolas. Embora seja considerado como o mais abrangente modelo, com muito embasamento físico, requer uma entrada substancial de dados que, teoricamente, podem ser medidos em laboratório ou em experimentos na bacia, embora a altos custos, o que limita sua aplicação prática (NARAMNGAM, 2008). O MIKE SHE simula as seguintes fases do ciclo hidrológico: interceptação, infiltração, evapotranspiração, fluxo subsuperficial na zona não-saturada, fluxo subterrâneo na zona saturada, fluxo superficial e fluxo nos canais (ESCARIÃO *et al.*, 2012).

Góes (2009) utilizou o MIKE SHE para tentar representar a dinâmica do sistema hidrológico da bacia do rio Beberibe, uma das principais bacias da região metropolitana de Recife, Brasil, com o objetivo de nortear possíveis intervenções e melhorias nas suas condições de drenagem. Os resultados obtidos para as vazões em eventos de chuva mostraram que o modelo é capaz de representar a vazão nos canais estudados. Entretanto, para uma melhor representação é importante acrescentar informações adicionais, como o Modelo Numérico de Terreno (MNT) e as áreas permeáveis e impermeáveis. Além disso, foram poucos os eventos com dados registrados, o que requer mais tempo de medição para melhor validação do modelo, principalmente para determinação das vazões de pico.

O *Topography Based Hydrological Model* (TOPMODEL; BEVEN *et al.*, 1994) é um modelo de transformação de chuva em vazão do tipo conceitual e distribuído, o qual utiliza relações físicas para representar bacias hidrográficas e seus processos

hidrológicos. Segundo Collischonn (2001), ele se baseia na discretização em sub-bacias e tem sua base física determinada a partir de um Modelo Numérico de Terreno (MNT), do qual é extraída a área de drenagem e a declividade local. De acordo com Beven *et al.* (1994), o modelo possui um índice, denominado índice topográfico que representa a propensão de qualquer local da bacia atingir condições de saturação. Esse índice é baseado na hipótese que o gradiente hidráulico na zona saturada pode ser aproximado usando-se a declividade da superfície do terreno. O TOPMODEL tem sido amplamente utilizado, principalmente devido a sua habilidade de considerar informação distribuída na bacia em uma estrutura relativamente simples, além da utilização de poucos parâmetros de calibração (OLIVEIRA, 2006). Segundo Collischonn (2001), o seu uso é adequado para os problemas na escala de dezenas a centenas de quilômetros quadrados.

O trabalho de Ranzini (2002) utilizou o TOPMODEL para efetuar uma avaliação dos efeitos sobre o deflúvio, caso haja, deliberadamente ou não, uma alteração da cobertura vegetal de uma microbacia florestada localizada na Serra do Mar, na região do Vale do Paraíba, São Paulo. Para isso, o modelo foi calibrado e validado considerando a cobertura vegetal original, e posteriormente, realizou-se a simulação substituindo a Mata Atlântica que cobre a bacia em questão pelo corte raso. O comportamento hidrológico considerando o corte raso mostrou uma diminuição do tempo de pico e um aumento significativo do volume de vazão simulado, dessa forma, recomendou-se que o corte raso seja evitado a qualquer custo. O estudo também indicou uma eficiência maior do modelo para as simulações de eventos isolados do que para as de período longo.

O Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB-IPH), descrito por Collischonn (2001), foi desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Foi inicialmente baseado nos modelos LARSIM (BREMICKER, 1998) e VIC (LIANG *et al.*, 1994; NIJSSEM *et al.*, 1997), com algumas modificações nos módulos de evapotranspiração, percolação e propagação de vazões. Esse modelo é do tipo distribuído e foi desenvolvido inicialmente para aplicações em grandes bacias (maiores que 10.000 km²). Para realizar a simulação, a bacia é discretizada em sub-bacias, que por sua vez, são divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU) de acordo com as características de uso da terra, cobertura vegetal e tipo de solo (RIBEIRO NETO, 2006). Basicamente, o modelo é composto pelos seguintes algoritmos: balanço de água no solo; evapotranspiração; escoamento

superficial, sub-superficial e subterrâneo nas HRU; e escoamento na rede de drenagem (rios e reservatórios; PAIVA, 2009).

Silva, Collischonn e Tucci (2004) apresentam algumas etapas da implementação do MGB-IPH na Bacia do rio São Francisco. O modelo foi ajustado para toda a bacia hidrográfica, englobando uma área total da ordem de 639.000 km². Verificou-se que o comportamento geral dos hidrogramas observados foi bem representado pelo modelo, seja durante as pequenas cheias e os períodos de estiagem, como nas maiores cheias, mostrando-se útil na estimativa de vazões em locais sem dados. Além disso, a estrutura flexível do modelo permite a sua utilização como ferramenta de gerenciamento dos recursos hídricos, por exemplo, para quantificar impactos resultantes da mudança do uso da terra e obras hidráulicas, auxiliar a tomada de decisão quanto à outorga do uso da água e criar alertas de inundações ribeirinhas.

Como visto, os modelos têm sido ferramentas úteis na análise do comportamento hidrológico em bacias. Entretanto, é importante considerar as limitações dessa abordagem:

- Nenhum modelo pode produzir resultados completamente precisos, pois não podem se assemelhar a 100% dos processos hidrológicos. Um modelo é apenas uma abstração de um sistema ou processo, sendo uma tentativa de descrevê-los, analisá-los ou simplificá-los (GREGORY, 2000);
- Resultados produzidos por modelagem computacional não são mais precisos do que cálculos manuais, mas são mais rápidos e mais convenientes (NIX, 1991);
- Os erros e incertezas nos dados e processos são inerentes à modelagem e devem ser ponderados pelo modelador (SUI e MAGGIO, 1999).

3.3 SWAT

O modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) foi desenvolvido no início da década de 90 nos Estados Unidos da América (EUA) pelo *Agricultural Research Service* e pela *Texas A&M University* (ARNOLD *et al.*, 1998; ARNOLD e FOHRER, 2005). É um modelo hidrológico distribuído fundamentado em uma estrutura de comandos definida para simular a propagação do escoamento, sedimentos e nutrientes

através de bacias hidrográficas. Ao invés de incorporar equações de regressão para descrever a relação entre as variáveis de entrada e saída, o SWAT modela os processos físicos usando informações específicas sobre o clima, a vegetação, a topografia, solo, o aporte de nutrientes e agrotóxicos e as práticas de manejo da terra (NEITSCH *et al.*, 2011).

Embora o modelo opere em intervalos de tempos diários, seu objetivo não é simular eventos isolados, sendo eficiente o bastante para simulações por muitos anos. (MACHADO, 2002). A componente climática do modelo compreende as variáveis diárias: precipitação, temperatura do ar (máxima e mínima), radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Já a parte que trata dos solos utiliza como dados de entrada os valores da massa específica aparente, os teores de argila, silte e areia, a condutividade hidráulica saturada, o carbono orgânico, o grupo hidrológico, entre outros. Os dados climáticos que alimentam o SWAT compõem as forçantes do modelo, variando durante o período estudado. Por outro lado, os dados de tipo de solo, assim como o modelo digital de elevação, são estáticos, mantendo um valor durante toda a simulação (ARNOLD *et al.*, 1998; NEITSCH *et al.*, 2011).

O SWAT também oferece a possibilidade de gerar os dados climáticos necessários com o gerador de clima incorporado ao modelo, ferramenta que pode ser muito útil na falta de dados locais. Além de ter um banco de dados disponível com as características de diversos usos da terra. Graças a essas instalações, os dados que precisam ser coletados para executar o SWAT são relativamente pequenos em comparação com modelos com o mesmo nível de complexidade (HEUVELMANS *et al.*, 2005).

Assim como outros modelos de simulação hidrológica (p.ex. TOPMODEL, SHE, WEPP, etc), o SWAT permite a integração com SIGs. Uma das possibilidades de integração é através da interface ArcSWAT que funciona como uma extensão do SIG ArcGIS. Isso permite a utilização de suas ferramentas de geoprocessamento como suporte às etapas de modelagem, tornando mais intuitiva a alimentação com os dados de entrada do modelo e facilitando a exibição dos resultados, através de cartogramas (BARBAROTTO JUNIOR, 2014). Os dados são, então, inseridos com o auxílio dessa interface gráfica do SIG e são organizados em planos de informação geográficos e dados tabulares. Os dados geográficos correspondem a mapas de uso e cobertura da

terra, mapas pedológicos e o Modelo Numérico do Terreno (MNT; PERAZZOLI, PINHEIRO e KAUFMANN, 2013). Já os dados tabulares são compostos pela componente climática já descrita anteriormente.

O SWAT é dividido em quatro módulos: produção de água, produção de sedimento, propagação no canal e propagação no reservatório. Para o cálculo dos parâmetros hidrológicos é utilizada a metodologia do *Soil Conservation Service* (SCS) e para a simulação da produção de sedimentos usa-se a formulação Equação Universal Modificada de Perdas de Solo (MUSLE; NEITSCH *et al.*, 2011). O modelo foi desenvolvido com o objetivo de prever o efeito de diferentes usos e cobertura da terra (cenários) sobre a qualidade e quantidade de água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacias hidrográficas não instrumentadas (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994).

Na modelagem realizada pelo SWAT, a bacia é dividida em sub-bacias, a partir do modelo digital de elevação da área de estudo. Cada sub-bacia pode ainda ser parametrizada pelo SWAT gerando as Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrological Response Units*; HRU), as quais correspondem a uma única combinação de uso da terra e solos dentro da sub-bacia. Dessa forma, criam-se vários grupos de características homogêneas, preservando os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia (NEITSCH *et al.*, 2011).

Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para os diferentes usos da terra e solos. Além disso, esta subdivisão possibilita ganho de tempo no processamento do SWAT nas áreas com características físicas iguais, nas quais a resposta hidrológica é a mesma (NEITSCH *et al.*, 2011). O escoamento é calculado, então, para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode melhorar a precisão das simulações e fornecer uma melhor descrição física do balanço hídrico na bacia (ARNOLD *et al.*, 1998)

O processamento do modelo SWAT pode ser resumido nas seguintes etapas: inicialmente calculam-se os fluxos para cada HRU; depois os resultados de cada HRU são agregados por sub-bacia; por fim, as respostas para cada sub-bacia são direcionadas para a rede de drenagem existente na bacia hidrográfica (NEITSCH *et al.*, 2011;

SALLES, 2012). Assim, através do uso das HRUs que conferem variabilidade espacial ao modelo, o SWAT se torna muito adequado para avaliação dos efeitos de mudanças no uso da terra (ARNOLD e WILLIAMS, 1999; NEITSCH *et al.*, 2011).

O trabalho de Baldissera (2005) foi pioneiro no uso do SWAT para bacia de grande escala e muito heterogênea no Brasil. A área estudada foi a bacia do rio Cuiába, localizada no estado do Mato Grosso, cuja área é cerca de 29.000 km². O objetivo foi testar a aplicabilidade do modelo SWAT na simulação hidrológica da bacia em questão, bem como simular vazões sob diferentes cenários de uso e cobertura da terra. Os resultados indicaram aplicabilidade satisfatória do SWAT para as condições da região, entretanto, encontrou-se dificuldades para ajustar o fluxo de base. Foi atribuído a isso, a limitada base de dados pedológicos disponíveis. No cenário de mudança de uso da cobertura da terra, comparando o uso atual e a bacia 100% revegetada, o estudo não encontrou diferenças significativas na vazão média em um nível de significância de 5%.

Blainski *et al.* (2011) aplicaram o SWAT na modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Araranguá, no estado de Santa Catarina, que tem aproximadamente 3.000 km². O objetivo foi avaliar a influência das atividades agrícolas sobre a distribuição espacial e temporal da disponibilidade hídrica da área estudada. Três cenários foram estudados: uso atual, com predominância da rizicultura nas áreas agrícolas; substituição da agricultura por reflorestamento; e remoção da cobertura vegetal das áreas agrícolas. Os resultados indicaram que o modelo foi eficiente para representar o regime hidrológico da área estudada. Além disso, a vazão média diária anual foi superior no cenário com solo exposto, confirmando a hipótese do aumento do escoamento superficial e redução da taxa de infiltração em função da retirada da cobertura vegetal. Apesar das maiores vazões diárias no cenário do solo exposto, o cenário com reflorestamento foi o que apresentou maior regularização da vazão ao longo do ano. Do ponto de vista hidrológico, as áreas florestadas e de vegetação de grande porte nivelam a vazão do curso d'água ao longo do tempo evitando aumentos bruscos da vazão do rio em tempos chuvosos, e recarregando lentamente em períodos de estiagem (KOBAYAMA, 1999).

Durães (2010) utilizou o modelo SWAT para construir curvas de permanência para a bacia do rio Paraopeba, em Minas Gerais, e assim, avaliar o comportamento dessas curvas em diferentes cenários de uso e cobertura do solo. Esses cenários foram

criados através dos cadastros de outorga de 2009 (ano em que o estudo foi desenvolvido) e de projeções futuras para os próximos 5, 10, 15 e 20 anos. Com base na simulação desenvolvida, o autor avaliou o estresse hidrológico causado pela mudança do uso da terra e pela demanda do uso da água, enquadrando a bacia em alto, médio e baixo estresse. O nível de estresse foi definido através da relação entre o somatório das vazões outorgadas e a porcentagem que ele representa de uma vazão referência, que no caso foi a $Q_{90\%}$ e a $Q_{7,10}$.

Perazzoli, Pinheiro e Kaufmann (2013) desenvolveram um trabalho visando simular diferentes cenários de uso da terra para a bacia hidrográfica do ribeirão Concórdia em Santa Catarina (cerca de 31 km²), utilizando o modelo SWAT, e analisar os efeitos dessas mudanças no fluxo de água e de sedimentos. Os três cenários gerados – agricultura, floresta nativa e pastagem – foram comparados com o cenário atual. Os resultados mostraram que o modelo foi capaz de representar bem os processos hidrossedimentológicos na bacia, e que o cenário mata nativa apresentou o maior decréscimo na vazão média, em relação ao cenário atual, cerca de 8,70%. Por outro lado, o cenário agricultura produziu a maior taxa de produção de sedimentos, aproximadamente 3 vezes maior que o cenário atual.

A fim de compreender a produção de água e sedimentos, Lopes (2008) monitorou e modelou através do SWAT os processos hidrossedimentológicos em sete microbacias experimentais que estão localizadas na Bacia Hidrográfica do Paraná, no norte do estado de Santa Catarina. Dentre as microbacias estudadas, duas eram de vegetação nativa, duas de reflorestamento de pinus, uma de agricultura, e duas mistas. A limitação do modelo para pequenas bacias foi verificada devido à perda de sensibilidade na resposta da bacia e ao grande número de parâmetros necessários para calibração. A microbacia agrícola foi a que apresentou maior produção de escoamento superficial e de sedimentos.

Rodrigues *et al.* (2015) também utilizaram o SWAT para avaliar o impacto provocado pelas alterações de uso da terra na disponibilidade de água da bacia do rio Pará, em Minas Gerais, com área de 12.300 km². Considerou-se dois cenários para a análise: um com a vegetação original de Cerrado e de Floresta Estacional Semidecidual e outro com a situação atual, em que foi implantada pastagem em 37% do território da bacia. O ajuste do modelo foi considerado satisfatório, sendo possível estimar

incremento de cerca de 10% na vazão média da bacia em função da remoção da cobertura vegetal.

Kepner *et al.* (2004) utilizaram o modelo SWAT para simular cenários futuros de desenvolvimento na bacia *Upper San Pedro River*, que tem 7.600 km², e está localizada no Arizona/EUA e em Sonora/México. O objetivo do trabalho foi orientar decisões políticas em relação ao crescimento populacional e a conservação dos recursos hídricos, e por isso, avaliou-se três cenários: o primeiro considerando o aumento populacional concentrado nas áreas urbanas já existentes e remoção de toda agricultura irrigada na bacia; para o segundo, novamente a maior parte da população seria alocada nas áreas urbanas, entretanto 15% ocupariam áreas suburbanas e a agricultura seria removida dentro de uma zona de amortecimento, próximo ao rio principal; no terceiro cenário, o desenvolvimento ocorre principalmente nas áreas rurais e a agricultura de irrigação permanece inalterada. Esse último cenário apresentou a maior produção de escoamento e sedimentos, entretanto, os outros dois cenários podem ser menos atraentes para os decisores por restringirem o desenvolvimento urbano e a agricultura a uma pequena área da bacia.

3.4 Integração do SIG com a modelagem hidrológica

Geoprocessamento é a tecnologia que abrange o conjunto de técnicas de entrada, manipulação, armazenamento e análise dos dados espacialmente referenciados (LONGLEY *et al.*, 2010). Os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) fazem parte das Geotecnologias que compõem o Geoprocessamento. A utilização dessas tecnologias de geoinformação na gestão dos recursos hídricos tem diversas aplicações, sendo úteis em variadas áreas de estudo, como por exemplo: planejamento de uso da terra; monitoramento e análise ambiental; manejo florestal e de recursos naturais; projetos de engenharia (transportes, mineração, irrigação, etc.; VETTORAZZI, 1992; LONGLEY *et al.*, 2010; OLIVEIRA, FARIA e CASTRO, 2015).

O SIG une as características de um local, um recurso e/ou um aspecto com sua localização espacial (LONGLEY *et al.*, 2010). Por meio dele, é possível separar as informações em diferentes camadas temáticas e armazená-las independentemente, permitindo trabalhar com elas de modo rápido e simples, e relacioná-las de acordo com a posição e topologia dos objetos de forma a gerar novas informações (GÓES, 2009).

Como exemplos de *softwares* de SIG, pode-se citar o ArcGis, o QGIS, o IDRISI, o SPRING, o Geomedia e o MapInfo, entre outros.

Como o uso de modelos é limitado pela necessidade de dados espaciais, e o SIG é uma ferramenta que facilita muito a manipulação desses dados, a união dessas duas tecnologias representa um importante avanço no que diz respeito ao manejo de poluições não pontuais. Além disso, o grande volume de dados requeridos para análise e avaliação de problemas hidrológicos, em escala regional, tem conduzido a um crescimento da demanda de base de dados computadorizados (MATTOS, 1998; LIBOS, 2002; ALMEIDA, 2006).

Durante quase duas décadas (1960 e 1970), os SIGs e a modelagem hidrológica desenvolveram-se em paralelo, com poucas interações. Os principais estudos de pesquisa para a sua integração ocorreram no final da década de 1980, como parte dos esforços da comunidade envolvida com o SIG para melhorar suas capacidades analíticas e a demanda de hidrólogos para representações digitais precisas do terreno. Os benefícios mútuos dessa integração têm sido cada vez mais reconhecidos, tanto pelos usuários do SIG, quanto pelos hidrólogos (SUI e MAGGIO, 1999).

A utilização de técnicas de geoprocessamento constitui-se em instrumento de grande potencial para o estabelecimento de planos integrados de conservação do solo e da água, possibilitando, por exemplo, a caracterização espacial e temporal de bacias hidrográficas. Neste contexto, os SIGs inserem-se como uma ferramenta capaz de representar e caracterizar os processos ambientais em diversas regiões, de uma forma simples e eficiente, permitindo economia de recursos e tempo. Sendo possível agregar dados de diferentes fontes (imagens de satélite, fotografias aéreas, informações topográficas, cartas de solos, hidrografia etc.) e em diferentes escalas. O resultado desses processos geralmente é apresentado sob a forma de mapas temáticos com as informações desejadas (MENDES, 1996). Segundo Tucci (2005), os principais dados fisiográficos de uma bacia hidrográfica utilizados como parâmetros de entrada dos modelos hidrológicos são: drenagem, declividade, orientação, chuva, solo, cobertura e altitude. No ambiente SIG cada um desses dados é armazenado como planos de informação (PI) ou *layers*. No Brasil, várias organizações como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a Agência Nacional de Águas (ANA), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

(EMBRAPA) já têm disponibilizado esse tipo de dados de forma gratuita. A existência de dados livres é de grande importância para ampliar a geração de informação através do SIG e da modelagem.

A integração de um modelo hidrológico com o SIG apresenta, então, diversas utilidades: caracterização da bacia hidrográfica; melhoria da estimativa de parâmetros de modelos conceituais; parametrização das unidades espaciais em modelos distribuídos por sub-bacias; subdivisão automatizada da bacia em unidades hidrológicas similares; contextualização espacial dos resultados; e simplificação da aplicação operacional do modelo (SCHUMANN *et al.*, 2000; BALDISSERA, 2005). Além disso, a classificação de imagens de satélite, por exemplo, permite analisar as mudanças de cobertura vegetal de uma área e, ainda, prever e localizar os impactos causados pela ação antrópica, permitindo um gerenciamento mais eficaz da bacia (LIBOS, 2002).

Reforçando a ideia da integração de SIG em estudos hidrológicos, uma versão do modelo hidrológico SWAT foi integrada ao ArcGis (ArcView). O SIG é utilizado na etapa de pré-processamento das informações de entrada necessárias às simulações com este modelo, como a delimitação da bacia hidrográfica, definição das unidades de resposta hidrológica e das estações meteorológicas. O sistema executa o modelo externamente, e posteriormente o SIG volta a ser usado para análise dos resultados, disponibilizando-os sob forma de tabelas, gráficos e mapas (WINCHELL *et al.*, 2013).

Mendes (1996) descreveu algumas observações importantes sobre o uso conjunto do SIG e da modelagem hidrológica. A primeira delas é que o SIG utiliza conceitos de pontos, linhas, polígonos, grades, redes de triângulos irregulares para representar a realidade, enquanto na hidrologia, os sistemas a serem representados espacialmente são bacias, aquíferos, rios, canais e lagos entre outros. No que diz respeito ao campo conceitual, no SIG a análise é feita através de manipulação e interpretação de dados geográficos, já nos modelos hidrológicos, a análise é realizada por meio de simulação de movimento de água e de seus constituintes, usando equações que representam leis físicas. Ainda assim, a aplicação conjunta dessas duas ferramentas traz muitas vantagens, o que justifica o crescimento da sua utilização ao longo dos anos.

A utilização de modelos hidrológicos acoplados em SIG são importantes ferramentas na gestão dos recursos hídricos (MENDES, 1996; SUI e MAGGIO, 1999).

No Brasil, a Lei das Águas (lei nº 9.433/97) instituiu o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) cujos objetivos principais são: coordenar a gestão integrada das águas; arbitrar administrativamente os conflitos relacionados aos recursos hídricos; planejar, regular e controlar o uso, bem como a recuperação dos corpos d'água; e promover a cobrança pelo uso da água (BRASIL, 1997). Esse Sistema ocorre na forma de instituições, que têm em suas composições a participação de diversos setores da sociedade, tendo, portanto, como objetivo maior, a gestão descentralizada do uso da água, onde todos têm o direito constitucionalmente garantido de participar das negociações e das tomadas de decisões (OLIVEIRA, 2007).

Nesse contexto, os trabalhos de modelagem hidrológica integrados ao SIG podem ser uma ferramenta útil para desenvolver cenários que auxiliem nas decisões dos Comitês de Bacia Hidrográfica, ou dos Órgãos gestores de recursos hídricos estaduais, ou das Agências de água, entre outras instituições que compõem o SINGREH. Esses cenários podem, por exemplo, subsidiar a avaliação dos impactos de diferentes usos da terra sobre as vazões, fornecer um panorama da disponibilidade hídrica nos anos futuros de forma a orientar o planejamento de outorgas etc.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio das Velhas está localizada na região central do Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas 17° 15' Sul, 43° 25' Oeste e 20° 25' Sul, 44° 50' Oeste. O rio das Velhas é o maior afluente em extensão da bacia do rio São Francisco, tendo sua nascente principal na cachoeira das Andorinhas, no município de Ouro Preto, e desaguando no rio São Francisco, a jusante da barragem de Três Marias. Toda a bacia compreende uma área de 27.850 km², e o rio principal percorre uma distância de 806,84 km (PDRH RIO DAS VELHAS, 2015).

Integram a bacia do rio das Velhas 51 municípios e juntos, eles abrigam uma população superior a 4,8 milhões de habitantes (IBGE, 2010), considerando todo o território do município inserido na bacia. Esses municípios têm importância econômica e social devido à sua localização, que inclui a maior parte da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) e parte do Quadrilátero Ferrífero. Apesar de ocupar apenas 10% da área territorial da bacia, a RMBH é a principal responsável pela degradação do rio das Velhas, devido à sua elevada densidade demográfica, processo de urbanização e atividades industriais (POMPEU *et al.*, 2005).

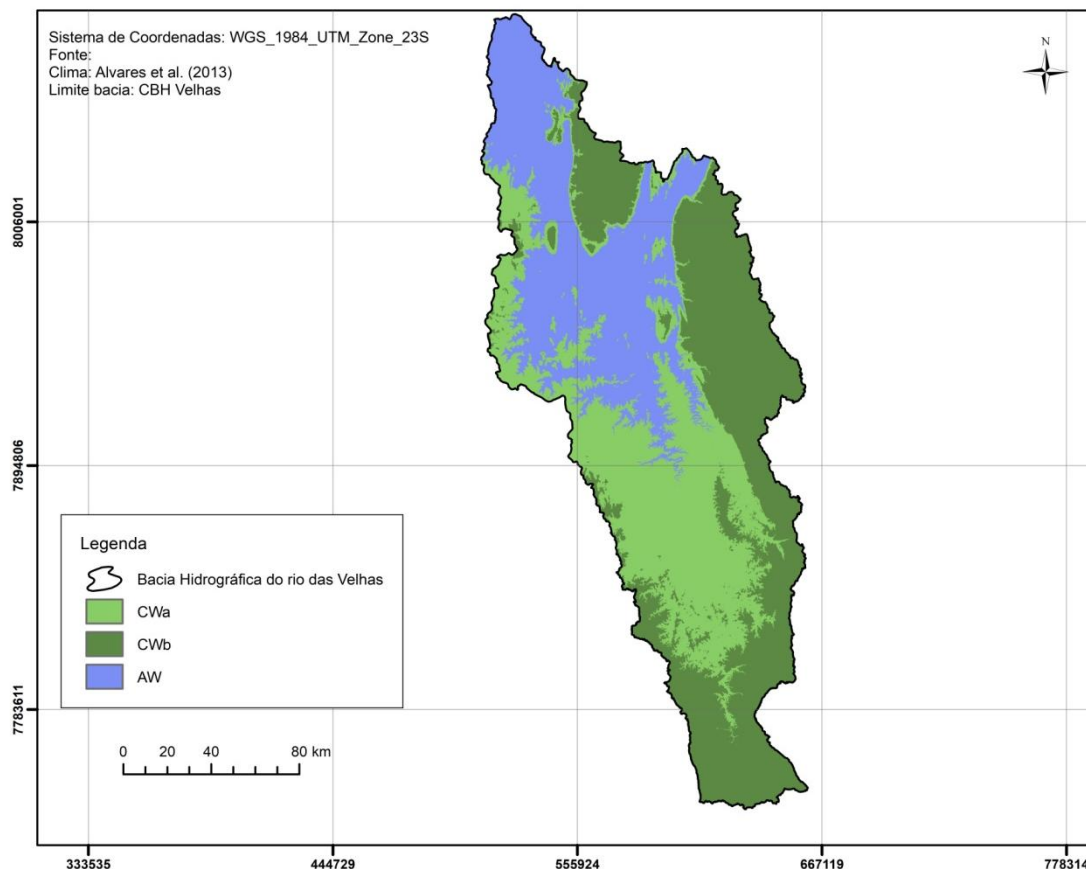
4.1.1 Clima

A região na qual a bacia do rio das Velhas está inserida caracteriza-se pela diversidade climática. Nimer (1979) destaca que a distinção entre as temperaturas máximas registradas no verão e as mínimas de inverno são consideráveis. Segundo Alvares *et al.* (2013), aplicando a classificação de Köppen, verifica-se que na região da bacia do rio das Velhas ocorrem três tipos de clima (Figura 2), descritos segundo esta metodologia, a saber:

- Aw: clima tropical de savana, inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média do mês mais frio é superior a 18 °C. Este tipo de clima prevalece principalmente nas áreas de altitudes mais baixas, no Centro-Norte da área, assim como nos vales dos rios;

- Cwa: clima temperado brando com verão quente (temperatura média do mês mais quente superior a 22°C) e inverno brando (temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C); a estação seca corresponde ao inverno;
- Cwb: clima temperado brando com verão ameno. Difere do tipo de clima Cwa unicamente por ser a temperatura do mês mais quente inferior a 22 °C, tendo, portanto, verão fresco.

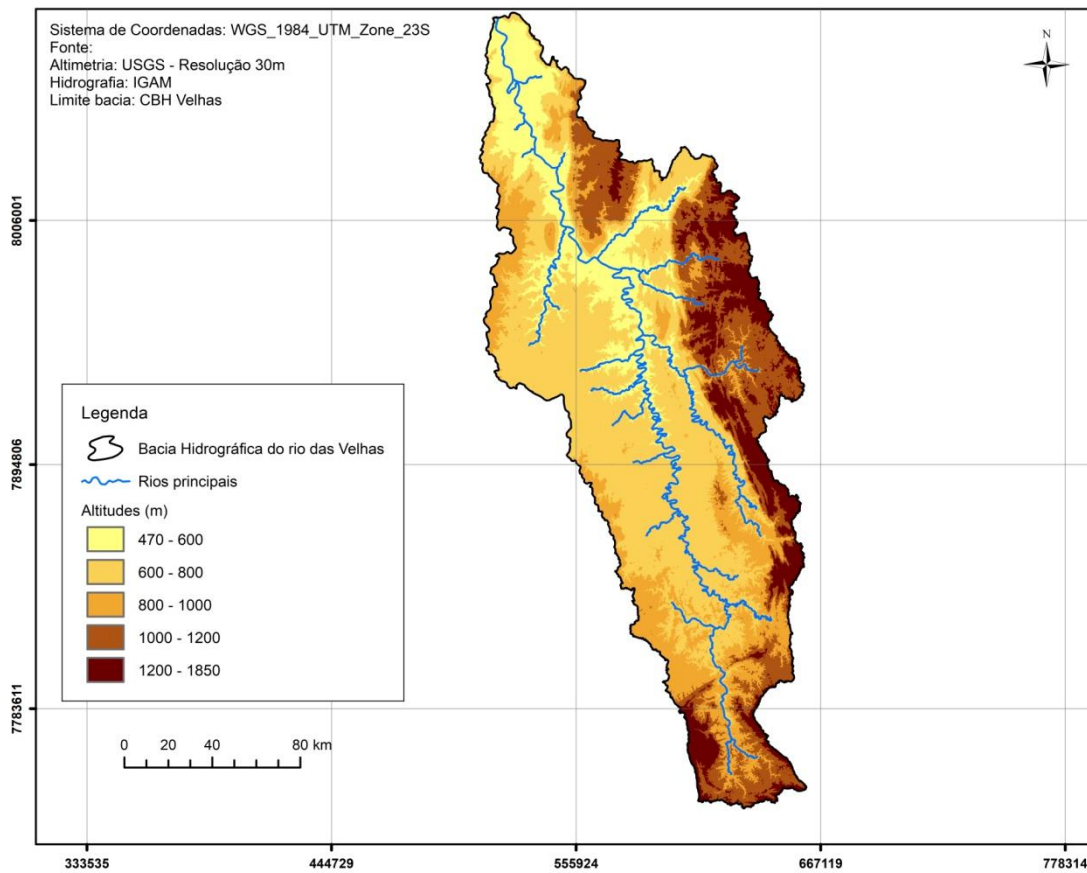
Figura 2. Clima na bacia do rio das Velhas segundo a classificação de Köppen



4.1.2 Altimetria e declividade

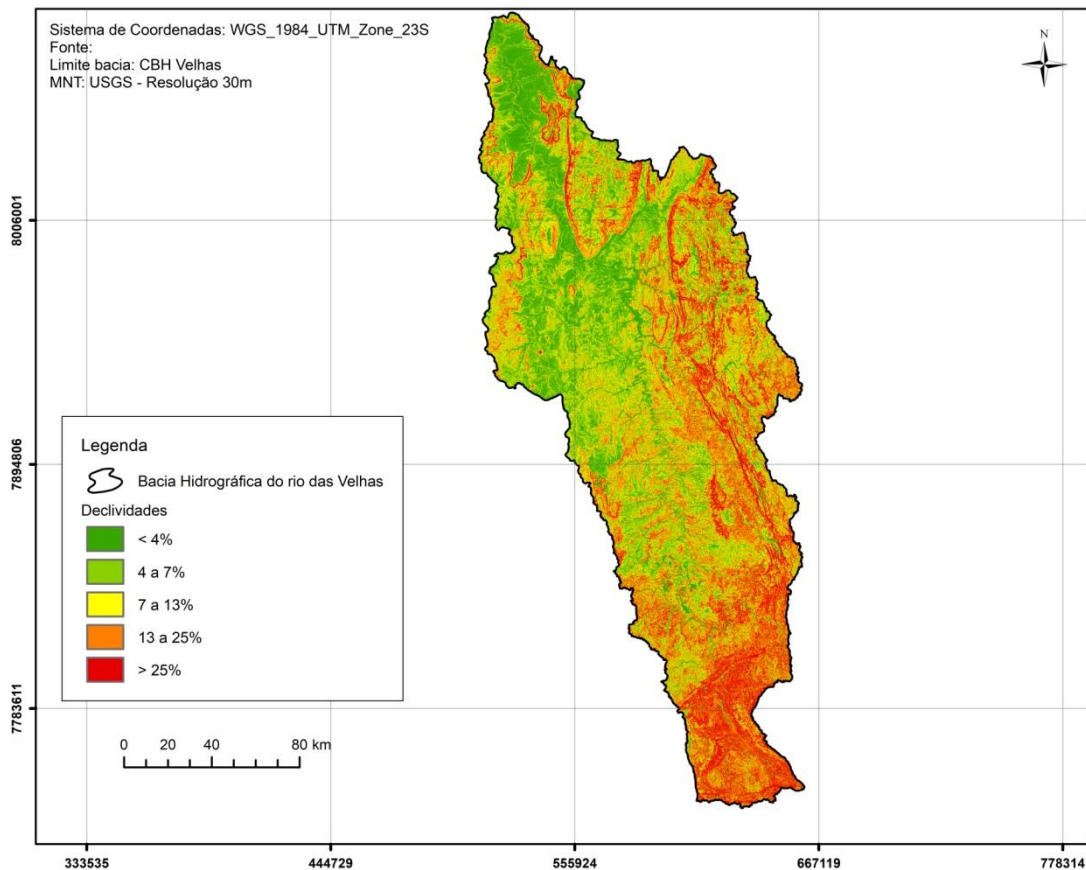
O MNT da bacia em estudo, com resolução espacial de 30 m está apresentado na Figura 3. Através dele é possível ver as regiões de maior e menor elevação. Pode-se observar que na região de cabeceira ocorrem elevadas altitudes, alcançando cotas de até 1.835 m. Já ao Norte, próximo ao exutório da bacia, encontra-se as menores altitudes, com cotas mínimas se aproximando de 476 m.

Figura 3. Altitudes da bacia do rio das Velhas



O mapa de declividades da bacia foi construído a partir do MNT citado anteriormente (Figura 4). Para melhor visualização, foram criadas cinco classes de declividade, sendo elas: menor que 4%; entre 4 e 7%; entre 7 e 13%; entre 13 e 25%; e acima de 25%. Nota-se que as maiores declividades estão concentradas na região Sul da bacia, próximo a cabeceira. Já na região do exutório, predominam-se as declividades menores.

Figura 4. Declividade da bacia do rio das Velhas

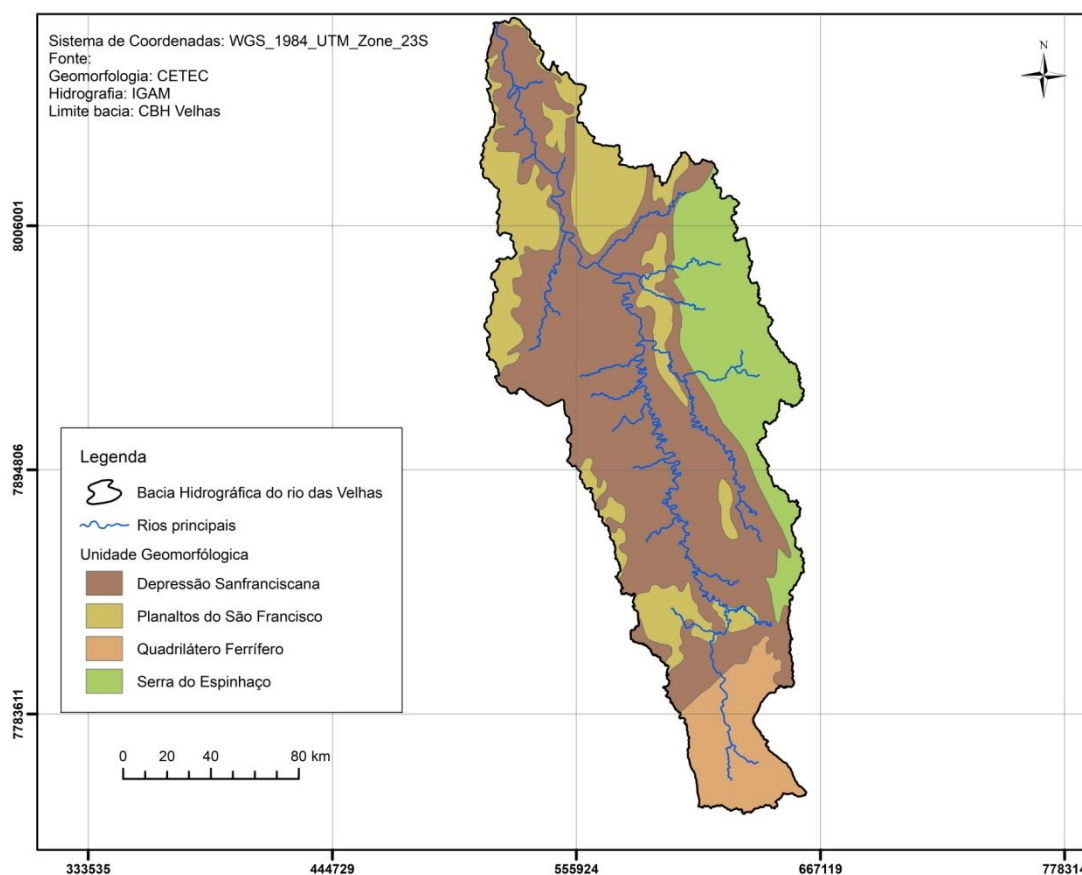


4.1.3 Geomorfologia

A geomorfologia na bacia hidrográfica do rio das Velhas é marcada pela diversidade de relevo com colinas, chapadas, escarpas, áreas de acumulação, veredas, vales, etc. Tamanha diversidade de formações ocasiona diversificados tipos de uso para cada formação geomorfológica, com áreas agrícolas, reservas naturais, áreas de pesca, aglomerados urbanos, entre outras (PDRH RIO DAS VELHAS, 2015).

Na bacia em estudo existem quatro unidades geomorfológicas, sendo elas: Depressão Sanfranciscana, Planaltos do São Francisco, Quadrilátero Ferrífero e Serra do Espinhaço (Figura 5). Essas feições geomorfológicas apresentam distinções de aparência entre si em função da topografia, do índice de dissecação ou acumulação, formato dos morros, vertentes e vales.

Figura 5. Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio das Velhas



A Depressão Sanfranciscana é a denominação genérica das extensas áreas aplainadas e dissecadas ao longo do rio São Francisco e seus principais afluentes, que integram os vastos compartimentos rebaixados do relevo brasileiro elaborados por processo erosivos ocorridos no pós-cretáceo (CETEC, 1983).

O Planalto do São Francisco apresenta blocos individualizados pela drenagem do rio São Francisco e que estão circundados pela Depressão Sanfranciscana. Esses planaltos são constituídos por rochas com camadas sub-horizontais e dobradas do Grupo Bambuí. O aprofundamento da drenagem regional sobre essas coberturas sedimentares originou relevos tabulares, delimitados por rebordos erosivos, regionalmente conhecidos como “chapadas”. No interior da Depressão Sanfranciscana ocorrem diversos relevos residuais dissecados e rebaixados que funcionam como divisores de água das sub-bacias do rio das Velhas. Essas formações residuais foram intensamente dissecadas pelos canais fluviais que gerando uma topografia de colinas côncavo-convexas, colinas com vales encaixados e presença constante de ravinas (CETEC, 1983).

A configuração geomorfológica do Quadrilátero Ferrífero representa um prolongamento fisiográfico da Serra do Espinhaço. Ele ocupa toda a parte sul da bacia hidrográfica do rio das Velhas. Apresenta topografia elevada, com altimetria que pode atingir cerca de 1.800 m. As bordas do domínio são representadas por um complexo serrano, contendo as maiores altitudes, que vão decaindo em direção ao centro, onde é possível observar a presença de vertentes suavemente onduladas a onduladas, com vales planos. As principais províncias geomorfológicas do Quadrilátero Ferrífero são Serra do Caraça, Serra do Curral, Sinclinal Moeda, Serra de Ouro Branco, Complexo do Bação e Sinclinal Gandarela (SANTOS, 2008).

Serra do Espinhaço é a denominação dada a um conjunto de serras, escarpas e patamares escalonados resultantes da dissecação fluvial sobre rochas predominantemente quartzíticas do Supergrupo Espinhaço. Ela se constitui no grande divisor de águas da bacia do São Francisco e das bacias do leste (rio Doce e Jequitinhonha; CETEC, 1983).

4.1.4 Solos

A bacia do rio das Velhas apresenta diferenças marcantes entre os solos de algumas de suas regiões. O tipo de solo de maior predomínio na bacia são os Argissolos, seguido pelos Latossolos e Neossolos, depois aparecem os Cambissolos, e por fim, com menor representatividade, o Plintossolo e o Gleissolo (Tabela 1).

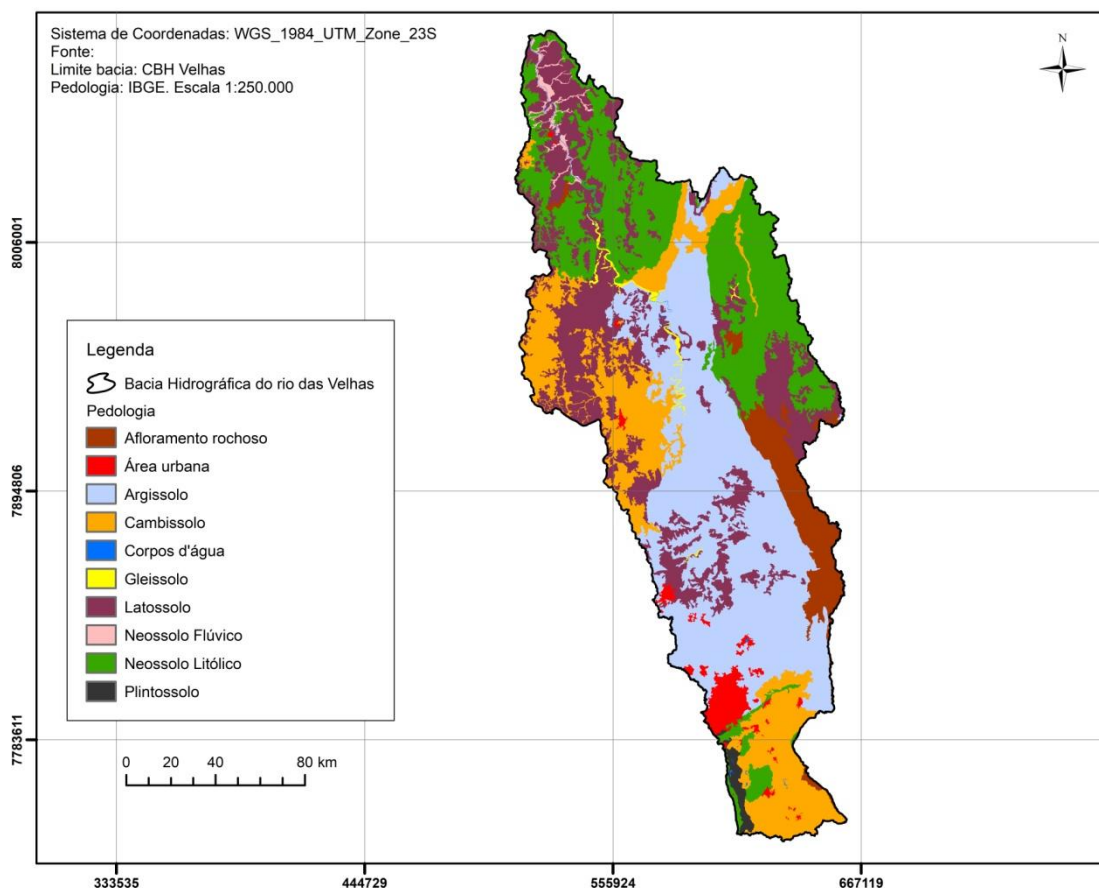
Tabela 1. Representatividade dos tipos de solo na bacia do rio das Velhas

Tipos de solo	% da bacia
Argissolo	30,32
Latossolo	21,71
Neossolo Litólico	21,19
Cambissolo	17,16
Afloramentos de rochas	5,45
Área urbana	2,20
Neossolo Flúvico	0,70
Plintossolo	0,64
Gleissolo	0,51
Corpos d'água	0,13

Fonte: IBGE (2017)

A respeito da distribuição espacial dos principais tipos de solos presentes na bacia do rio das Velhas, na escala mapeada, observa-se que os Argissolos se concentram na região mais Central da bacia, principalmente na região Centro-Sul. Os Latossolos se encontram mais dispersos e aparecem como manchas por toda a bacia, exceto na parte mais ao Sul. O grupo do Neossolo Litólico aparece de forma mais proeminente ao Norte e Nordeste da Bacia. Já os Cambissolos são mais representativos na região Sul e Noroeste (Figura 6).

Figura 6. Representação espacial dos grupos pedológicos na bacia do rio das Velhas



Tratando sobre a subordem dos tipos de solos, no grupo dos Argissolos foram identificados na bacia os Argissolos Vermelho e Argissolos Vermelho-Amarelo. O grupo dos Cambissolos é composto apenas pelo Cambissolo Háplico, bem como os Gleissolos, que na bacia são todos Gleissolos Háplicos. Os Latossolos possuem as subordens Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho Amarelo. Já os Neossolos são Neossolos Flúvicos ou Litólicos. Por fim, no grupo dos Plintossolos, encontra-se na bacia apenas o Plintossolo Pétrico (IBGE, 2017).

Os Argissolos Vermelho-Amarelo apresentam em geral maior relação textural entre os horizontes A ou E e B textural (Bt) em relação aos Argissolos Vermelho, que possuem textura mais argilosa no horizonte A. Por isso, em igualdade de condições de relevo, cobertura vegetal e manejo, os Argissolos Vermelho-Amarelo são mais suscetíveis a erosão do que os Argissolos Vermelho. Nestes solos, quando há mudança textural abrupta, forma-se uma zona de má aeração durante o período chuvoso, devido à baixa condutividade hidráulica no topo do horizonte Bt, promovendo a presença de

hidromorfia temporária, conferindo alto escoamento superficial e alta erodibilidade (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

Os Cambissolos presentes em áreas de relevo muito acidentado podem apresentar horizonte B incipiente (Bi) ou seja, pouco espesso. Já em terrenos pouco declivosos, a espessura do horizonte pode ser relativamente grande, chegando a ultrapassar 1 metro, e com elevados teores de silte. Assim eles apresentam textura média e comportamento físico similar aos Latossolos de textura e morfologia semelhante. Em geral, apresentam alta erodibilidade associada ao grande potencial de escoamento de superficial (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

Os Gleissolos são solos hidromórficos e mal drenados. Eles ocorrem em superfícies aplainadas, em geral rebaixadas, em planícies aluviais e fundos de vales, locais favoráveis à saturação em água (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

Os Latossolos são solos com excepcional porosidade total, e em função disso, possuem boa drenagem interna. De forma geral, apresentam baixa erodibilidade associada ao baixo potencial de escoamento superficial, mas quando submetidos à concentração d'água proveniente da ocupação antrópica, podem desenvolver ravinas profundas e, se interceptado o lençol freático, boçorocas (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

Os Neossolos Litólicos são solos rasos e ocorrem em relevo forte ondulado ou montanhoso, e são muito suscetíveis à erosão. O contato lítico próximo à superfície proporciona a estes solos um grande potencial para o escoamento superficial. Os Neossolos Flúvicos são solos rudimentares, pouco evoluídos, não hidromórficos, formados em sedimentos aluvionares ou lacustres recentes, apresentando apenas o horizonte A. O relevo no geral é aplainado, porém como são solos que se situam preferencialmente na faixa de borda dos rios, costumam apresentar micro relevo constituído de um pequeno ressalto contíguo à calha do rio seguido de rampa de poucos metros dirigida para o interior da planície. Este micro relevo confere a tais solos melhores condições de drenagem (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

Os Plintossolos apresentam como principal característica a presença de significativa porcentagem de cascalhos e até calhaus de petroplintita, o que determina uma proporcional diminuição da água e dos nutrientes retidos por unidade de volume. Encontram-se em relevos planos (relevos de várzea) ou relevos ondulados e devido à presença de horizonte F consolidado, espera-se que esses solos tenham de moderado a elevado potencial de escoamento superficial (SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ, 2005).

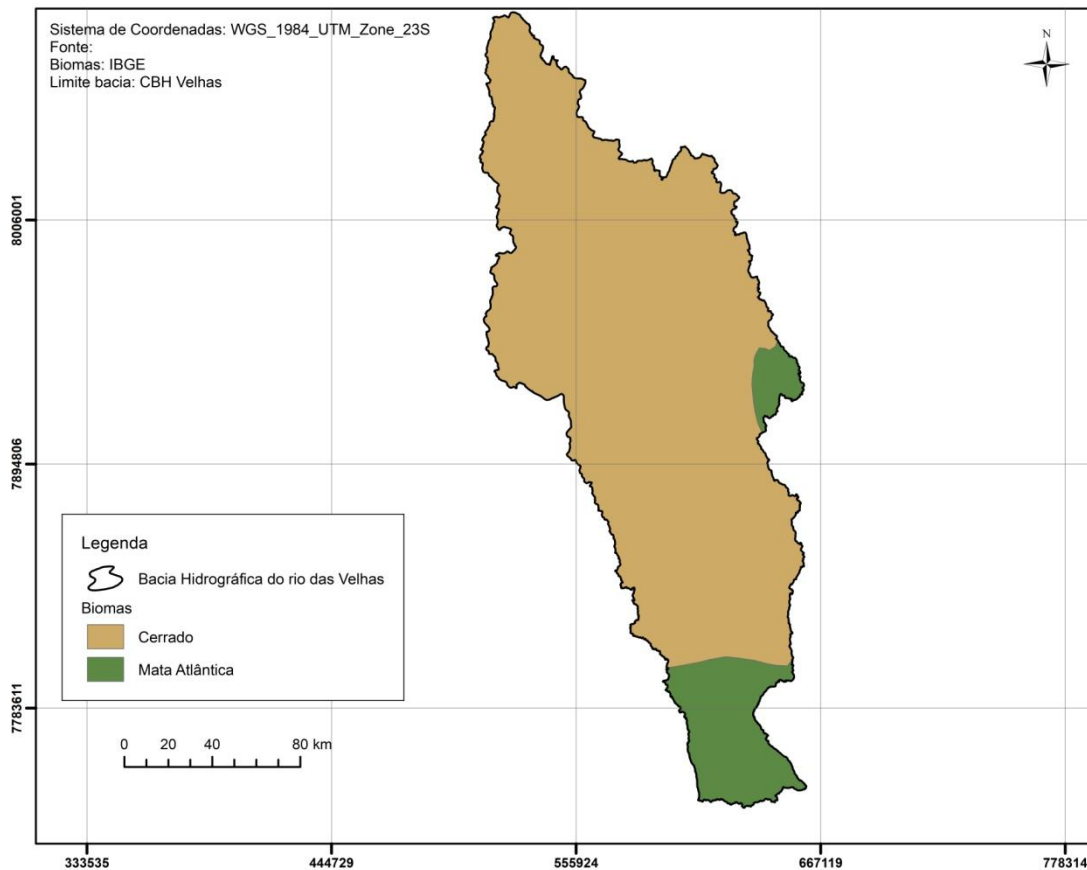
4.1.5 Usos da terra e cobertura vegetal

A bacia do rio das Velhas situa-se entre o bioma Cerrado e Mata Atlântica, na qual o primeiro ocupa cerca de 88% do território (Figura 7; IBGE, 2004).

O Cerrado é um bioma típico da zona tropical, caracterizado por uma vegetação de fisionomia e flora próprias. Dentro deste bioma, aproximadamente 85% do terreno é coberto com a vegetação típica de savana, apresentando vários graus de densidade, como savanas florestadas, arbóreas e arbustivas. O restante é composto por áreas florestadas de fundo de vale, ou por veredas, além de manchas de floresta em terrenos de interflúvio (KLINK e MACHADO, 2005).

O bioma Mata Atlântica é constituído pelas formações florestais e ecossistemas associados: floresta ombrófila densa atlântica, floresta ombrófila mista, floresta ombrófila aberta, floresta estacional semidecidual, floresta estacional decidual, manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste (IBGE, 2012). Originalmente, a Mata Atlântica se estendia por cerca de 15% do território brasileiro, espalhando-se por 17 Estados, atualmente, ela foi reduzida a apenas 7,3% de sua cobertura original (LINO e DIAS, 2003).

Figura 7. Biomas da bacia do rio das Velhas



O uso da terra na bacia do rio das Velhas foi caracterizado considerando 15 classes de uso. A maior parte da bacia está incluída nas classes de pastagem (~27%) e floresta densa (~24%). Em seguida, têm-se a vegetação campestre (~15%), a agricultura ou pastagem (~14%) e a floresta aberta (~12%). As outras classes, inclusive a infraestrutura urbana, apresentam poucas áreas percentuais no contexto geral da bacia (MAPBIOMAS, 2018). A Tabela 2 mostra a distribuição das classes de uso e cobertura na bacia considerando a área total de ocupação em km² e a área relativa.

Tabela 2. Distribuição das classes de uso e ocupação da terra na bacia do rio das Velhas

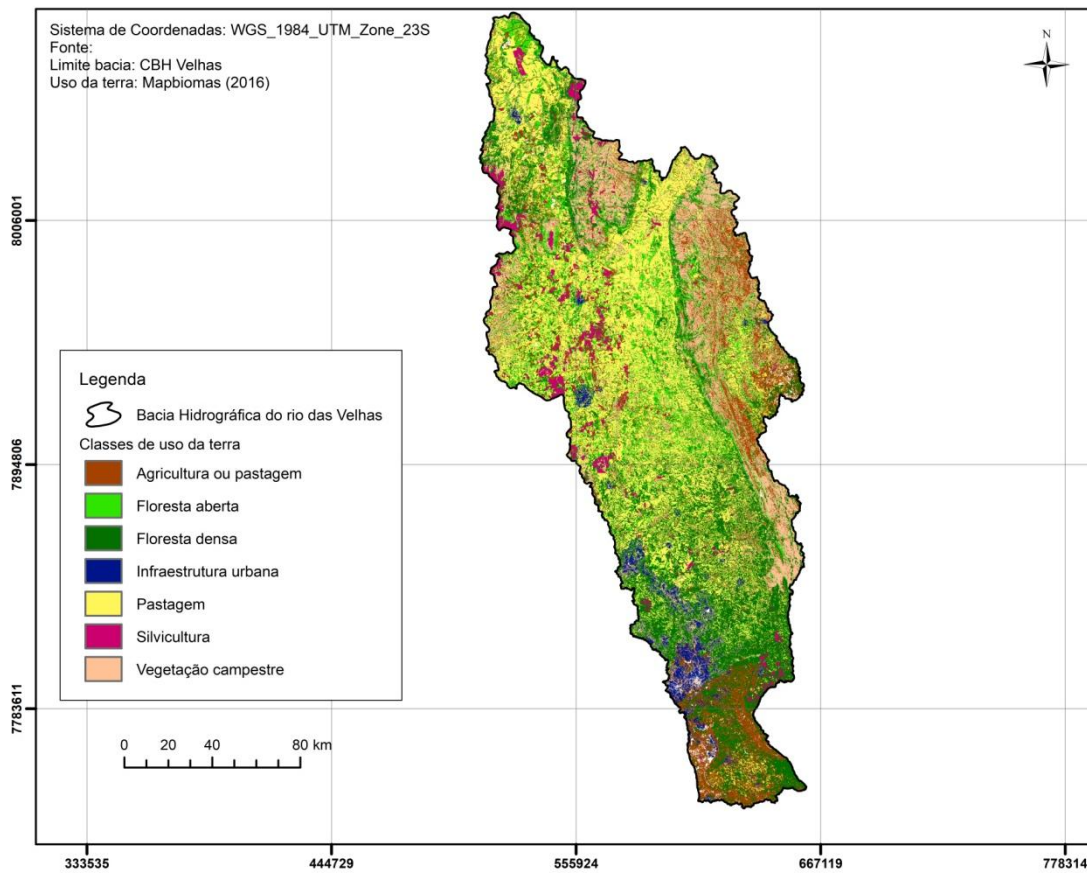
Classe	Área total (km²)	Área relativa (%)
Pastagem	7564,65	27,1622
Floresta densa	6741,05	24,2049
Vegetação campestre (campos)	4122,73	14,8034
Agricultura ou pastagem	3999,61	14,3613
Floresta aberta	3529,66	12,6739
Silvicultura	906,61	3,2553
Infraestrutura urbana	670,84	2,4088
Outras áreas não vegetadas	122,89	0,4413
Não observado*	77,46	0,2781
Corpos d'água	77,08	0,2768
Culturas anuais	28,90	0,1038
Áreas úmidas naturais não florestais	7,78	0,0279
Culturas semi-perene (cana de açúcar)	0,41	0,0015
Formações naturais não florestais	0,19	0,0007
Áreas não vegetadas	0,07	0,0003

*Áreas com cobertura de nuvem ou outra interferência que não puderam ser corrigidas pelos filtros espacial e temporal.

Fonte: Mapbiomas (2018)

A Figura 8 apresenta o mapa de uso e cobertura da terra na bacia considerando as classes mais representativas (área relativa superior a 2%). Nota-se que a infraestrutura urbana está concentrada na região sul da bacia, onde também se encontra floresta densa e agricultura ou pastagem. Já na região oeste, central e norte, a pastagem é o uso da terra majoritário, estando presente em menor quantidade, floresta aberta, floresta densa e silvicultura. A porção leste da bacia é ocupada principalmente por vegetação campestre, mas também é possível identificar os seguintes usos: agricultura ou pastagem e florestas.

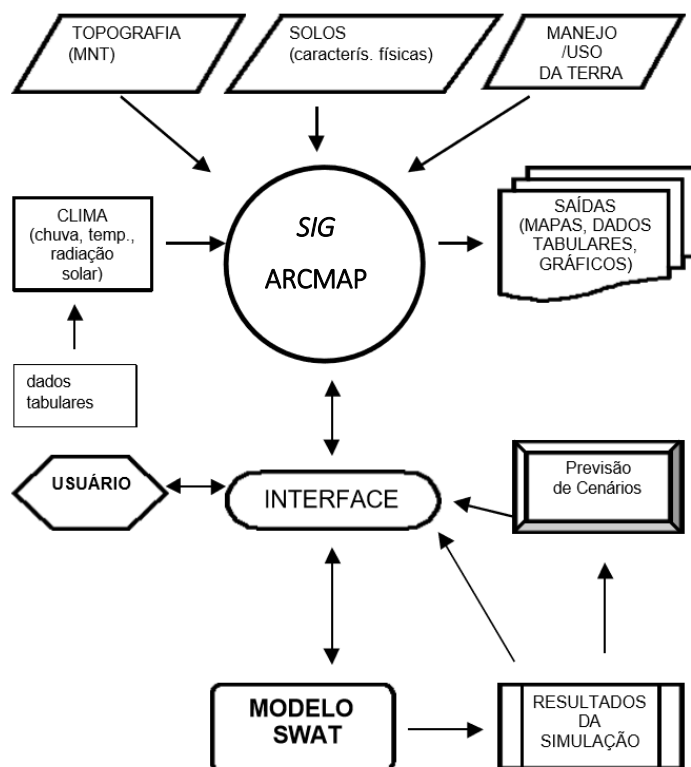
Figura 8. Classes mais representativas do uso da terra na bacia



4.2 Descrição do modelo SWAT

A entrada de dados no SWAT acontece via interface SIG, podendo ser utilizados o ArcMap ou o QGIS. Neste trabalho utilizou-se o ArcSWAT, que é a interface entre o SWAT e o ArcMap. Nesse ambiente foram inseridos os planos de informações cartográficos (PI) e os dados alfanuméricos. Os PI's necessários são o Modelo Numérico de Terreno (MNT), o tipo de solo, e o uso da terra. Através do ArcSWAT, a bacia é automaticamente dividida em sub-bacias a partir do MNT, e então extraem-se os dados de entrada a partir dos PI's e do banco de dados relacionais para cada sub-bacia. A interface permite que as saídas do modelo sejam exibidas utilizando-se dos mapas, gráficos e tabelas do ArcMap. Na interface também é possível alterar as entradas do modelo, como por exemplo, a distribuição do uso da terra, de forma a criar diferentes cenários de análises (Figura 9; NEITSCH *et al.*, 2011).

Figura 9. Procedimentos para geração da base de dados e simulações do SWAT via SIG



Fonte: Machado (2002)

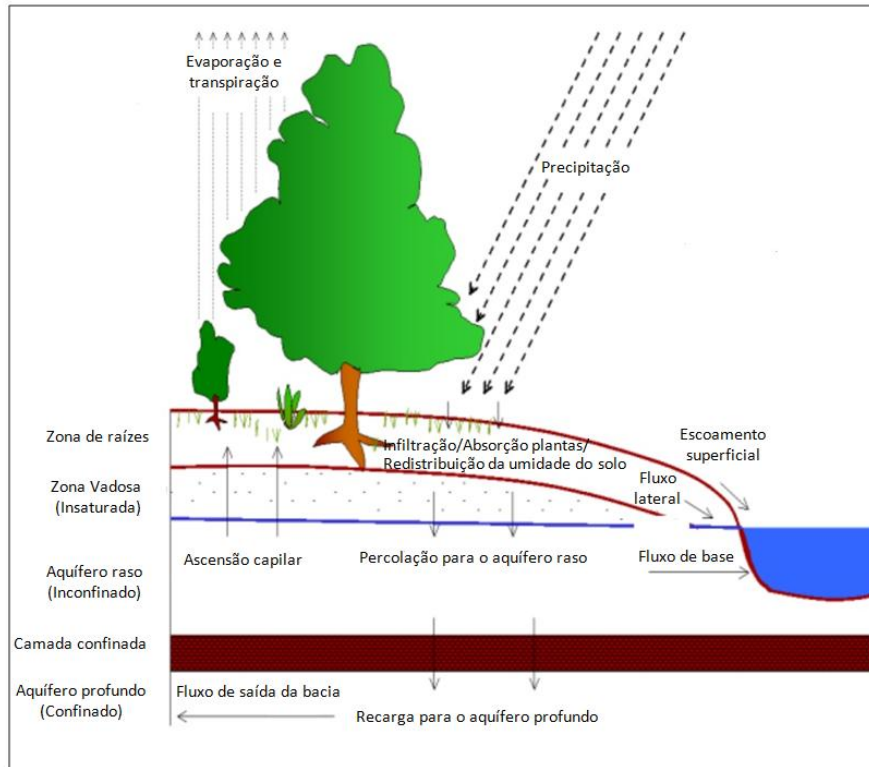
Em geral, os principais componentes do modelo são: clima, hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, escoamento subsuperficial, escoamento de base e evapotranspiração), erosão e transporte de sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas, bactérias, patógenos e manejo do solo (ARNOLD *et al.*, 2012).

A descrição do modelo SWAT foi baseada em Arnold *et al.* (1998), Arnold e Fohrer (2005), Neitsch *et al.* (2011), Arnold *et al.* (2012) e Winchell *et al.* (2013).

4.2.1 Balanço hídrico

O ciclo hidrológico simulado pelo SWAT é composto de quatro volumes de controle: (i) reservatório superficial, (ii) reservatório subsuperficial, (iii) reservatório subterrâneo aquífero raso e (iv) aquífero profundo. A Figura 10 representa como ocorrem os processos hidrológicos no SWAT, de forma geral, temos a entrada de água na bacia através da precipitação, e as saídas, expressas pelo escoamento superficial, fluxo lateral, fluxo de base, recarga dos aquíferos, ascensão capilar e evapotranspiração.

Figura 10. Balanço hídrico simulado no SWAT



Fonte: White *et al.* (2014)

Para a estimativa da infiltração, do escoamento superficial e da força de arraste pelo fluxo da água é necessária a determinação do balanço hídrico. O modelo SWAT utiliza a Equação 1:

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

Na qual,

SW_t é o conteúdo final de água no solo (mm);

SW é o conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como conteúdo de água inicial menos o conteúdo no ponto de murcha permanente (mm);

t é o tempo (dias);

R_i é a precipitação (mm);

Q_i é o escoamento superficial (mm);

ET_i é a evapotranspiração (mm);

P_i é a percolação (mm);

QR_i é o fluxo de retorno - ascensão capilar (mm).

As bacias hidrográficas complexas são subdivididas para refletir diferentes ET para diversos cultivos, solos, e entre outros; isto é possível devido à continuidade do balanço hídrico. Assim, o escoamento superficial é calculado em duas fases para cada sub-bacia, primeiramente é determinada a fase terrestre e, posteriormente, a fase de propagação nos cursos d'água. Este procedimento aumenta a acurácia e fornece uma melhor descrição física do balanço hídrico (LOPES, 2008).

4.2.2 Escoamento superficial

Para estimar o escoamento superficial em cada sub-bacia, o SWAT usa o Método da Curva Número (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS) ou o método de infiltração *Green-Ampt*. Porém, este último utiliza dados de precipitação sub-horária, o que dificulta sua aplicação, visto que esses dados raramente estão disponíveis.

O método CN estima os volumes de escoamento superficial com base em uma relação não linear entre o escoamento *versus* a precipitação, o uso da terra e as características do solo como mostrado na Equação 2 e Equação 3 (USDA ARS, 1972):

$$Q = \frac{(R - 0,2S)^2}{R + 0,8S} \quad \text{se } R > 0,2S \quad (2)$$

$$Q = 0 \quad \text{se } R \leq 0,2S \quad (3)$$

Na qual,

Q é o escoamento superficial diário (mm);

R é a precipitação diária (mm);

S é a retenção potencial na superfície do solo (mm).

O parâmetro S, de retenção no solo, varia na bacia, em função do tipo de solo, do uso da terra, da inclinação e do manejo, e varia no tempo, devido à alteração no conteúdo de água no solo. Ele é definido como (Equação 4):

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

Em que, CN é o número da curva, que é função da permeabilidade, do uso e da umidade antecedente do solo (adimensional). O seu valor está compreendido entre 0 e

100, sendo 0 para uma bacia de condutividade hidráulica infinita e 100 para uma bacia totalmente impermeável. Para os valores de CN, são consideradas três condições de umidade:

- CN₁: corresponde à curva número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos (ponto de murcha);
- CN₂: corresponde à curva número para a condição II de umidade, ou seja, situação em que a umidade dos solos é média;
- CN₃: corresponde à curva número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Valores do parâmetro CN, originalmente derivados da Divisão de Engenharia do SCS, podem ser encontradas na Documentação Teórica do SWAT (NEITSCH *et al.*, 2011). As tabelas de CN apresentam o valor correspondente à condição de umidade II. Para calcular os valores para as condições de umidade I e III, usam-se a Equação 5 e a Equação 6.

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(100 - CN_2)]} \quad (5)$$

$$CN_3 = CN_2 \cdot \exp.[0,00673(100 - CN_2)] \quad (6)$$

Em grandes bacias, com tempo de concentração maior que um dia, somente uma fração do escoamento superficial atingirá o canal principal no dia em que é gerado. Por isso, o modelo incorpora um recurso de armazenamento do escoamento superficial de modo a atrasar a liberação deste escoamento no canal principal.

Uma vez que o escoamento superficial é calculado com o CN apropriado, o volume de escoamento liberado para o canal principal é calculado pela Equação 7.

$$Q_{surf} = (Q'_{surf} + Q_{stor,i-1}) \left[1 - \exp\left(\frac{-surlag}{t_{conc}}\right) \right] \quad (7)$$

Na qual,

Q_{surf} é o volume de escoamento superficial descarregado no canal principal em um dado dia (mm);

Q'_{surf} é o volume de escoamento superficial gerado em uma sub-bacia em um dado dia (mm);

$Q_{stor,i-1}$ é o volume do escoamento superficial armazenado no dia anterior (mm);

$surlag$ é o coeficiente de atraso do escoamento superficial (h);

t_{conc} é o tempo de concentração para a sub-bacia (h).

4.2.3 Escoamento lateral

O escoamento lateral tem grande importância em áreas com solos que possuem alta condutividade hidráulica nas camadas da superfície, e uma camada impermeável ou semi-impermeável com baixa profundidade. A água então se acumula sobre a camada impermeável, formando uma zona saturada, que é a fonte de água para o escoamento lateral do subsolo.

O cálculo desse escoamento no SWAT é feito através de um modelo de onda cinemática desenvolvido por Sloan *et al.* (1983) e resumido por Sloan e Moore (1984). Ele é baseado na equação do balanço de massa ou balanço de massa líquida em que um segmento em declive é utilizado como volume de controle, conforme a Equação 8:

$$Q_{lat} = 0,024 \left(\frac{2 \cdot SW_{ly,excess} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\Phi_d \cdot L_{hill}} \right) \quad (8)$$

Na qual,

Q_{lat} é a quantidade de água que escoou sub-superficialmente (mm);

$SW_{ly,excess}$ é a quantidade de água que pode percolar no dia (mm);

K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm.h^{-1});

slp é a declividade média da sub-bacia (m/m);

Φ_d é a porosidade da camada drenável do solo (mm.mm^{-1});

L_{hill} é o comprimento do trecho (m).

4.2.4 Fluxo de base

Em termos de escoamento subterrâneo, o modelo simula dois tipos de aquíferos em cada sub-bacia: raso (não confinado) e profundo (confinado). O aquífero raso

contribui para o escoamento no canal principal ou em trechos das sub-bacias. No caso do aquífero profundo admite-se que contribui para o escoamento de água para fora da bacia hidrográfica simulada.

O fluxo da água subterrânea para o canal, considerando regime permanente, é calculado pela Equação 9:

$$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl} \quad (9)$$

Na qual,

Q_{gw} é o escoamento subterrâneo (de base) do canal principal no dia i (mm);

K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada do aquífero (mm.dia-1);

L_{gw} é a distância do divisor da bacia do sistema subterrâneo para o canal principal (m);

h_{wtbl} é a profundidade do lençol freático (m).

4.2.5 Percolação

O cálculo de percolação do SWAT utiliza a propagação do armazenamento combinada com um modelo de fluxo em fendas no solo para simular o escoamento através de cada camada do solo. A água somente poderá percolar quando a umidade do solo numa determinada camada exceder sua capacidade e se a camada inferior não estiver saturada. Uma vez que a água percolou abaixo da zona radicular, este volume é armazenado como água subterrânea ou surge como escoamento de retorno à jusante do ponto considerado. A quantidade de água percolada para a próxima camada é calculada pela Equação 10.

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}\right) \right] \quad (10)$$

Na qual,

$w_{perc,ly}$ é a quantidade de água que percola para a próxima camada (mm);

$SW_{ly,excess}$ é o volume drenável de água da camada de solo (mm);

Δt é a duração do passo de tempo (h);

TT_{perc} é o tempo de propagação através da camada i (h).

4.2.6 Fluxo de retorno

A água pode se deslocar de um aquífero raso para uma zona excessivamente não saturada. Em períodos quando a camada que cobre o aquífero está seca, a água na franja capilar, que separa as zonas saturadas e não saturadas, vai evaporar e se difundirá as camadas superiores. A água também pode ser retirada do aquífero por plantas com raízes profundas que conseguem fazer essa absorção diretamente do aquífero.

O SWAT modela o movimento de água para as camadas adjacentes não saturadas como uma função da demanda hídrica para evapotranspiração. Para evitar algum equívoco com a evaporação do solo e a transpiração, este processo dentro do SWAT é chamado de *revap*. Ele é importante em bacias em que a zona saturada está muito abaixo da superfície ou em locais onde plantas com raízes profundas se desenvolvem. Como o tipo da cobertura vegetal afeta o *revap*, os parâmetros que governam essa variável no balanço de água geralmente variam com o uso da terra.

A quantidade máxima de água que será removida do aquífero via *revap* em um determinado dia é calculada conforme a Equação 11.

$$w_{revap,mx} = \beta_{rev} \cdot E_o \quad (11)$$

Em que,

$w_{revap,mx}$ é a quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm);

β_{rev} é um coeficiente adimensional;

E_o é a evapotranspiração potencial no dia (mm).

A quantidade real de *revap* que ocorrerá em um determinado dia é expressa de acordo com as Equações 12, 13 e 14:

$$w_{revap} = 0 \quad se \quad aq_{sh} \leq aq_{shthr,rvp} \quad (12)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} - aq_{shthr,rvp} \quad se \quad aq_{shthr,rvp} < aq_{sh} < (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (13)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} \quad se \quad aq_{sh} \geq (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (14)$$

Nas quais,

w_{revap} é a quantidade de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm);

$w_{revap, mx}$ é a quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm);

aq_{sh} é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no início do dia i (mm);

$aq_{shthr, rvp}$ é o limite do nível de água no aquífero raso para “revap” ou percolação para o aquífero profundo (mm).

4.2.7 Evapotranspiração

Para estimar a evapotranspiração potencial (PET), o SWAT dispõe de três métodos: Penman-Monteith, Priestley-Taylor e Hargreaves. A quantidade de dados de entrada requerida para cada método varia. O método de Penman-Monteith requer radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento. O método de Priestley-Taylor requer radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa. O método de Hargreaves requer somente a temperatura do ar.

Para este trabalho adotou-se o método de Penman-Monteith. A sua equação combina componentes que avaliam a energia necessária para sustentar a evaporação, a força necessária para remover o vapor de água e termos de resistência aerodinâmica e da superfície (Equação 15).

$$E = \left[\frac{\Delta (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p (e_z^0 - e_z) / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \right] \left(\frac{1}{\lambda \cdot \rho_{water}} \right) \quad (15)$$

Na qual,

E é a taxa de evaporação da água ($m \cdot s^{-1}$);

Δ é a taxa de variação da pressão de saturação do vapor ($kPa \cdot ^\circ C^{-1}$);

H_{net} é a radiação líquida na superfície ($MJ \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$);

G é o fluxo de energia para o solo ($MJ \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$);

ρ_{air} é a massa específica do ar ($kg \cdot m^{-3}$);

ρ_{water} é a massa específica da água ($kg \cdot m^{-3}$);

c_p é o calor específico do ar úmido em pressão constante ($\text{MJ.kg}^{-1}.\text{°C}^{-1}$);

e_z^0 é a pressão de saturação do vapor (kPa);

e_z é a pressão de vapor (kPa);

r_a é a resistência aerodinâmica (s.m^{-1});

r_c é a resistência superficial da vegetação (s.m^{-1});

γ é a constante psicrométrica (kPa.°C^{-1});

λ é o calor latente de vaporização (MJ.kg^{-1}).

Após a determinação da PET, o SWAT calcula a evapotranspiração real. Primeiro, o modelo calcula a evaporação resultante da interceptação da copa das plantas. Após, usando uma metodologia proposta por Richey (1972), calcula-se a quantidade máxima de transpiração e quantidade máxima de sublimação/evaporação do solo. Então, a quantidade real de sublimação e evaporação resultante do solo é calculada.

4.3 Fonte dos dados para modelagem no SWAT

4.3.1 Dados climáticos

Os dados climáticos utilizados nesse trabalho são secundários, obtidos por meio da análise de séries históricas. Para o monitoramento do clima foram consultadas as estações convencionais do INMET presentes na bacia em estudo e no seu entorno, nelas são encontrados dados diários de temperatura, umidade, radiação solar, velocidade do vento e precipitação. Para avaliação da série histórica diária de precipitação, além dos dados de chuva das estações do INMET, foram utilizadas as estações pluviométricas disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da ANA.

Compilaram-se no total os dados referentes aos anos de 1993 a 2015 de 34 estações, sendo 5 climatológicas e 29 pluviométricas. A localização das estações é apresentada na Figura 11. A descrição detalhada de cada estação se encontra na Tabela A- 2 e Tabela A- 3 (APÊNDICE I).

O SWAT faz a associação entre as estações e sub-bacias considerando a proximidade. Essa verificação de qual estação é a mais próxima é feita de forma

individual para cada parâmetro, ou seja, a sub-bacia X pode ter uma estação Y atribuída para caracterizar os parâmetros climatológicos (velocidade do vento, umidade, etc.) e uma estação Z para a precipitação, visto que existem estações pluviométricas em maior quantidade.

Para preencher falhas nas séries históricas, o SWAT tem disponível o WXGEN, um modelo gerador do estado atmosférico (SHARPLEY e WILLIAMS, 1990) que simula a série de dados climáticos ou preenche vazios com base em dados registrados. Ele foi desenvolvido para os Estados Unidos, e por isso, para ser aplicado na área de estudo, foi necessário calcular diferentes parâmetros de estado atmosférico e formatá-los para dar entrada no modelo SWAT. Esses parâmetros são estatísticas que descrevem o comportamento climático de cada mês, baseadas nos dados diários contidos nas séries históricas das estações. Nesse trabalho, utilizaram-se as séries históricas de 1993 a 2015 das estações do INMET. Essenfelder (2016) desenvolveu uma ferramenta para facilitar esse processo, o *SWAT Weather Database*, com ela gerou-se o banco de dados de entrada necessário para usar o gerador climático. Os parâmetros inseridos no modelo foram os seguintes:

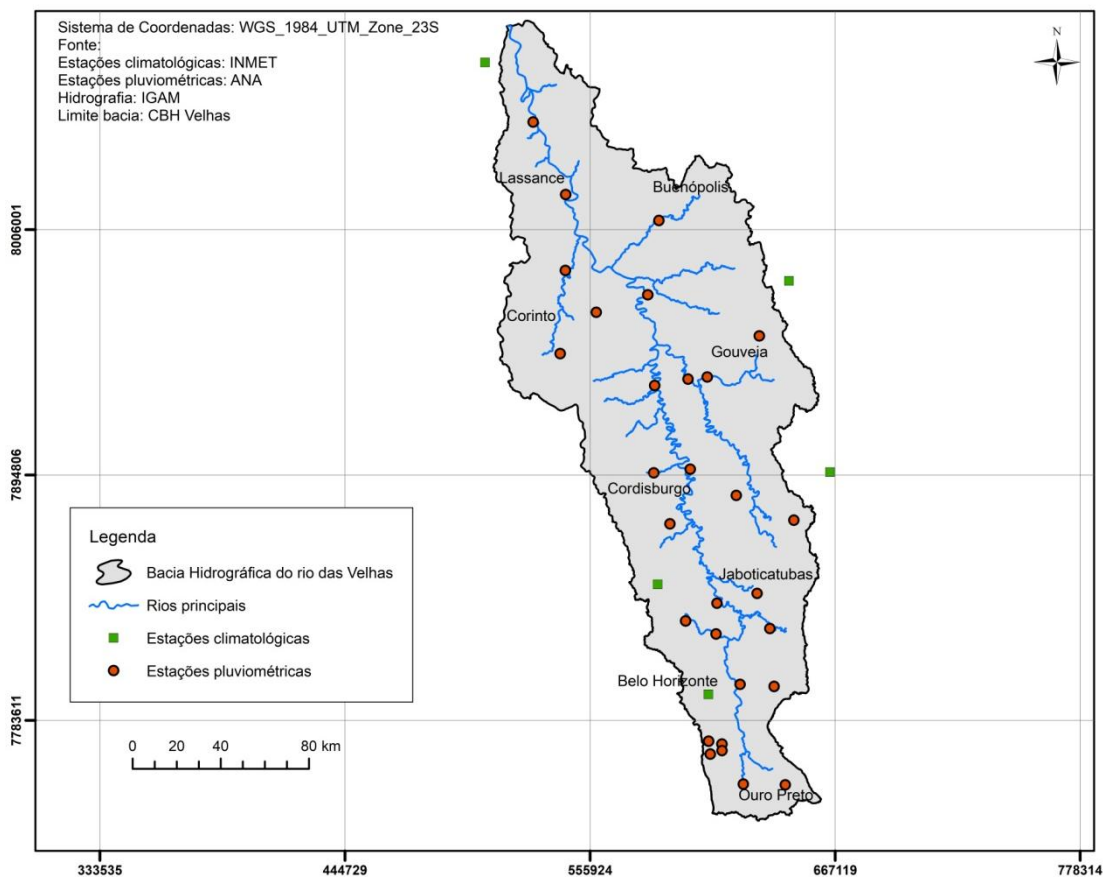
- TMPMX: Temperatura máxima (°C);
- TMPMN: Temperatura mínima (°C);
- TMPSTDMX: Desvio padrão da temperatura máxima (°C);
- TMPSTDMN: Desvio padrão da temperatura mínima (°C);
- PCPMM: Precipitação média (mm/dia);
- PCPSTD: Desvio padrão da precipitação diária (mm/dia);
- PCPSKW: Coeficiente de inclinação para a precipitação diária;
- PR_W1_: Probabilidade de dia chuvoso após dia seco;
- PR_W2_: Probabilidade de dia chuvoso após dia chuvoso;
- PCPD: Número médio de dias de chuva (dia);
- RAINHHMX: Precipitação máxima de 0,5 h (mm);
- SOLARAV: Radiação solar média (MJ/m²/d);

- DEWPT: Temperatura média no ponto de orvalho (°C);
- WNDV: Velocidade média do vento (m/s);
- RAIN_YRS: Número de anos de dados usados para determinar valores para RAIN_HHMX (ano).

Vale ressaltar que o parâmetro RAIN_YRS não é calculado no *SWAT Weather Database*, adotou-se o valor padrão de 10 anos para todas as estações.

Como as estatísticas do gerador estão relacionadas a todas as componentes climáticas do modelo, apenas as estações do INMET têm todos os dados necessários para produzi-las. Assim, para preencher as falhas nas estações pluviométricas, o SWAT considera as estatísticas da estação climatológica mais próxima.

Figura 11. Localização das estações de clima e chuva na bacia do rio das Velhas



4.3.2 Modelo Numérico de Terreno

As características de relevo foram expressas pelo Modelo Numérico de Terreno (MNT), gerado a partir do modelo digital da *Shuttle Radar Topographic Mission*

(SRTM) - 2000, com resolução de 30m. As imagens SRTM estão disponíveis na plataforma *Earth Explorer* no site oficial do *United States Geological Survey* (USGS; <https://www.usgs.gov/>). Para correção de possíveis imperfeições nos dados de elevação foi utilizada a ferramenta *Fill* disponível no *Spatial Analyst Tools* do software ArcGis.

4.3.3 Solos

A caracterização dos solos foi obtida através do Mapeamento de Recursos Naturais (MRN) realizado pelo IBGE. O projeto consiste em produzir, compilar, armazenar e disseminar informações relacionadas aos recursos naturais, com abrangência sistemática do território nacional, através da interpretação de imagens de satélites e de diversos trabalhos de campo por todo o Brasil. No mapeamento foi utilizada também a herança metodológica e informacional dos projetos RADAMBRASIL (Radar da Amazônia) e SIVAM (Sistema de Vigilância da Amazônia). Os arquivos produzidos, podem ser consultados no site do IBGE (https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm), eles estão disponíveis para *download* em formato *shapefile*, na escala 1:250.000. Cabe ressaltar que, apesar de toda a base cartográfica do mapeamento ser apresentada na escala 1:250.000 e a interpretação das imagens ter sido realizada nesta escala, o conteúdo temático que condiz com a quantidade de pontos amostrais se refere a um levantamento pedológico na escala 1:1.000.000. No entanto, para essa região este é o mapeamento em melhor escala disponível no Brasil.

O SWAT possui um banco de dados com informações de alguns tipos de solo, entretanto eles não são condizentes com os solos identificados na área de estudo. Por isso, foi necessário alimentar o banco de dados do modelo com as características físico-hídricas dos solos adequadas para a bacia do rio das Velhas, sendo elas: número de camadas do solo (NLAYERS), grupo de saturação (HYDGRP), profundidade de raiz (SOL_ZMX), porosidade (ANION_EXCL), potencial ou volume máximo de fissura (SOL_CRK), textura (TEXTURE), profundidade da camada (SOL_Z), densidade aparente (SOL_BD), capacidade de água no solo (SOL_AWC), condutividade hidráulica saturada (SOL_K), carbono orgânico (SOL_CBN), porcentagem de argila, silte, areia e seixo (CLAY, SILT, SAND e ROCK, respectivamente), albedo

(SOL_ALB) e erodibilidade (USLE_K). A descrição detalhada de cada parâmetro pode ser encontrada em Arnold *et al.* (2012).

Os dados de solo específicos para a bacia do rio das Velhas não estavam disponíveis, por isso utilizou-se um levantamento feito por outros pesquisadores (Carlos Rogério de Mello, Matheus Fonseca Durães, Daniel Brasil Ferreira Pinto, Vinícius Augusto de Oliveira e José de Oliveira Melo Neto; dados não publicados) para algumas bacias do estado de Minas Gerais. Os valores foram baseados nos solos da bacia do rio Paraopeba e da bacia do entorno do reservatório de Furnas, em função da proximidade com a bacia do rio das Velhas; e da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais, visto que o rio das Velhas é um dos seus afluentes. Estes dados subsidiaram os trabalhos de Durães (2010); Durães, Mello e Naguettini (2011); entre outros. A partir do conhecimento prévio da bacia, alguns valores foram adaptados para que refletissem melhor as características da área de estudo. A tabela com todos os parâmetros de entrada para cada tipo de solo encontrado na bacia consta no ANEXO I (Tabela A- 1).

4.3.4 Uso e ocupação da terra

O mapa de uso e ocupação da terra utilizado nesse trabalho foi obtido através do MapBiomas, uma iniciativa do SEEG/OC (Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima) que é produzido por uma rede colaborativa de co-criadores formada por ONGs, universidades e empresas de tecnologia. Foram utilizados os mapas de Cerrado e Mata Atlântica da Coleção 2, ano 2016, sendo feito posteriormente o recorte para a área de estudo. Todos os mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomas são produzidos a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites *Landsat* com resolução de 30m. O processo é feito com algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) através da plataforma *Google Earth Engine*, sendo utilizado um classificador automático chamado de *random forest*. A metodologia completa e as coleções de mapas encontram-se disponíveis para *download* no endereço <http://mapbiomas.org/>.

O SWAT contém um banco de dados com as características de múltiplos usos da terra. Assim, para inserir o mapa de uso da bacia foi necessário fazer a compatibilização com o banco de dados do modelo (Tabela 3). Áreas com cobertura de nuvem ou outra

interferência que não puderam ser corrigidas pelos filtros espacial e temporal foram consideradas como áreas não vegetadas.

Tabela 3. Compatibilização das classes de uso da terra entre o MapBiomias e o SWAT

Classe - MapBiomias	Classe - SWAT	Sigla - SWAT
Agricultura ou pastagem	Agricultural Land-Generic	AGRL
Áreas não vegetadas	Barren	BARR
Áreas úmidas naturais não florestais	Wetlands-Non-Forested	WETN
Corpos d'água	Water	WATR
Culturas anuais	Agricultural Land-Generic	AGRL
Culturas semi-perene (cana de açúcar)	Agricultural Land-Generic	AGRL
Floresta aberta	Range-Brush	RNGB
Floresta densa	Forest-Evergreen	FRSE
Formações naturais não florestais	Range-Grasses	RNGE
Infraestrutura urbana	Residential-Medium Density	URMD
Não observado*	Barren	BARR
Outras áreas não vegetadas	Industrial	UIDU
Pastagem	Pasture	PAST
Silvicultura	Eucalyptus	EUCA
Vegetação campestre (campos)	Range-Grasses	RNGE

*Áreas com cobertura de nuvem ou outra interferência que não puderam ser corrigidas pelos filtros espacial e temporal.

4.3.5 Dados de vazão

Os valores observados de vazão foram obtidos a partir da série histórica oriunda dos dados das estações fluviométricas disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional de Águas (ANA). Foram compilados os dados diários de vazão dos anos 1993 a 2015 de 15 estações. A distribuição espacial delas na bacia do rio das Velhas pode ser vista na Figura 12. As informações detalhadas de cada estação se encontram na Tabela A- 4 (APÊNDICE II).

Para o preenchimento de falhas nas séries de vazão empregou-se modelos simples de regressão, na forma de equação de regressão linear (Equação 16) e equação de

regressão potencial (Equação 17), conforme recomendado por Euclides *et al.* (1999).
No caso do modelo linear:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x \quad (16)$$

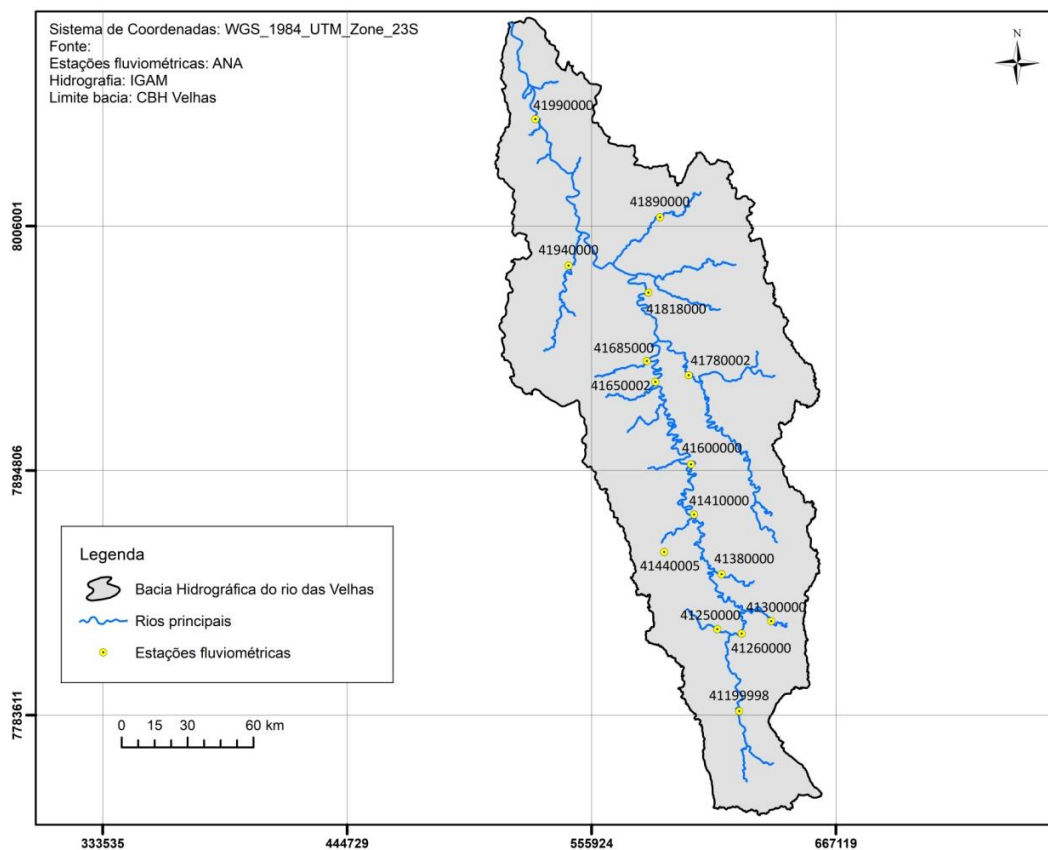
E no caso do modelo potencial:

$$y = \beta_0 x^{\beta_1} \quad (17)$$

Sendo, y a falha a ser preenchida, x a vazão conhecida de uma estação correlacionada e β_0 e β_1 coeficientes da regressão.

Vários testes foram realizados no intuito de obter bons valores de correlação entre as estações. Para medir a correlação, calculou-se o coeficiente de determinação (R^2), que varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior a validade da regressão. Os cálculos foram feitos com o auxílio do software *IBM SPSS Statistics*. Dentre os dois modelos utilizados, adotou-se para cada estação aquele que forneceu o melhor coeficiente R^2 .

Figura 12. Localização das estações de vazão na bacia do rio das Velhas



4.4 Delineamento das sub-bacias e HRU

O delineamento das sub-bacias no ArcSWAT é feito a partir do MNT. Nessa etapa, é preciso estabelecer qual é a área de drenagem mínima de contribuição, sendo que quanto menor a área, mais detalhada será a rede de drenagem. Jha *et al.* (2004) ressaltam que o modelo é sensível à discretização da bacia hidrográfica, de modo que, uma maior quantidade de sub-bacias resulta em uma maior eficiência do modelo. Esses autores recomendam que a área de drenagem mínima seja 2% a 5% da área total da bacia, para bacias entre 2000 km² e 18.000 km². Arabi *et al.* (2006) recomendam 4% para bacias com área inferior a 10 km². Tendo esses valores como base, e considerando o tamanho da bacia do rio das Velhas, a capacidade de processamento dos computadores utilizados, e testes preliminares, adotou-se o valor de 200 km² (cerca de 1 % da área da bacia).

Na criação da rede de drenagem são estabelecidos de forma automática os exutórios das sub-bacias, entretanto eles podem ser editados conforme a necessidade. Assim, adicionou-se também como exutórios os locais das estações de medição de vazão, de forma a possibilitar a comparação entre os valores medidos e os calculados pelo SWAT.

Após o delineamento das sub-bacias ser completado, parte-se para a definição das HRUs. Elas são formadas a partir da sobreposição dos mapas de uso e cobertura da terra, mapa de solos e as classes de declividade. A discretização da declividade foi feita a partir de 5 classes, sendo elas: <4%; de 4 a 7%; de 7 a 13%; de 13 a 25%; e >25%. Optou-se por essa divisão porque, na bacia em estudo, ela conferiu boa representatividade para cada classe, ou seja, cada classe abrangeu aproximadamente a mesma área.

O SWAT permite ao usuário escolher entre dois métodos para distribuição das HRUs nas sub-bacias. O método de HRU dominante considera apenas uma única HRU para toda a sub-bacia, atribuindo às características do uso e tipo de solo predominante. Já o método de múltiplas HRUs permite criar várias combinações de usos e tipo de solo para cada sub-bacia de acordo com o nível de sensibilidade escolhido pelo usuário.

Nesse trabalho optou-se pelo método de múltiplas HRU porque permite um maior detalhamento dos tipos de solo e usos da terra na escala das sub-bacias. Os valores

padrões do SWAT para os níveis de sensibilidade são 20 % para uso da terra, 10 % para tipo de solo e 20 % para classe de declividade (WINCHELL *et al.*, 2013). Taveira (2012) assumiu o valor de 15% para os três grupos. Assim, após testes preliminares adotou-se 15% para uso da terra, 20% para tipo de solo e 20% para classe de declividade. Isso significa que são selecionadas apenas as classes de uso da terra com área igual ou superior a 15% da área da sub-bacia, o mesmo raciocínio se aplica ao tipo de solo e declividade.

4.5 Simulação pré-calibração

Após a criação das HRU e da inserção dos dados climáticos, segue-se para a etapa de simulação. O período simulado foi de 1995 a 2015, com passo de tempo mensal. Segundo levantamento feito por Moriasi *et al.* (2007), a maior parte dos trabalhos com o SWAT usam passo de tempo diário e/ou mensal, sendo identificado também por esse autor que, tipicamente, quanto menor o passo de tempo, mais pobre é o ajuste (ex., diário versus mensal e anual).

Os anos de 1993 e 1994 serviram para aquecimento do modelo (*warm up*) e não constam nos resultados. O período de aquecimento é importante para inicialização da simulação numérica, pois nesta fase as condições de contorno são inicialmente propagadas no domínio fornecido e ocorrem grandes incertezas. Assim esses anos de *warm up* permitem que, ao iniciar a simulação, o modelo já esteja mais estabilizado e as variáveis de estado estejam livres da influência das condições iniciais (ABBASPOUR, 2015; EASTON *et al.*, 2008; MELLO *et al.*, 2008; DURÃES, 2010; CARVALHO NETO, 2011).

Após a simulação ser executada, utilizou-se o SWAT Check para verificação dos resultados. O SWAT Check é um programa gratuito, compatível com o SWAT que executa basicamente três funções: (i) lê as saídas do modelo e alerta os usuários de valores que estejam fora dos limites usuais; (ii) cria figuras dos processos para facilitar a visualização dos valores de saída (p. ex. ilustração do balanço hidrológico); (iii) identifica e alerta os usuários sobre erros comuns na modelagem (WHITE *et al.*, 2014).

4.6 Calibração, validação e análise de incertezas

Após os parâmetros de entrada serem inseridos e o SWAT executado, o modelo deve ser devidamente calibrado e validado para garantir sua confiabilidade e precisão. Isto é especialmente importante se o modelo for usado para extrapolação ou previsão de eventos futuros. O objetivo da calibração do modelo é minimizar a diferença entre as saídas observadas e simuladas (KIRKBY *et al.*, 1993). E os resultados da validação indicam se o modelo é capaz de reproduzir a série de dados não usados em sua calibração (LELIS *et al.*, 2012).

Para executar a calibração, o primeiro passo é separar a série temporal de dados medidos em dois períodos, um para calibração e o outro para validação. No período de calibração, as entradas do modelo são variadas até que um ajuste aceitável é obtido. O modelo é então rodado com os mesmos parâmetros de entrada para o período de validação e um ajuste é determinado (ARNOLD *et al.*, 2000). Nesse trabalho, dividiu-se a série histórica de vazão seguindo a proporção de 70/30 (KLEMEŠ, 1986), sendo o período de 1995 a 2008 separado para calibração, e de 2009 a 2015 para validação. Os anos usados para *warm up* foram 1993 e 1994 para calibração, e 2007 e 2008 para validação. O passo de tempo foi mensal em ambas as etapas. Ressalta-se que nessa divisão tomou-se o cuidado de garantir que houvesse anos secos e chuvosos tanto na calibração quanto na validação.

Em versões anteriores do SWAT, a análise de sensibilidade e a calibração eram realizadas apenas no ArcSWAT, que é a interface do SWAT com o SIG ArcMap, onde o modelo é rodado. Já as versões mais recentes contam com um programa acessório para realizar essas análises, chamado SWAT-CUP (ABBASPOUR *et al.*, 2004; ABBASPOUR *et al.*, 2007; ABBASPOUR, 2015). Esse *software* procede à calibração a partir de algoritmos de otimização, tornando o ajuste entre os dados estimados pelo SWAT e os dados observados mais rápido e prático (FUKUNAGA, 2012). Zhang *et al.* (2009) comentam que a utilização desses algoritmos para calibração, semi-automática e automática dos parâmetros, em modelos hidrológicos está se tornando cada vez mais comum. Por esses motivos, optou-se por utilizar o SWAT-CUP nesse trabalho.

O SWAT-CUP é um *software* gratuito que integra cinco diferentes algoritmos de otimização: *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE), *Parameter*

Solution (ParaSol), *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2), *Markov Chain Monte Carlo* (MCMC) e, *Particle Swarm Optimization* (PSO). Considerando a extensão espacial da bacia do rio das Velhas e o elevado requisito de processamento, optou-se pelo SUFI-2, pois dentre esses algoritmos, ele é o que precisa de menor número de iterações para alcançar um desempenho satisfatório (YANG *et al.*, 2008).

O ajuste foi realizado alterando os intervalos dos parâmetros até que o modelo estivesse calibrado. A estratégia utilizada foi testar os valores dos intervalos rodando apenas 20 iterações, e quando as estatísticas obtidas se aproximassem do desejado, rodavam-se 100 iterações. Foi necessário proceder dessa forma para agilizar o processo de calibração, visto que as simulações com mais iterações demandam alta capacidade de processamento. Para validar o modelo rodou-se uma nova simulação com 100 iterações para cada sub-bacia anteriormente calibrada. Os valores dos intervalos dos parâmetros foram os mesmos obtidos com a calibração, entretanto, o período simulado passou a ser de 2009 a 2015.

Na calibração com o SUFI-2, o valor atribuído ao parâmetro é acompanhado de uma incerteza, com isso a solução do modelo não é apenas uma linha com um valor para cada intervalo de tempo, mas sim uma faixa. Essa faixa de soluções é oriunda de uma distribuição de probabilidade acumulada da variável de saída do modelo, calculada com 95% de significância - 95PPU (*95 Percent Probability Uncertainty*). A cada iteração a incerteza vai diminuindo, e isso é feito através do controle das estatísticas, fator-p e fator-r. O fator-p é a porcentagem de dados observados abrangidos pelo resultado da modelagem, e o fator-r é a espessura da faixa de incertezas. O SUFI-2 tenta obter valores razoáveis para esses dois fatores, pois assim como queremos que todas as observações estejam contidas dentro da faixa de soluções, também queremos uma faixa de incerteza pequena. Teoricamente, o valor para o fator-p varia entre 0 e 1, enquanto o fator-r varia entre 0 e infinito. Um fator-p de 1 e um fator-r de 0 é uma simulação que corresponde exatamente aos dados medidos. O grau de distância desses números pode ser usado para avaliar a força da calibração (ABBASPOUR, 2015).

No SUFI-2 estão disponíveis 10 diferentes funções objetivo, como o coeficiente de determinação R^2 , o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), o Erro Quadrado Médio (MSE), entre outras. Nesse estudo a função objetivo adotada foi o NS, assim a cada iteração o *software* buscava maximizar esse índice (ABBASPOUR, 2015).

A calibração do modelo SWAT se dá em quatro etapas: balanço da água e escoamento, sedimentos, nutrientes e pesticidas. Como o objetivo do trabalho é simular o balanço de água, somente a vazão foi calibrada. O SWAT tem vinte e seis parâmetros associados a essa variável (ARNOLD *et al.*, 2012). A quantidade excessiva de parâmetros é um problema conhecido em modelos hidrológicos, especialmente em modelos distribuídos e semi-distribuídos (BRIGHENTI *et al.*, 2016), por isso antes de definir quais parâmetros seriam calibrados, realizou-se uma busca na literatura para identificar os parâmetros que são comumente mais sensíveis.

Castro (2013) compilou quais os parâmetros mais sensíveis adotados em alguns trabalhos voltados para bacias localizadas no Brasil. Além desse trabalho, consultou-se também Baldissera (2005), Pinto (2011), Silva (2013) e Eduardo (2016). A partir daí, de conversas com especialistas e de análises de sensibilidade semi-automáticas definiram-se os grupos de parâmetros a serem calibrados para cada sub-bacia e os valores iniciais a serem adotados. O estudo realizado por Abbaspour *et al.* (2015) também foi importante nessa etapa, pois ele apresenta um guia de quais parâmetros devem ser alterados para corrigir problemas na simulação, como fluxo de base e vazão de pico muito baixos. Em todo o processo de calibração foram utilizados onze parâmetros, sendo eles: constante de recessão do escoamento de base (ALPHA_BF), coeficiente de rugosidade de Manning (CH_N2), curva número para a condição II (CN2), cálculo da demanda de água pelas plantas (EPCO), cálculo da demanda de evaporação do solo (ESCO), tempo de recarga do aquífero (GW_DELAY), coeficiente de retorno de água do aquífero para a zona radicular (GW_REVAP), limite entre a profundidade de água em aquífero raso e a superfície (GWQMN), limite de água no aquífero raso para ocorrer retorno para a zona radicular ou percolação para o aquífero profundo (REVAPMN), capacidade de água disponível no horizonte do solo (SOL_AWC), condutividade hidráulica saturada no horizonte do solo (SOL_K).

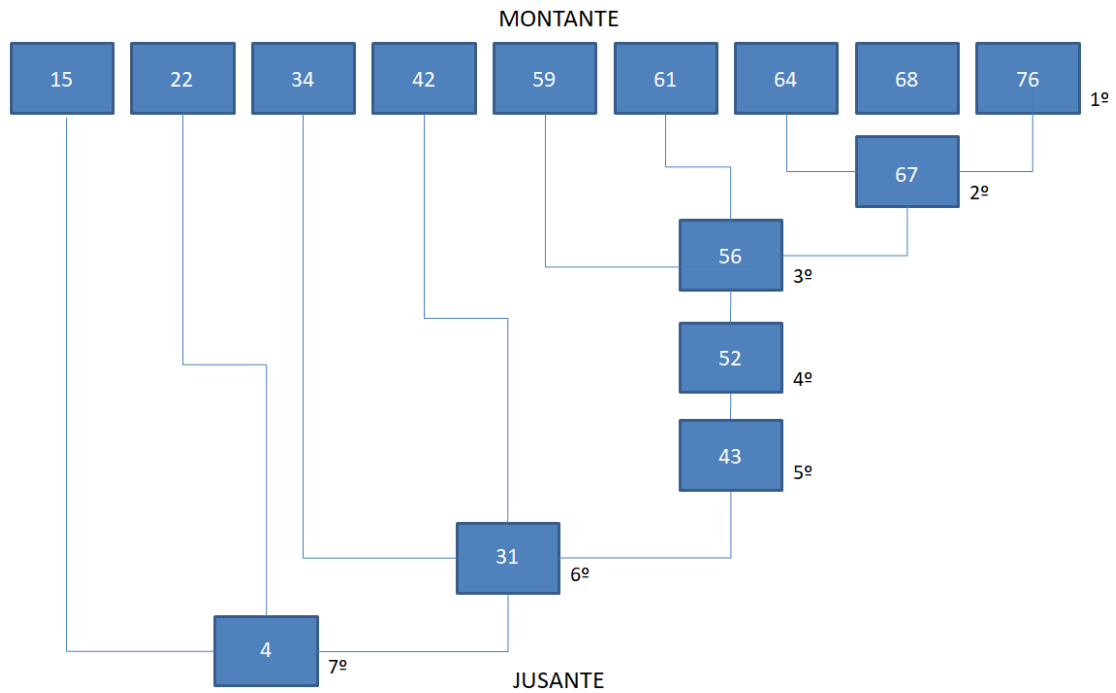
Os dados observados de vazão, utilizados para calibração e validação do modelo, referem-se às 15 estações fluviométricas citadas no item 4.3.5. O algoritmo do SUFI-2 permite que o usuário informe o erro percentual de medição dos dados observados. Nesse estudo, foi utilizado o valor de 10%, sugerido em Abbaspour (2015) para medições de vazão.

Em função da grande extensão da bacia do rio das Velhas e da disponibilidade de várias estações de medição de vazão, optou-se pela calibração *multi-site*. Esse método utiliza pelo menos duas estações fluviométricas para calibrar o modelo. Segundo Daggupati *et al.* (2015), usar apenas uma estação para calibrar pode resultar em parâmetros calibrados que representam a média das características na bacia como um todo ou apresentam uma combinação de valores super ou subestimados que resultam em pouca precisão espacial dentro das bacias. Isso pode ser indesejável para simulações de bacias maiores que são mais heterogêneas espacialmente.

Existem formas variadas de se proceder com a calibração *multi-site*. Pode-se considerar, por exemplo, todas as estações juntas, e assim a calibração será feita através de uma média ponderada e o resultado será apenas uma faixa de valores para cada parâmetro calibrado, e não valores regionalizados. Ou é possível também utilizar as várias estações presentes na sub-bacia, mas parametrizá-las de forma individual (WI *et al.*, 2015; EDUARDO, 2016; FRANCO, 2017; ANDRADE, 2018).

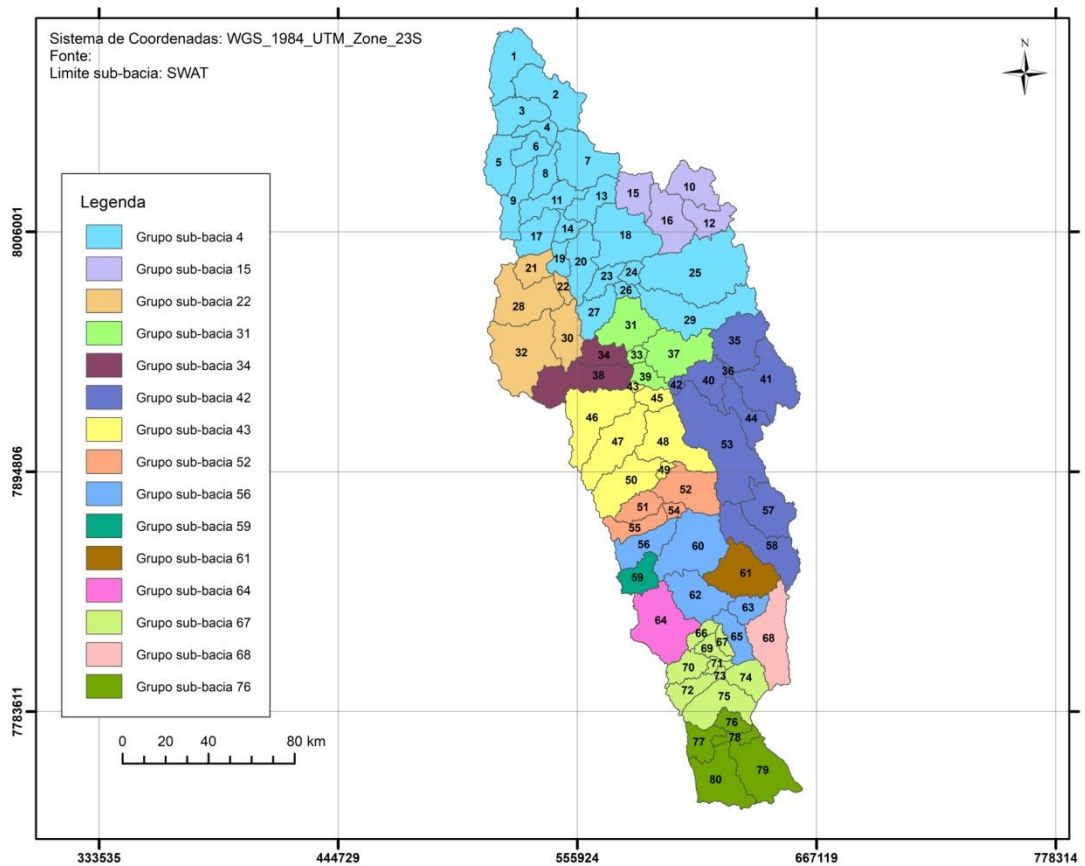
Adotou-se nesse trabalho a calibração das estações de forma individual, também chamada de *stepwise*. Nesse método a calibração segue uma ordem, tendo início nas sub-bacias de cabeceira e seguindo em direção ao exutório da bacia. Para isso foi necessário analisar como se comporta a rede de drenagem na bacia do rio das Velhas (Figura 13). Assim, calibraram-se inicialmente as estações mais a montante, fixaram-se os valores dos parâmetros obtidos na calibração dessas sub-bacias – para que nas próximas calibrações esses valores não mudem mais – e seguiu-se com a calibração das estações mais a jusante, até que todas as estações da bacia fossem calibradas. Respeitar essa ordem de calibração é importante, porque apesar da calibração ser individual, os processos na bacia são integrados e sempre de montante para jusante. Assim para calibrar uma sub-bacia a jusante, primeiro é preciso calibrar a bacia que deságua nela. Caso contrário, ao calibrar a bacia a montante, os valores de vazão na bacia a jusante serão novamente alterados, aumentando o esforço computacional e comprometendo a performance do modelo.

Figura 13. Ordem adotada para a calibração *multi-site* das sub-bacias



As sub-bacias não instrumentalizadas, que não possuem séries históricas de vazão observada para comparar com as vazões simuladas, e assim, proceder a sua calibração, foram agrupadas de forma a receberem os mesmos valores de parâmetros de uma sub-bacia instrumentalizada com a qual possuía uma relação. Essa relação foi estabelecida a partir da rede de drenagem, a sub-bacia 15, por exemplo, onde está localizada a estação 41890000, recebe a contribuição das sub-bacias não instrumentadas 10, 12, 16, e, portanto, formam um grupo (Figura 14).

Figura 14. Regionalização dos parâmetros calibrados para toda a bacia do rio das Velhas



Para avaliar o desempenho do modelo, tanto na etapa de calibração, como de validação, foi adotado o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS; Equação 18). Ele representa a aproximação dos valores da simulação com os observados, por isso, é caracterizado como uma função de desempenho, e seu valor deve estar próximo de 1 para que o resultado seja satisfatório:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_m - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_m - E)^2} \quad (18)$$

Em que, E_m é o evento observado, E_s é o evento simulado pelo modelo, E é a média do evento observado no período de simulação e n é o número de eventos.

Também foi calculado o percentual de tendência (PBIAS; Equação 19) que mede o percentual da tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. Os valores ótimos desse índice estatístico são aqueles cujo resultado é nulo, sendo que, valores com baixa magnitude indicam acurácia da simulação pelo modelo. Valores positivos indicam a tendência de subestimar os resultados simulados

pelo modelo utilizado, enquanto valores negativos indicam tendência a superestimar os valores simulados (GUPTA *et al.*, 1999):

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (E_m - E_s) * 100}{\sum_{i=1}^n E_m} \right] \quad (19)$$

Sendo, E_m o evento observado, E_s o evento simulado pelo modelo e n o número de eventos.

O Quadro 1 lista o intervalo dos valores de PBIAS e NS e sua avaliação de desempenho para simulações de vazão com passo de tempo mensal.

Quadro 1. Classificação quanto o desempenho do modelo para simulações mensais usando o NS e o PBIAS

Avaliação de desempenho para vazão	NS	PBIAS
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10\%$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$\pm 10\% < PBIAS < \pm 15\%$
Satisfatório	$0,50 < NS \leq 0,65$	$\pm 15\% < PBIAS < \pm 25\%$
Insatisfatório	$NS \leq 0,50$	$PBIAS > \pm 25\%$

Fonte: Adaptado de Moriasi *et al.* (2007)

Outro valor a ser utilizado na avaliação do modelo é o coeficiente de determinação (R^2), obtido a partir da regressão linear entre os valores medidos e observados. Os valores de R^2 podem variar de -1 a 1, sendo que valores próximos de 0 indicam fraca correlação, e valores próximos de -1 e 1 indicam forte relação negativa e positiva, respectivamente. Os valores acima de 0,6 são considerados aceitáveis para simulações mensais em modelagem com o SWAT (SANTHI *et al.*, 2001; BONUMÁ *et al.*, 2012).

Por fim, tem-se o fator-p e o fator-r, que como dito anteriormente, são usados pelo SUFI-2 para tentar diminuir as incertezas a cada iteração e podem ser usados para avaliar o ajuste do modelo. Quanto mais próximo de 0 estiver o fator-r, menores são as incertezas da simulação. E quanto mais próximo de 100% ou 1 for o valor-p, maior a porcentagem de dados observados que se encaixam dentro da faixa de incerteza.

4.7 Simulação dos cenários de mudança do uso da terra

Com o objetivo de avaliar o quanto as alterações no uso e ocupação da terra interferem no balanço hídrico e na produção do escoamento, utilizou-se o modelo SWAT para simular os processos hidrológicos na bacia do rio das Velhas a partir de três cenários:

- Cenário atual (C1): nesse cenário foi considerado o mapa de uso e ocupação da terra que representa a condição atual da bacia;
- Cenário agrícola (C2): esse cenário simulou o comportamento do fluxo de água na bacia no caso de toda a área de floresta, mais especificamente, floresta densa e floresta aberta (37% da área da bacia), fosse substituída por agricultura;
- Cenário urbano (C3): nesse cenário também se simulou o comportamento do fluxo de água na bacia, porém considerando toda a área de floresta substituída por infraestrutura urbana.

Como o cenário C1 é o único que corresponde a uma situação real, com disponibilidade de dados observados para comparação, apenas ele foi calibrado e validado. Para os demais cenários foram utilizados os mesmos valores de parâmetros obtidos na calibração do cenário C1, isso é possível porque nesses cenários alteraram-se somente as proporções das áreas ocupadas pelos usos da terra que já foram calibrados anteriormente, sem a inserção de novos usos não calibrados.

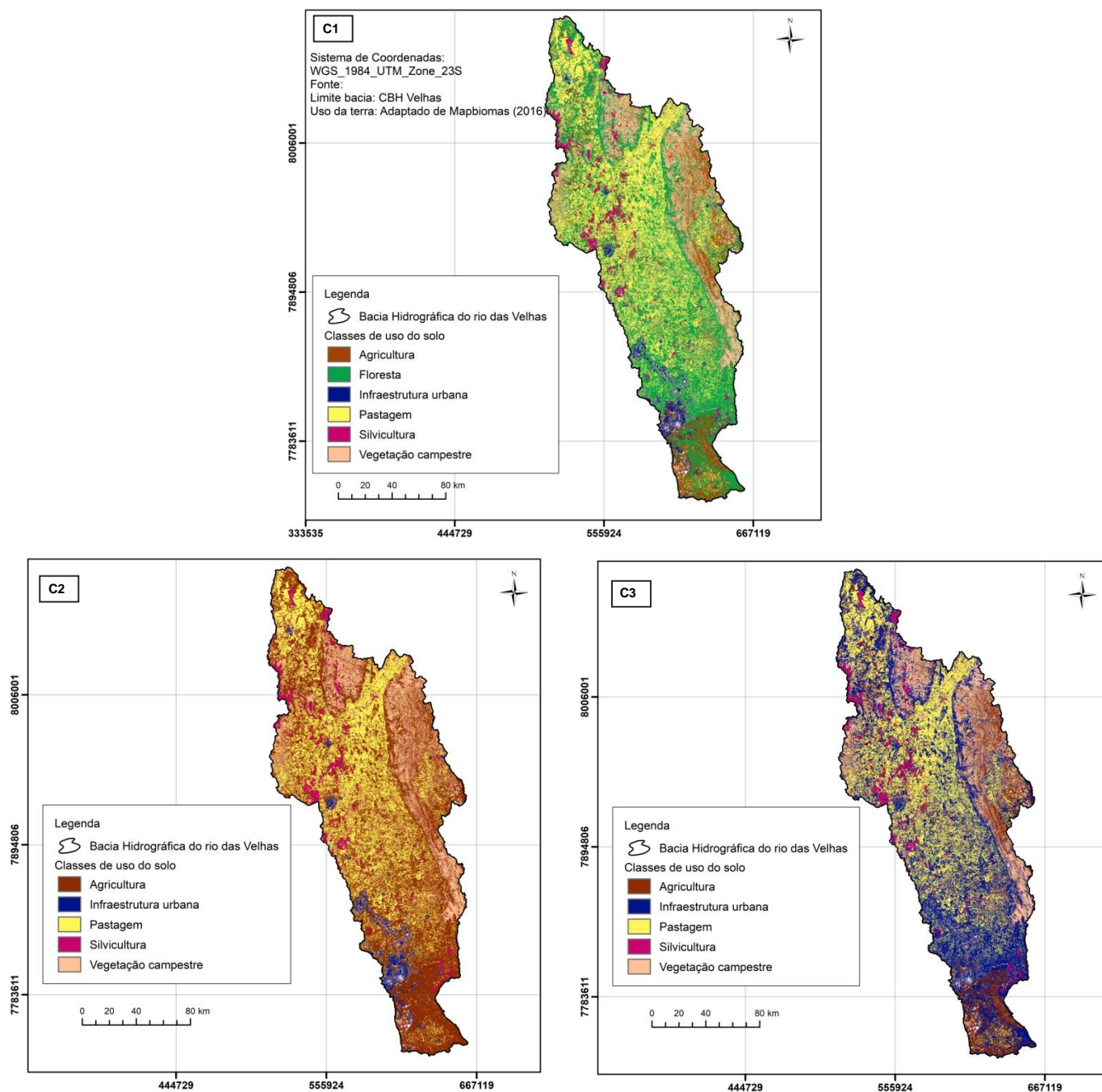
As porcentagens das áreas ocupadas na bacia por agricultura, área urbana e floresta nos três cenários estudados são apresentadas na Tabela 4 e Figura 15. O cenário C1 corresponde ao uso atual da bacia, em que as áreas de floresta densa e floresta aberta ocupam cerca de 37% da área total. O cenário agrícola (C2) e urbano (C3) representam, respectivamente, o crescimento da agricultura e da infraestrutura urbana em detrimento das áreas florestais.

Os balanços hídricos de cada cenário com os valores médios anuais das componentes de precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, percolação, fluxo lateral, fluxo de base, ascensão capilar e recarga para aquífero foram gerados através do *software* SWAT Check.

Tabela 4. Áreas de uso da terra nos cenários simulados na bacia do rio das Velhas

	Cenário atual (C1)	Cenário agrícola (C2)	Cenário urbano (C3)
Agricultura	14,47%	51,35%	14,47%
Área urbana	2,41%	2,41%	39,29%
Floresta	36,88%	0%	0%

Figura 15. Classes de uso da terra nos cenários simulados na bacia do rio das Velhas



5 RESULTADOS

5.1 Simulação dos processos hidrológicos no SWAT

5.1.1 Correção dos dados

Os dados climáticos (i.e., precipitação, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa, temperatura) necessários para a simulação com o SWAT possuíam algumas falhas em suas séries históricas. O preenchimento dessas falhas foi feito através de uma ferramenta do próprio SWAT, chamada gerador climático (WXGEN). Para isso, calcularam-se algumas estatísticas que são inseridas no gerador para auxiliar o processo (APÊNDICE III – Tabela A- 5 a Tabela A- 9).

Para preenchimento das falhas nas séries de vazões da ANA, utilizaram-se regressões lineares e potenciais. Na Tabela 5 são apresentados os resultados dos dois modelos de regressão utilizados, sendo adotado aquele que obteve maior correlação. Nota-se que para todas as estações, a regressão potencial gerou o melhor resultado, sendo possível chegar a ajustes aceitáveis, com valores de R^2 superiores a 0,68. A estação com falhas é a variável dependente enquanto a estação selecionada para preencher essas falhas é a variável independente.

Tabela 5. Resultado dos modelos de regressão adotados para preenchimento de falhas nas séries de vazão

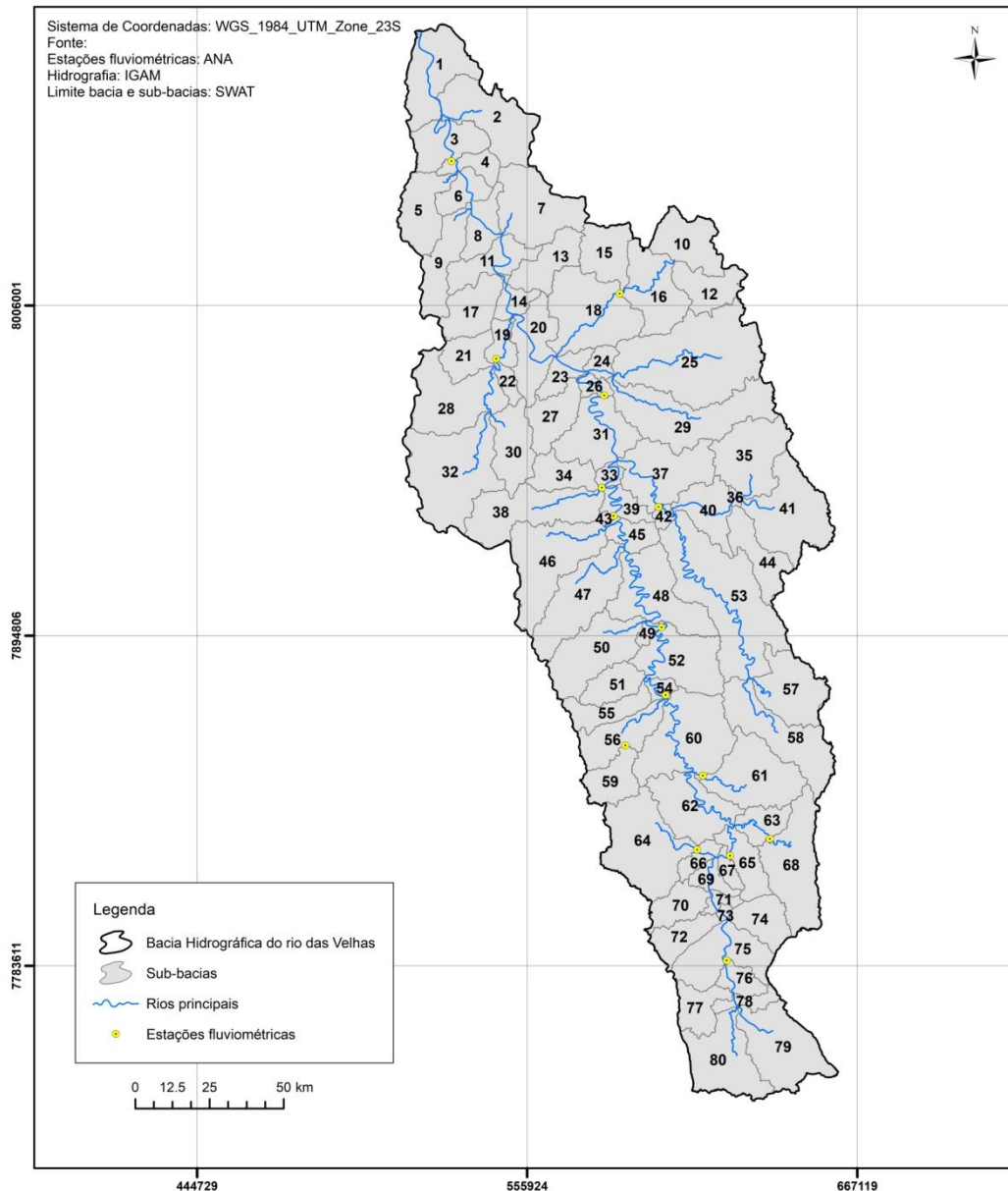
Estação independente	Estação dependente	Modelo Potencial			Modelo Linear		
		R ²	β_0	β_1	R ²	β_0	β_1
41818000	41990000	0,950	0,953	1,070	0,907	0,283	1,416
41990000	41940000	0,739	0,002	1,489	0,551	-0,015	0,054
41990000	41890000	0,760	0,004	1,458	0,454	0,033	0,077
41990000	41818000	0,950	1,324	0,888	0,907	16,434	0,640
41990000	41685000	0,711	0,001	1,351	0,511	-0,275	0,010
41990000	41650002	0,862	1,959	0,747	0,765	31,454	0,340
41990000	41780002	0,857	0,130	1,089	0,665	-6,173	0,278
41990000	41600000	0,837	1,891	0,722	0,685	29,453	0,276
41990000	41410000	0,786	2,025	0,691	0,621	28,696	0,246
41260000	41440005	0,734	0,041	1,012	0,650	0,423	0,039
41780002	41380000	0,716	0,188	0,802	0,418	0,650	0,083
41410000	41250000	0,731	0,088	0,974	0,528	-0,339	0,092
41410000	41199998	0,684	1,462	0,677	0,550	11,454	0,213
41440005	41260000	0,734	27,343	0,725	0,650	12,406	16,594
41410000	41300000	0,769	0,033	1,195	0,579	-0,879	0,102
Estatísticas descritivas do R²		Mínimo	Máximo	Mediana	Quartil 25%	Quartil 75%	
Modelo Potencial		0,684	0,950	0,760	0,732	0,847	
Modelo Linear		0,418	0,907	0,621	0,539	0,675	

5.1.2 Delineamento das sub-bacias e HRU

Na modelagem com o SWAT, a bacia do rio das Velhas foi dividida em 80 sub-bacias (Figura 16) e 701 unidades de resposta hidrológica (HRUs). As nascentes desse rio estão localizadas nas sub-bacias 79 (cachoeira das Andorinhas) e 80 (rio Itabirito) e o exutório na sub-bacia 1 (barra do Guaicuí).

As sub-bacias foram criadas com base nos pontos de confluência de rios, gerados a partir do MNT, e dos pontos de medição de vazão da ANA. A Tabela A- 10 (APÊNDICE IV) indica no exutório de quais sub-bacias essas estações de monitoramento estão localizadas.

Figura 16. Delineamento das sub-bacias do rio das Velhas no SWAT

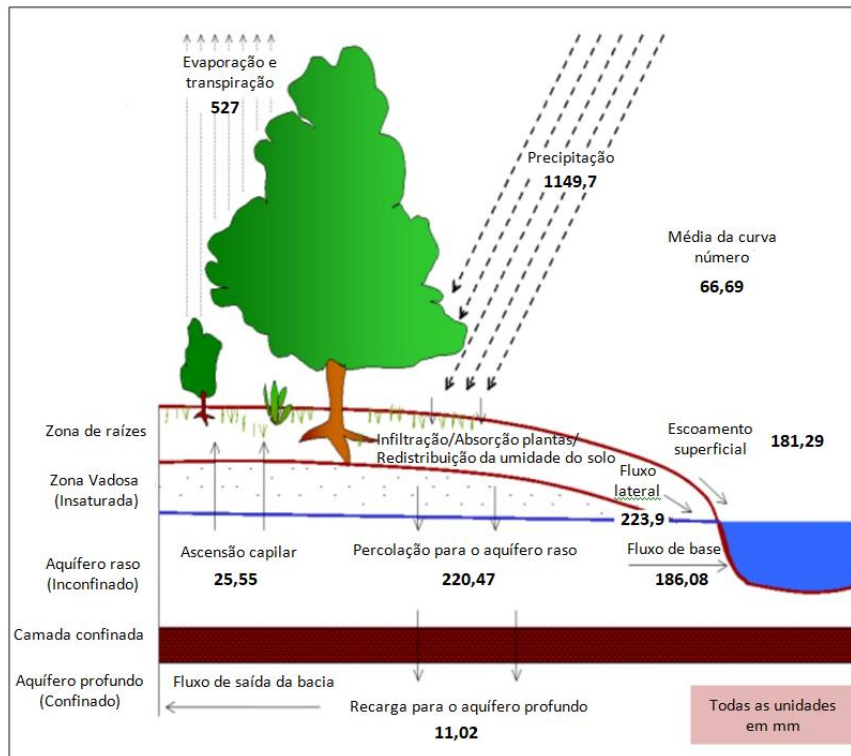


5.1.3 Simulação pré-calibração

A simulação hidrológica da bacia do rio das Velhas foi realizada para um período de 20 anos (1995 a 2015), sendo o resultado da simulação comparado com as séries históricas de vazões observadas. Os resultados de saída do modelo foram inseridos no

software SWAT Check, que permite visualizar o balanço hídrico médio na bacia e ainda alerta quanto a possíveis incoerências na modelagem (Figura 17).

Figura 17. Balanço hídrico médio simulado pelo SWAT para a bacia do rio das Velhas antes da calibração



Do total de água que entra no balanço hídrico através da precipitação, 46% retornam para a atmosfera através da evaporação e transpiração, 51% chegam até os corpos d'água através do escoamento superficial, escoamento lateral e fluxo de base e os 3% restantes são ascensão capilar e recarga para o aquífero profundo. Baseado nesses valores, o SWAT Check calcula taxas importantes para verificação do balanço hídrico e alerta sobre o que possa estar fora dos padrões. No caso dessa simulação prévia a calibração, a taxa entre o escoamento superficial e o escoamento total foi 0,31, sendo recomendados valores menores que 0,2. O escoamento lateral está maior que o fluxo de base, indicando que pode haver um problema na modelagem. E a produção de água foi considerada excessiva.

Ao comparar os resultados da simulação com as vazões medidas nas 15 estações fluviométricas, observou-se que para todas as estações, o modelo subestimou o escoamento de base e superestimou os picos de vazão, como pode ser visto na Figura 18 que mostra o hidrograma das vazões simulada e medida para a estação 41990000 –

Várzea da Palma (sub-bacia 4). Nessa estação, por exemplo, o menor valor de vazão medido foi 30,82 m³/s, enquanto a vazão simulada nas estações de seca em vários meses apresentou valor nulo, ou muito próximo de zero. Já as vazões de pico observadas chegaram até 1396,32 m³/s e as simuladas 2559,00 m³/s, um valor quase 2 vezes superior.

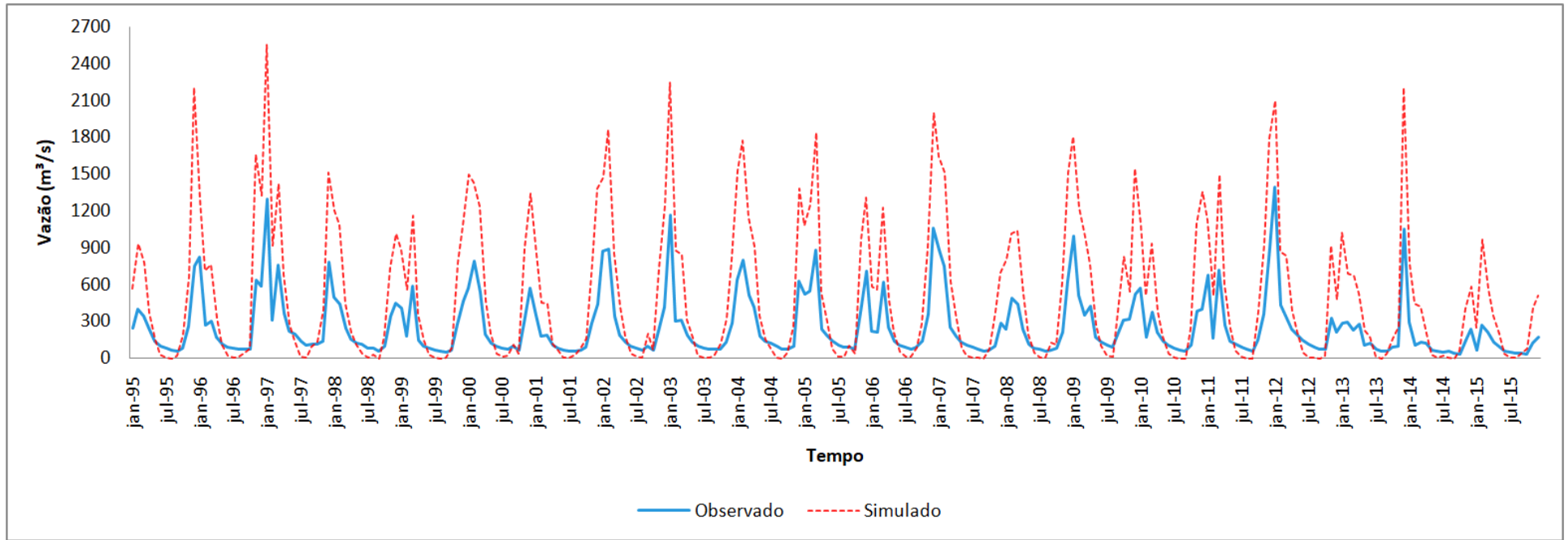
As estatísticas NS, PBIAS e R² foram calculadas para medir o ajuste do modelo prévio (Tabela 6). Os resultados foram insatisfatórios para todas as estações, com exceção da estação 41890000 (sub-bacia 15) que apresentou NS e PBIAS considerados “bom”, e R² aceitável, conforme critérios estabelecidos na metodologia.

Tabela 6. Resultado da verificação do modelo antes da calibração

Estação	Sub-bacia	NS	PBIAS	R²
41990000	4	-1,82	-99,53	0,91
41890000	15	0,59	-14,27	0,62
41940000	22	-2,96	-149,28	0,79
41818000	31	-2,27	-93,33	0,90
41685000	34	-20,46	-394,80	0,71
41780002	42	0,42	-51,29	0,90
41650002	43	-3,69	-86,37	0,88
41600000	52	-3,97	-83,73	0,89
41410000	56	-3,68	-83,52	0,89
41440005	59	-6,28	-115,00	0,81
41380000	61	-1,06	-87,37	0,88
41250000	64	-4,38	-91,25	0,76
41260000	67	-4,33	-87,49	0,87
41300000	68	-1,45	-59,31	0,78
41199998	76	-2,34	-34,95	0,85

Os valores de PBIAS foram todos negativos e superiores a 25, que é o valor limite para que o modelo seja satisfatório, indicando uma tendência forte do modelo em superestimar as vazões de pico.

Figura 18. Comparação entre a vazão simulada e observada para sub-bacia 4 (estação 41990000 – Várzea da Palma)



5.2 Calibração, validação e análise de incertezas

Como soluções da calibração têm-se os valores mínimos e máximos para cada parâmetro. Também são fornecidos os “*best parameters*” ou valores ótimos, que são os valores dos parâmetros na melhor iteração, ou seja, naquela que se obteve o melhor ajuste entre a vazão calibrada e a vazão simulada. Os valores dos intervalos calibrados para os grupos de parâmetros de cada sub-bacia e os valores ótimos são mostrados na Tabela A- 11 (APÊNDICE V).

Para avaliar o desempenho da simulação após a calibração e a validação construíram-se gráficos de vazão observada, vazão calibrada/validada e a faixa de 95PPU. Através deles é possível visualizar quão próximo da realidade a simulação chegou (APÊNDICE VI - Figura A- 1 a Figura A- 15). Calcularam-se também os valores de NS, PBIAS, R^2 , fator-p e fator-r (Tabela 7).

Considerando todas as sub-bacias, os valores de NS variaram de 0,73 a 0,97 na calibração e de 0,51 a 0,98 na validação. Já o PBIAS esteve entre -11,3 e 19,4 na calibração e entre -18,6 e 24,6 na validação, sendo considerados de satisfatórios a muito bons conforme a classificação de Moriasi *et al.* (2007). Os valores de R^2 também se mantiveram acima de 0,6 em todas as sub-bacias, conforme recomendado por Bonumá *et al.* (2012) e Santhi *et al.* (2001). Ressalta-se que essas estatísticas são referentes à iteração que melhor se ajustou aos dados reais, dentre as 100 realizadas.

Tabela 7. Verificação do modelo após a calibração/validação

Sub-bacia	CALIBRAÇÃO					VALIDAÇÃO				
	NS	PBIAS	R ²	fator-p	fator-r	NS	PBIAS	R ²	fator-p	fator-r
15	0,73	12,2	0,76	0,27	0,24	0,51	-2,1	0,62	0,18	0,35
22	0,77	17	0,79	0,72	0,82	0,81	-18,6	0,85	0,61	1,14
34	0,78	10,7	0,78	0,36	0,44	0,57	-15,6	0,65	0,18	0,23
42	0,92	-11,3	0,94	0,63	0,29	0,86	-14,3	0,87	0,41	0,26
59	0,78	-4,8	0,81	0,82	0,94	0,90	-7,0	0,90	0,77	0,72
61	0,85	13,2	0,86	0,60	0,52	0,90	8,2	0,91	0,43	0,49
64	0,76	19,4	0,85	0,40	0,50	0,77	24,6	0,85	0,27	0,36
68	0,84	1,3	0,88	0,84	0,96	0,73	-2,4	0,80	0,68	0,96
76	0,88	-3,1	0,88	0,83	0,70	0,92	-3,2	0,92	0,88	0,70
67	0,94	-2,5	0,95	0,88	0,62	0,90	-16,2	0,93	0,41	0,66
56	0,91	7,8	0,93	0,59	0,15	0,97	4,7	0,97	0,46	0,09
52	0,93	2,4	0,93	0,65	0,13	0,98	4,3	0,98	0,57	0,13
43	0,93	-0,1	0,93	0,76	0,20	0,85	0,2	0,95	0,95	0,87
31	0,96	-6,8	0,97	0,46	0,05	0,94	-12,0	0,96	0,34	0,05
4	0,97	2,3	0,98	0,71	0,17	0,97	1,8	0,97	0,69	0,13

5.3 Simulações dos cenários de mudança do uso da terra

A análise dos balanços hídricos gerados para cada cenário (Figura 19 a Figura 21) permite observar que mantendo a entrada de água na bacia constante (precipitação), o valor médio da curva número e o escoamento superficial são maiores no cenário urbano (C3), seguido pelo cenário agrícola (C2), e por fim o cenário atual (C1). O contrário acontece ao analisar a percolação e o fluxo de base, os maiores valores dessas componentes aparecem no balanço hídrico do cenário atual, depois no cenário agrícola e por último, no cenário urbano.

Figura 19. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas após a calibração (cenário C1)

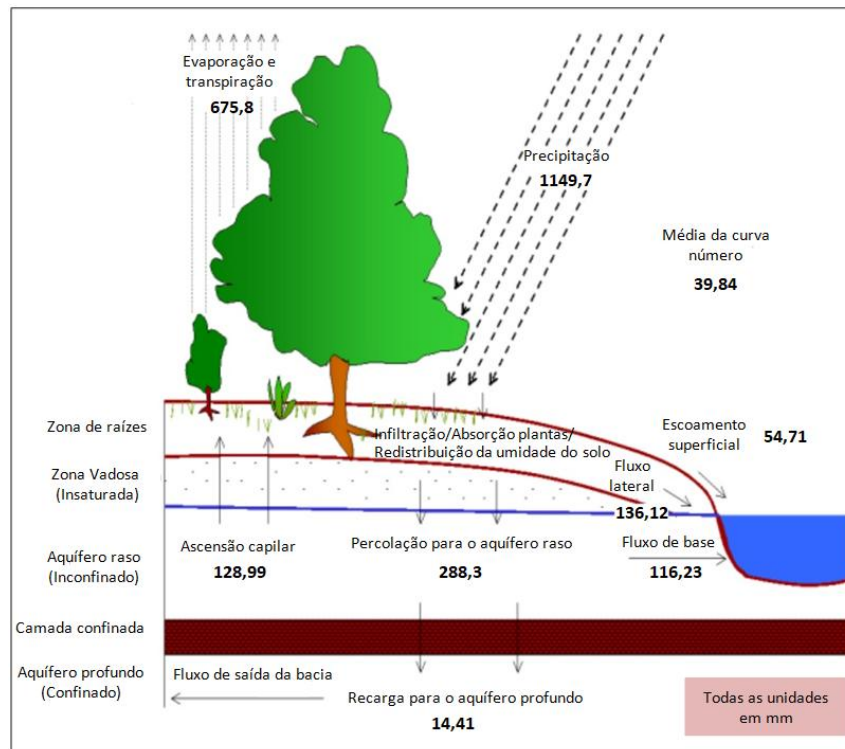


Figura 20. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas para o cenário agrícola (C2)

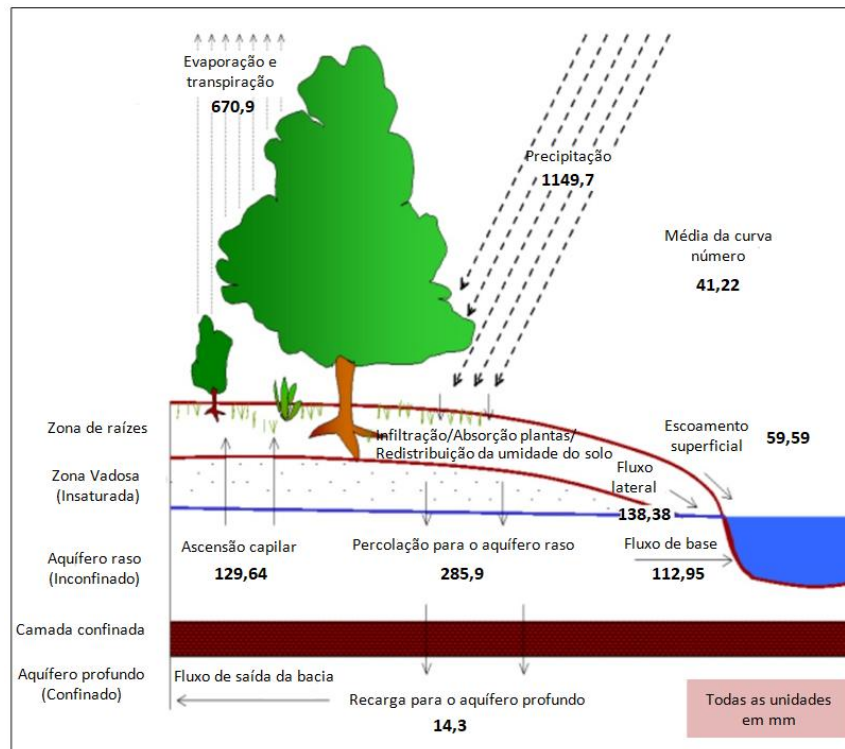
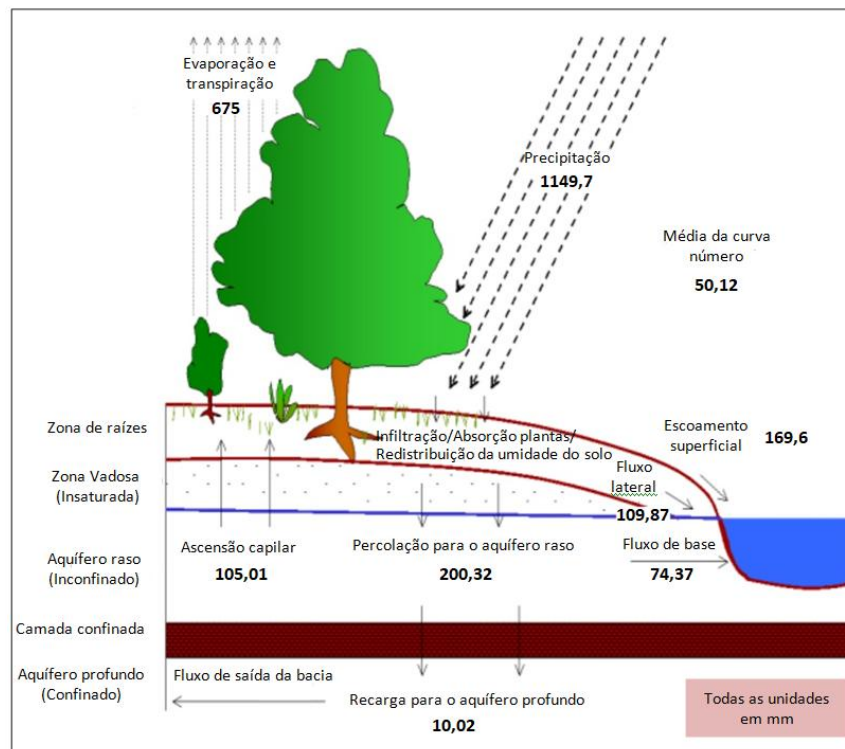


Figura 21. Balanço hídrico médio simulado para a bacia do rio das Velhas para o cenário urbano (C3)



Os balanços hídricos gerados também permitiram calcular taxas que evidenciam as proporções entre as componentes dos fluxos de água (fluxo total, fluxo de base e escoamento superficial) (Tabela 8). Foi considerado como fluxo total a soma do fluxo lateral, fluxo de base e escoamento superficial. A taxa I diz respeito a quanto do fluxo total é composto por escoamento superficial, sendo que quanto maior essa taxa maior é a geração do escoamento superficial na bacia. Essa taxa para o cenário urbano é maior que para o cenário agrícola, que por sua vez é maior que o cenário atual.

A taxa II é a relação entre a geração do fluxo de base e o fluxo total, assim, uma alta taxa indica que uma grande parte do fluxo total é composto por escoamento subterrâneo. Nesse caso, temos que o maior valor para a taxa II é no cenário C1, seguido por C2, e por fim, C3.

Já a taxa III descreve a proporção entre o escoamento superficial e a percolação, o que significa dizer que quanto maior essa taxa, mais escoamento superficial está sendo gerado e menos água está infiltrando no solo. De modo semelhante à taxa I, observa-se que a taxa III é maior para o cenário urbano, em seguida tem-se o cenário agrícola, e por último o cenário atual.

Tabela 8. Taxas proporcionais entre os fluxos hídricos simulados na bacia do rio das Velhas sob diferentes cenários

	Cenário atual (C1)	Cenário agrícola (C2)	Cenário urbano (C3)
Taxa I - Escoamento superficial/Fluxo total	0,178	0,192	0,479
Taxa II - Fluxo de base/Fluxo total	0,379	0,363	0,210
Taxa III - Escoamento superficial/Percolação	0,190	0,208	0,847

As vazões médias e as medianas mensais na bacia do rio das Velhas no período chuvoso e no período seco para cada cenário estudado são apresentadas na Tabela 9. A partir da análise dos hidrogramas observou-se que o período de maiores vazões na bacia ocorre entre os meses de novembro e abril, sendo, portanto, o período considerado chuvoso. Já os meses de maio a outubro adotou-se como o período seco, visto que as vazões são menores. Nota-se que no período chuvoso, as vazões são maiores no cenário urbano e menores no cenário atual, ficando os valores intermediários com o cenário agrícola. Durante o período seco, a maior vazão média ocorre no cenário C1, seguido pelo cenário C2 e, por fim, o cenário C3.

Tabela 9. Vazões médias e medianas mensais na bacia do rio das Velhas sob diferentes cenários

Período	Vazão mensal (m³/s)	Cenário atual (C1)	Cenário agrícola (C2)	Cenário urbano (C3)
Chuvoso	Média	93,86	94,34	110,08
	Mediana	22,42	22,76	25,26
Seco	Média	25,33	24,84	21,12
	Mediana	4,72	4,65	4,29

6 DISCUSSÃO

6.1 Adequabilidade do método para bacias no Brasil

Na etapa de simulação pré-calibração, os valores de R^2 calculados a partir das vazões observadas e as vazões simuladas demonstraram um ajuste entre a modelagem com o SWAT e os dados reais. A análise dos hidrogramas gerados para cada sub-bacia também leva esta conclusão. Assim, o modelo conseguiu captar o comportamento das vazões, tendo picos em períodos chuvosos e quedas em períodos secos. Porém, os valores de NS e PBIAS encontrados evidenciam a necessidade da calibração realizada.

Notou-se que, apesar do modelo conseguir representar o comportamento geral de um hidrograma, com picos e recessões, ele estava superestimando as vazões de pico e subestimando as vazões de base. Resultados semelhantes também foram identificados em outros estudos com o modelo SWAT, como o de Castro (2013), Salles (2012) e Santos (2013). No caso deste trabalho, isto pode ser explicado através da análise do balanço hídrico simulado para a bacia do rio das Velhas. O baixo fluxo de base, menor até que o fluxo lateral, pode ter ocasionado as vazões médias mensais muito baixas no período de seca, visto que em períodos com ausência de chuva, os cursos d'água são alimentados pelos lençóis subterrâneos. Enquanto, um excesso de produção de água e alta de taxa de escoamento superficial em relação ao escoamento total, pode justificar os altos picos de vazão (HUDAK, 2005; TUCCI, 2002). O estudo de Abbaspour *et al.* (2015) apresenta um guia de como alterar os parâmetros de forma a corrigir erros na calibração, no caso de picos superestimados diminuir o valor do CN_2 e o aumentar o SOL_AWC e o ESCO podem melhorar os resultados.

Conforme explicitado por Abbaspour *et al.* (2015), as incertezas na modelagem geralmente estão relacionadas à: (i) simplificação dos conceitos; (ii) processos que ocorrem na bacia e não são incluídos no programa (p. ex., erosão pelo vento); (iii) processos que estão inclusos no programa, mas sua ocorrência na bacia é desconhecida pelo modelador ou não quantificada em função da limitação de dados (p. ex. barragens e reservatórios, transferências de água) e; (iv) qualidade dos dados de entrada. Em grandes bacias é esperado todo esse tipo de incertezas, o que explica parte dos grandes erros de previsão.

Após a calibração, notou-se que os valores de PBIAS se aproximaram mais do desejado ao se comparar com a simulação prévia, em que seus valores eram muito negativos, variando de aproximadamente -395 até -14 (Tabela 6). Os valores de NS também melhoraram, visto que anteriormente apenas em uma sub-bacia ele havia sido aceitável, e após a calibração passou a ser aceitável em todas. Isso comprovou a necessidade em proceder a calibração do modelo para se obter uma performance adequada aos objetivos do estudo. Ao analisar os resultados da validação, percebe-se que esse padrão de melhora nas estatísticas de desempenho se repetiu, indicando que a calibração do modelo pode ser extrapolada para outros períodos.

Sobre o fator-p e fator-r, o ideal é que o fator-p seja o mais próximo de 1, enquanto o fator-r seja mais próximo de 0. Entretanto, como o primeiro reflete a porcentagem de dados simulados que se encaixam na faixa de incerteza, e o segundo é a espessura dessa faixa, a busca por um valor alto do fator-p pode ocasionar um alto fator-r, e vice e versa. O que se deseja é que boa parte dos dados simulados estejam dentro de uma pequena faixa de incerteza, para isso a simulação deve buscar balancear esses dois valores. Como exemplo de um bom equilíbrio desses fatores pode-se citar a calibração e validação da sub-bacia 4, que obteve fator-p de 0,71 e 0,69 e fator-r de 0,17 e 0,13, respectivamente. Ao observar o gráfico da vazão simulada e observada para essa sub-bacia (APÊNDICE VI - Figura A- 15) nota-se que a faixa de incerteza é bem pequena, e que ainda assim, a maior parte dos dados simulados se encaixam dentro dessa faixa. Já na sub-bacia 15, por exemplo, esse balanceamento não foi tão bom, pois o fator-r foi próximo de 0, como é desejável, mas o fator-p também foi baixo. Na sub-bacia 22, o equilíbrio também não foi ideal, visto que o fator-p foi próximo de 1, mas o fator-r também foi, com isso têm-se boa parte dos dados dentro da faixa de incerteza, porém a faixa de incerteza é larga (APÊNDICE VI - Figura A- 2).

Em relação a outros trabalhos empregando o modelo SWAT no Brasil e em outros países (Tabela 10), nota-se que os valores de desempenho obtidos vão de encontro aos resultados desse estudo, em que o NS variou de 0,73 a 0,97 na calibração e de 0,51 a 0,98 na validação e o PBIAS esteve entre -11,3 e 19,4 na calibração e entre -18,6 e 24,6 na validação.

Tabela 10. Resultados de desempenho obtidos com o SWAT em trabalhos no Brasil e em outros países

	Referência	Local de estudo	Área da bacia	Pontos de controle	Passo de tempo	Calibração		Período	Validação		Período
						NS	PBIAS		NS	PBIAS	
Brasileiros	Durães (2010)	bacia do rio Paraopeba (MG)	14 mil km ²	2	Diário	0,77 e 0,79	-	1984 a 1990	0,76 e 0,82	-	2000 a 2005
	Baldissera (2005)	bacia do rio Cuiabá (MT)	29 mil km ²	5	Mensal	0,60 a 0,78	-	05/1994 a 01/1998	-	-	-
	Blainski <i>et al.</i> (2011)	bacia do rio Araranguá (SC)	3 mil km ²	3	Mensal	0,78 a 0,94	-	04/2006 a 09/2006	-	-	-
	Salles (2012)	bacia do ribeirão Pípiripau (DF)	200 km ²	1	Mensal	0,67	-6,7	1989 a 1998	0,79	-21,49	1999 a 2008
	Andrade (2018)	bacia do rio Mundaú (PE/AL)	4 mil km ²	5	Mensal	0,55 a 0,78	-8,20 e 11,6	2003 a 2009	0,62 a 0,72	-7,10 e 24,20	2010 a 2016
Internacionais	Moriasi (2007)	Leon River (Texas)	9 mil km ²	7	Mensal	0,66 a 1,00	-4,89 a 2,15	-	0,69 a 1,00	-29,04 a 12,31	-
	Githui, Mutua e Bauwens (2009)	River Nzoia (Quênia)	13 mil km ²	-	Mensal	0,76	-	1980 a 1985	0,74	-	1970 a 1979
					Diário	0,71	-		0,63	-	
Yang <i>et al.</i> (2008)	Chaohe Basin (China)	5 mil km ²	1	Diário	0,80	-	1985 a 1988	0,75	-	1989 a 1990	

É importante destacar algumas questões envolvidas no processo da modelagem que podem ser responsáveis por fontes de erros na simulação: a entrada dos dados de clima e precipitação foi pontual. Por exemplo, ao invés de interpolar os valores de várias estações para atribuir a uma sub-bacia, o modelo replica o valor da estação mais próxima. Szcześniak e Piniewski (2015) avaliaram o efeito da entrada de dados de precipitação interpolados sobre os resultados da calibração em 11 sub-bacias de média escala. O estudo demonstrou que em bacias com baixa densidade de estações de medição e com baixo coeficiente de variação da precipitação diária, o uso de métodos de interpolação aprimora os resultados da modelagem. As estações pluviométricas e climatológicas possuíam falhas nas suas séries históricas que foram preenchidas a partir do WXGEN. Apesar de ser um método muito utilizado para gerar dados de clima, ele gera incertezas assim como qualquer outro modelo (HERMAN *et al.*, 2018). O mesmo pode-se dizer das séries das estações fluviométricas, que foram preenchidas através de regressões potenciais (ESMAEELZADEH e DARIANE, 2014).

Outro ponto sensível são as características pedológicas. O banco de dados de solo foi criado a partir das características do solo de bacias próximas a bacia do rio das Velhas. Apesar da proximidade ser um indício de semelhança, o ideal seria utilizar os dados de solo da própria bacia obtidos através da coleta de amostras dos diferentes solos e posterior análise em laboratório. Em função da dificuldade de se obter as informações requeridas para caracterizar os solos, diversos estudos com o SWAT no Brasil utilizaram valores de outras bacias ou os estimaram a partir de equações de pedotransferência (p.ex. MACHADO, 2002; SILVA, 2011; SALLES, 2012; SILVA, 2013; BONUMÁ *et al.*, 2015). De fato, o mapeamento de solos é camada ambiental mais frágil no contexto brasileiro (MENDONÇA-SANTOS e SANTOS, 2003; HÖFIG, 2014), o que reforça a importância da iniciativa do Programa Nacional de Solos do Brasil (Pronasolos). Esse projeto foi iniciado pela Embrapa Solos e pretende mapear o território brasileiro e gerar dados com diferentes graus de detalhamento para subsidiar políticas públicas, auxiliar na gestão territorial, embasar agricultura de precisão e apoiar decisões de concessão do crédito agrícola, entre muitas outras aplicações (EMBRAPA, *s.d.*).

Mesmo diante das incertezas envolvidas no processo, o SWAT, após a calibração, simulou adequadamente a vazão na bacia do rio das Velhas. Bons resultados também

foram encontrados por outros autores utilizando esse modelo em diferentes bacias hidrográficas localizadas no Brasil, indicando que ele pode ser uma ferramenta útil na predição das vazões e em estudos e ações correlatos.

6.2 Impactos das mudanças de uso da terra no balanço hídrico de bacias hidrográficas

A partir das simulações com o SWAT foi possível observar que os cenários com aumento da área agrícola e urbana em detrimento das áreas de florestas nativas provocaram alterações no balanço hídrico da bacia. Dentre elas, cabe destacar o aumento do escoamento superficial e a diminuição da infiltração e do fluxo de base. Apesar dos cenários simulados serem extremos e improváveis, os resultados permitem ver a teoria aplicada, através da quantificação dos impactos do aumento das intervenções antrópicas sobre a vazão nos períodos chuvoso e na estiagem. Optou-se por adotar mudanças extremas, pois assim é possível visualizar com maior clareza as diferenças entre os cenários.

Na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) o abastecimento de água é realizado através de sistemas integrados, os principais são o sistema Paraopeba e o sistema Rio das Velhas. O primeiro resulta da reunião de 3 sistemas produtores, com captações nas barragens dos rios Vargem das Flores, Serra Azul e Manso. No sistema Rio das Velhas, a captação é do tipo superficial com tomada direta no rio das Velhas, sendo ele o principal manancial da cidade de Belo Horizonte. Em geral, o sistema Paraopeba é responsável por 60% do abastecimento da RMBH, enquanto o sistema Rio das Velhas é responsável pelos 40% restantes (ANA, 2010; ARSAE, 2013). Essa gestão integrada permite que em períodos de seca, quando as vazões nos rios diminuem, os reservatórios do sistema Paraopeba atuem garantindo a manutenção do abastecimento. E nos períodos chuvosos, enquanto os reservatórios se enchem, a captação a fio d'água no rio das Velhas pode se tornar a principal fonte para suprir o abastecimento. Neste sentido, a utilização da modelagem hidrológica pode ser uma ferramenta muito útil neste processo.

A análise das vazões médias e medianas mensais na bacia nos três cenários estudados evidenciou que a retirada da vegetação ocasionou em aumento das vazões no período chuvoso e diminuição no período seco. Como as vazões dos cursos d'água estão

diretamente relacionadas ao balanço hídrico, pode-se usar dele para justificar essas alterações na quantidade de água.

A percolação da água no solo dá origem à recarga para o aquífero profundo, à ascensão capilar e ao fluxo de base. O fluxo de base é responsável pela manutenção das vazões no período de baixa precipitação. Com isso, a diminuição desse fluxo pode ocasionar redução das vazões durante esse período. O desejável em épocas de seca é que o fluxo de base seja suficiente para manter a perenidade do curso d'água, mas, como visto, os cenários de maior intervenção antrópica seguem na direção contrária a isso (HUDAK, 2005).

Já em períodos de maior precipitação, o aumento da impermeabilização do solo, representado pelo valor médio da curva número, dificulta a infiltração e faz com que o volume de água escoado superficialmente e aportado nos rios seja superior. Isso não é o ideal, pois o que se deseja em períodos chuvosos é que boa parte da água infiltre para que no período de seca as vazões mínimas sejam mantidas, e que as vazões de pico sejam amortecidas, pois um grande aumento da vazão dos cursos d'água pode ocasionar enchentes e alagamentos (TUCCI e CLARKE, 1997; TUCCI, 2002).

A comparação dos cenários estudados também permitiu observar que o crescimento de 37% da área agrícola impactou menos o balanço hídrico da bacia que o aumento de 37% da área urbana. Visto que no cenário agrícola a taxa entre o escoamento superficial e o fluxo total foi 0,192, enquanto no cenário urbano foi 0,479, indicando que o aumento da área urbana gera mais escoamento superficial em relação ao fluxo hídrico total que o aumento da área agrícola. Sobre o escoamento de base, nota-se que a proporção entre esse escoamento e o fluxo total é maior no cenário agrícola que no urbano, evidenciando que no primeiro a infiltração é mais favorecida que no segundo. Sobre os impactos nas vazões, notou-se que o cenário urbano tem vazões maiores que o cenário agrícola nos períodos chuvosos, e vazões menores no período seco. Como dito anteriormente, a melhor situação é o oposto a isso.

Outros autores também encontraram resultados semelhantes usando o SWAT para simular diferentes cenários de uso da terra. Blainski *et al.* (2011) analisaram três cenários em uma bacia de cerca de 3.000 km², sendo eles: (i) uso atual, (ii) substituição da área agrícola por reflorestamento, (iii) remoção da cobertura vegetal da área agrícola.

Verificaram que a vazão média diária anual foi maior no cenário com solo exposto (iii), sendo esse aumento atribuído à redução da infiltração de água no solo e ao aumento do escoamento superficial. Entretanto, o número de dias em que a vazão diária simulada (Q_{sim}) permaneceu abaixo da mínima observada em 95% do tempo (Q_{95}) foi maior nesse cenário. O cenário com reflorestamento apresentou a menor ocorrência de $Q_{sim} < Q_{95}$, sugerindo maior regularização de vazão ao longo do ano.

Andrade *et al.* (2017) simularam dois cenários de uso da terra usando o modelo SWAT numa bacia de aproximadamente 4.000 km². O primeiro cenário foi o uso atual, e o segundo substituindo as áreas agrícolas por Caatinga. Os resultados encontrados indicaram que a implantação de vegetação Caatinga em áreas agrícolas proporcionou redução no escoamento superficial. Por outro lado, processos como evapotranspiração, percolação para o aquífero raso e recarga para o aquífero profundo aumentaram.

Rodrigues *et al.* (2015) estudaram os impactos de mudança no uso da terra em uma bacia de 12.300 km². Os cenários simulados foram: (i) uso da terra original e (ii) uso da terra atual, com substituição de 37% da área de vegetação natural por pasto. No cenário ii a evapotranspiração foi 8,36% maior que no cenário i. Sobre a vazão média na bacia, identificou-se um aumento de 10% no cenário com maior intervenção antrópica.

Perazzoli, Pinheiro e Kaufmann (2013) simularam diferentes cenários de uso da terra para uma pequena bacia hidrográfica em Santa Catarina (31 km²), sendo eles (i) uso atual, (ii) agricultura sendo o único uso presente na bacia, (iii) floresta nativa como uso único e (iv) pastagem também ocupando 100% da bacia. O cenário pastagem apresentou um valor médio de vazão maior do que o cenário atual, enquanto o cenário mata nativa apresentou um valor menor, e o cenário agricultura gerou valor médio de vazão similar ao atual.

A expansão de área agrícolas e urbanas dentro de uma bacia hidrográfica pode ser um interesse conflitante com a conservação do meio ambiente. Nesse contexto se enquadra o desenvolvimento sustentável, que determina a harmonização entre a promoção do desenvolvimento nacional (econômico e social) e a garantia da perenidade dos recursos naturais (CMMAD, 1991). A análise de cenários pode ajudar a entender e visualizar melhor como as decisões de hoje em matéria de conservação e desenvolvimento atuam em conjunto para mudar o futuro, e assim orientar quanto as

melhores medidas para promoção da sustentabilidade. Ela permite que as partes interessadas e os tomadores de decisão avaliem os impactos relativos de vários conjuntos alternativos de opções e, assim, podem ser um importante instrumento na elaboração de políticas públicas.

Segundo IPBES (2016), os cenários podem ser aplicados nas políticas públicas com diferentes objetivos sendo: (i) “cenários exploratórios”, que representam diferentes futuros plausíveis; (ii) “cenários de busca de metas”, também conhecidos como “cenários normativos”, que representam uma meta futura acordada e cenários que fornecem caminhos alternativos para atingir essa meta; e (iii) “cenários ex-ante”, que representam várias opções políticas em consideração. Nesse trabalho a análise de cenários foi exploratória e possibilitou identificar que o aumento da intervenção antrópica, por meio do crescimento da área urbana e agrícola, tem potencial para impactar de forma negativa o regime hidrológico na bacia do rio das Velhas. Além disso, verificou-se que, numa mesma escala de expansão (ambos os usos foram aumentados em cerca de 37%), o aumento da área urbana pode gerar maiores alterações que o da área agrícola.

A análise dos impactos das mudanças de uso da terra sobre o regime de vazões também é importante para a gestão do abastecimento de água. Ao longo da bacia do rio das Velhas existem 19 municípios que possuem outorgas superficiais para abastecimento público, e a manutenção das vazões mínimas nos rios da bacia é fundamental para que essa captação seja assegurada (SIGA VELHAS, 2019). Dessa forma, instituições como os órgãos gestores de recursos hídricos podem usar esses estudos para auxiliar o deferimento do outorgas ou para orientar a elaboração de Planos de Recursos Hídricos, sendo uma ferramenta útil para realizar análises de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo; balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais; metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis, sendo esses itens considerados como conteúdo mínimo obrigatório dos Planos de acordo com a Lei 9.433/1997 (BRASIL, 1997).

7 CONCLUSÃO

A modelagem hidrológica com o SWAT possibilitou simular o comportamento das vazões na bacia do rio das Velhas - uma bacia heterogênea do ponto de vista geobiofísico e do uso e cobertura e de grande extensão territorial - sob diferentes cenários de uso da terra. Para isso, foi necessário calibrar e validar o modelo, sendo utilizadas quinze seções de controle nesse processo.

Adotou-se o método de calibração *multi-site* em função da grande extensão da bacia e da disponibilidade de estações de monitoramento de vazão. Como resultado da calibração obteve-se parâmetros regionalizados específicos para cada agrupamento de sub-bacias formado a partir das seções de controle. Notou-se que dessa forma, as primeiras sub-bacias a serem calibradas demandaram mais esforço para se alcançar bons ajustes. À medida que as sub-bacias mais a montante eram ajustadas, tornava-se menos trabalhoso calibrar as sub-bacias a jusante.

De forma geral, a calibração gerou ajustes entre satisfatórios e muito bons, com valores de NS a partir de 0,73, e PBIAS inferior a 20 (em módulo). Essa etapa foi de grande importância na aplicação do modelo na bacia, pois antes de executá-la os valores de NS e PBIAS eram inferiores ao intervalo aceitável na maioria das seções de controle. A validação também alcançou resultados satisfatórios (NS superior a 0,50 e PBIAS inferior a 25) indicando que o modelo pode ser extrapolado para simulações em período diferente daquele usado na calibração.

A utilização de mais estações climatológicas e a inserção de dados interpolados em bacias de grande extensão, como a bacia do rio das Velhas, pode melhorar o desempenho da calibração, visto que esses parâmetros de entrada possuem variabilidade espacial. Trabalhos que indiquem métodos de interpolação que geram melhores resultados para esses tipos de dados são fundamentais. Em relação a caracterização dos solos, a adoção de valores experimentais amostrados na própria bacia em estudo também podem facilitar o processo de modelagem. Para isso é importante a realização de levantamentos de campo dos parâmetros físicos necessários na alimentação do banco de dados do SWAT.

O uso do modelo calibrado para simular cenários de mudança do uso da terra mostrou que o aumento da intervenção antrópica na bacia em detrimento de áreas

florestais pode ocasionar diminuição nas vazões em tempos de seca e o seu aumento em períodos chuvosos. Indicou ainda, que a infraestrutura urbana tem maior potencial de impactar a quantidade de água do que a agricultura. Ao comparar os dois cenários, nota-se que no cenário urbano o escoamento superficial foi quase 3 vezes maior que no cenário agrícola, enquanto o fluxo de base foi 52% inferior.

Após o modelo ter sido calibrado e validado nesse estudo ele pode ser facilmente aplicado em diversos outros trabalhos, demandando pouco tempo para execução, podendo assim auxiliar para uma melhor gestão dos recursos hídricos na bacia do rio das Velhas.

Para utilização do SWAT na elaboração de cenários, as classes de uso da terra do novo mapa devem ser as mesmas presentes naquele que foi usado na calibração, visto que parâmetros como o CN_2 , que estão intimamente ligados ao tipo de ocupação da terra, foram calibrados apenas para os usos encontrados no cenário inicial. Além disso, o usuário deve atualizar os valores dos parâmetros de forma manual, o que contribui para o aumento das incertezas. A elaboração de uma forma automatizada de realizar essas alterações é importante para reduzir a chance de erros na modelagem. O SWAT possui uma ferramenta para atualização dos usos da terra (*Land Use Update - LUP*), entretanto, caso queira alterar de floresta para agricultura, por exemplo, as mudanças só podem ser feitas em sub-bacias que tenham os dois tipos de classe de uso.

Apesar das limitações encontradas, verificou-se que o uso de modelos hidrológicos acoplados ao SIG permitem além de simular vazões em bacias hidrográficas, simular também cenários para explorar os impactos das mudanças do uso da terra sobre a quantidade de água. Podendo servir como instrumento para direcionar a tomada de decisão por parte dos órgãos e colegiados que compõem o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, visando à redução desses impactos.

8 REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; GENUCHTEN, M. T. V. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, McLean, v.3, n.4, p.1340-1352, 2004.
- ABBASPOUR, K. C. *et al.* Modelling hydrology and water quality in the prealpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, London, v.333, p.413-430, 2007.
- ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP: SWAT calibration and uncertainty programs: A User Manual. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Switzerland.100p. 2015.
- ABBASPOUR, K.C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, K. A Continental-Scale Hydrology and Water Quality Model for Europe: Calibration and Uncertainty of a High-Resolution Large-Scale SWAT Model. *Journal of Hydrology* v.524, p.733–752, 2015.
- ABBOTT, M.B.; BATHURST, J.C.; CUNGE, L.A.; O’CONNELL, P.E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System-Systeme Hydrologique European “SHE” 2: Structure of a Physically-Based, Distribute Modeling System. *ASCE Journal of hydrologic Engineer*, v 87, p.61-77, 1986 .
- ABDUL RAHIM, N. Water yield changes after forest conversion to agricultural landuse in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, v.1, p.67-84, 1988.
- ARSAE - Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais. Relatório de fiscalização - Sistema Integrado de Abastecimento de Água da RMBH: Bacia Paraopeba. Belo Horizonte, 2013. 73 p. Disponível em: < www.arsae.mg.gov.br>. Acesso em: 10 abr. 2019.
- ALMEIDA, C. das N. Modelagem integrada de recursos hídricos com apoio de um sistema de informações geográficas. 2006. 125p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- AMIN SICHANI, S. Modelling phosphorous transport in surface runoff from agricultural watersheds. 1982. 157p. Tese de Doutorado – Purdue University, West Lafayette. 1982.
- ANA - Agencia Nacional de Águas. Região Metropolitana de Belo Horizonte. 2010. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br>>. Acesso em: 10 abr. 2019.

ANDRADE, C. W. L. *et al.* Modelagem hidrológica sob mudanças na cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica no Nordeste do Brasil. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 2, n. 3, p. 239–248, 2017.

ANDRADE, C.W.L. Hydrological modeling and scenarios of land use and climate changes in a representative basin, northeastern Brazil. 2018. 161f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

ARABI, M.; GOVINDARAJU, R. S.; HANTUSH, M. M.; ENGEL, B. A. Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT. *J. American Water Resour. Assoc.*, v.42, n.2, p. 513-528, 2006.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S; WILLIAMS, J. R Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model Development. *American Water Research Association*, v.34, p.73-89, 1998.

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

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, v.19, p.563–572, 2005.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. *Input/Output Documentation version 2012*. Texas Water Resources Institute. 650p. 2012.

BACELLAR, L. A. P. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias Hidrográficas. *Geo.br*, v.1, p.1-43, 2005.

BALDISSERA, G. C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá, MT. 2005. 132f. Dissertação (Mestrado em Física do Meio Ambiente) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BARBAROTTO JUNIOR, J. L. Análise da disponibilidade hídrica da bacia do rio Jundiá por meio de simulações hidrológicas de cenários prováveis. 2014. 160p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.

BEASLEY, D.B., HUGGINS, L.F. *Answers: user's manual*. Environmental Protection Agency, Chicago. 51p. 1981.

BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process based model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.113, p.62–72, 2006.

BEVEN, K.J.; QUINN, P.; ROMANOWICZ, R.; FREER, J.; FISHER, J. E; LAMB, R. Topmodel and GRIDATB Distribution Programs - A users guide to the distribution versions (94.01). CRES Technical Report TR110/94, Lancaster University. 1994.

BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F.A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L.H.P.; VIANNA, L.F.S. Simulação de cenários de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. Agrop. Catarinense, v.24, p.65-70, 2011.

BODVARSSON, G. Geothermal reservoir physics. UNU G.T.P., Iceland, report 2, 131p. 1987.

BONUMÁ, N.B., ROSSI, C.G., ARNOLD, J.G., REICHERT, J.M., MINELLA, J.P., ALLEN, P.M., VOLK, M. Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified Swat Model. Journal of Environmental Quality, Special Section, p. 55-66, 2012.

BOURAOUI, F., DILLAHA, T.A. ANSWERS 2000: runoff and sediment transport model. J. Environ. Enginee, v.122, p.493-502, 1996.

BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, 9 de janeiro de 1997.

BRAUD, I.; FERNANDEZ, P.; BOURAOUI, F. Study of the rainfallrunoff process in the andes region using a continuous distributed model. J. Hydrol., v.216, p.155-171, 1999.

BRAUD, I.; VICH, A.; ZULUAGA, J.; FORNERO, L.; PEDRANI, A. Vegetation influence on runoff and sediment yield in the Andes region: observation and modelling. J. Hydrol., v.254, p.124-144, 2001.

BREMICKER, M. Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells für das Weser und das OstseeEinzugsgebietalsBausteineinesAtmosphären-Hydrologie-Modells. Tese de Doutorado - Albert-LudwigsUniv, Freiburg, 1998.

BRESSIANI, D.A.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J.G.; GARBOSSA, L.H.P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N.B.; MENDIONDO, E.M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, v. 8, p.9-35, 2015.

BRIGHENTI, T.M.; BONUMA, N.B.; CHAFFE, P.L.B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.21, n.1, p.53-64, 2016.

BRUINJNZEEL, L. A. Predicting the hydrological impacts of landcover transformation in the humidtropics: the need for integrated research. In: GASH, J. H. C.; NOBVRE, C.

A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.) Amazonian deforestation and climate. Chichester: Wiley-Blackwell, 1996. 638p.

BUTTLE, J. M.; METCALFE, R. A. Boreal forest disturbance and streamflow response, northeastern Ontario, Can. J. Fish. Aquat. Sci., v.57, p.5-18, 2000.

CARVALHO NETO, J. G. de. Simulação hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados com o modelo SWAT. 2011. 201p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

CASTRO, K.B. Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do Cerrado intensamente monitorada. 2013. 122p. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

CETEC. Estudos integrados de recursos naturais: bacia do Alto São Francisco e parte central da área mineira da SUDENE: Geomorfologia: Relatório Final. Belo Horizonte: CETEC, 1983.

CHAPLOT, V.; SALEH, A.; JAYNES, D. B.; ARNOLD, J. Predicting water, sediment, and NO₃-N loads under scenarios of land use and management practices in a flat watershed. Water, Air, and Soil Pollution, v.154, p.271-293, 2004.

CHENG, J.D.; LIN, L.L.; LU, H. S. Influence of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. Forest Ecology and Management, v.165, p.11-28, 2002.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de Sistemas Ambientais. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CHOW, V. T.; MAIDMEND, R. T; MAYS, L. W. (Ed.). Applied Hydrology. New York: McGraw-Hill, 1988.

CMMAD – Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Nosso futuro comum. 2 ed. Tradução de Our common future. 1 ed. 1988. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 1991.

COBRAPE. Plano Municipal de Saneamento Básico de Nova União: Diagnóstico. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. 2012. Disponível em: <cbhvelhas.org.br>. Acesso em: jul. 2018.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 2001. 196 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

DAGGUPATI, P. *et al.* Impact of model development, calibration and validation decisions on hydrological simulations in West Lake Erie Basin. Hydrological Processes, v.29, n.26, p.5307-5320, 2015.

DHI – Danish Hydraulic Institute. MIKE SHE Code Verification and Validation. 2001.

DILLAHA, T.A.; HEATWOLE, C.D.; BENNETT, M.R.; MOSTAGHIMI, S.; SHANHOLZ, V.O.; ROSS, B.B. Water quality modelling for non-point source pollution control planning: nutrient transport, prepared for the Virginia Division of Soil and Water Conservation, Report No. SW-88-02, Department of Agricultural Engineering, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. 1988.

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 da terra utilizando um modelo hidrológico distribuído. 2010. 134p. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

DURÃES, M. F; MELLO, C. R. de; NAGHETTINI, M. Applicability of the swat model for hydrologic simulation in Paraopeba River basin, MG. CERNE, Lavras , v. 17, n. 4, p. 481-488, 2011 .

EASTON, Z.M; FOKA, D.R.; WALTER, M.T.; COWAN, D.M.; SCHNEIDERMAN, E.M.; STÉENHUIS, T.S. Re-Conceptualizing the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model to Predict Runoff From Variable Source Areas. Journal of Hydrology v.348, n.279-291, 2008.

EDUARDO, E.N. Modelagem hidrossedimentológica na Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes, UPGRH-GD02. 2016. 133 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Estratégias para a Implantação do Programa Nacional de Solos do Brasil – PronaSolos. s.d. Disponível em: <https://www.embrapa.br/>. Acesso em: 10 abr. 2019.

ESCARIÃO, R. D.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; AZEVEDO, J. R. G.; NETO, A. R. Influência do Modelo Hidrológico na Avaliação da Sensibilidade dos Recursos Hídricos a Cenários de Mudanças Climáticas em Região Semiárida. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.17, n.3, p.81-91, 2012.

ESMAEELZADEH R; DARIANE, A.B. Long-term streamflow forecasting by adaptive Neuro-Fuzzy Inference System using K-fold cross-validation: (case study: Taleghan Basin, Iran). J Water Sci Res, v.6, n.1, p.71-83, 2014.

ESSENFELDER, A. H. SWAT Weather Database: A Quick Guide. 2018.

EUCLYDES. H.P. *et al.* Regionalização hidrológica, manual do programa. Viçosa: UFV / MMA /RURALMINAS, 1999.

FARAMARZI, M., ABBASPOUR, K. C., ASHRAF VAGHEfi, S., FARZANEH, M. R., ZEHNDER, A. J. B., SRINIVASAN, R., AND YANG, H. Modeling impacts of climate change on freshwater availability in Africa, J. Hydrol., v.480, p.85-101, 2013.

FLETCHER, T.D.; ANDRIEU, H.; HAMEL, P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art. *Advances in Water Resources*, v.51, p.261–279, 2013.

FRANCO, A.C.L. Calibração do modelo SWAT com evapotranspiração proveniente de sensoriamento remoto e vazão observada. 2017. 166p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

FUKUNAGA, D. C. Estimação de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo. 2012. 108f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2012.

GITHUI, F.; MUTUA, F.; BAUWENS, W. Estimating the impacts of land cover change on runoff using the soil and water assessment tool (SWAT): Case study of Nzoia catchment, Kenya. *Hydrol. Sci. J.*, v.54, p.899–908, 2010.

GÓES, V. C. Simulação Hidrológico-Hidrodinâmica Integrada ao Geoprocessamento para Avaliação da Macrodrenagem em Centros Urbanos. 2009. 152f. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

GOTTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. Macro-scale hydrological modeling – 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.

GREACEN, E.L.; SANDS, R. Compaction of forest soils: A review. *Aust. J. Soil Res.*, v.18, p.163- 169, 1980.

GREGORY, K. J. The changing nature of physical geography. New York: Oxford University Press Inc, 2000.

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

HADDELAND, I.; SKAUGEN, T.; LETTENMAIER, D. P. Hydrologic effects of land and water management in North America and Asia: 1700-1992. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1035-1045, 2007.

HEUVELMANS, G.; GARCIA-QUJANO, J.F.; MUYS, J.; FEYEN, J.; COPPIN, P. Modelling the Water Balance with SWAT as part of the Land Use Impact Evaluation in a Life Cycle Study of CO2 Emission Reduction Scenarios. *Hydrological Processes*, v.19, p.729-748, 2005.

HERMAN, M. R. *et al.* Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. *Journal of Hydrology*, v.556, p.39–49, 2018.

HÖFIG, P. Mapeamento digital de solos e o mapa de solos como ferramenta para classificação de aptidão de uso das terras. 2014. 106p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Estadual de Londrina, Porto Alegre, 2014.

HUDAK, P.F. Principles of hydrogeology. Boca Raton: CRC Press LLC, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de vegetação. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 1993. Disponível em: < www.ibge.gov.br >. Acesso em: set. 2018.

_____. Mapas dos biomas brasileiros. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 2004. Disponível em: < www.ibge.gov.br >. Acesso em: set. 2018.

_____. Censo Demográfico. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 2010. Disponível em: < www.ibge.gov.br >. Acesso em: set. 2018.

_____. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 2012. Disponível em: < www.ibge.gov.br >. Acesso em: set. 2018.

_____. Mapeamento de recursos naturais do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil, 2017. Disponível em: < www.ibge.gov.br >. Acesso em: set. 2018.

IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. FERRIER S. *et al.* (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 2016.

JHA, M. K.; GASSMAN, P. W.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. G. Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment and nutrient predictions. *J. American Water Resour. Assoc.*, v.40, n.3, p.811-25, 2004.

KAISER, I. M. Avaliação de métodos de composição de campos de precipitação para uso em modelos hidrológicos distribuídos. 2006. 273p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

KEPNER, W.G.; SEMMENS, D.J.; BASSETT, ; S.D.; MOUAT, D.A.; GOODRICH, D.C. Scenario Analysis for the San Pedro River, Analyzing Hydrological Consequences of a Future Environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.94, p.115-127, 2004.

KIRKBY, M. J.; NADEN, P. S.; BURT, T. P.; BUTCHER, D. P. Computer simulation in physical geography. 2. ed. Chichester; New York: John Wiley & Sons, 1993.

KLINK C.A.; MACHADO R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol.*, v.19, p.707-713, 2005.

KLEMEŠ, V. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, v. 31, n. 1, p. 13-24, 1986.

KOBIYAMA, M. Manejo de bacias hidrográficas: conceitos básicos. In: CURSO DE EXTENSÃO: MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS SOB A PERSPECTIVA FLORESTAL. Curitiba: Curso de Eng. Florestal – UFPR, 1999. p.52-54. (Apostila do curso).

LELIS, T. A. *et al.* Solo. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Ciênc Minas Gerais*, vol.36, n.2, p. 623-634, 2012.

LIANG, X.; LETTENMAIER, D. P.; WOOD, E. F.; BURGESS, S. J. A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. *Journal of Geophysical Research*, v. 99, p. 14415-14428, 1994.

LIBOS, M. I. P. C. Modelagem da poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. 2002. 269p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

LINO, C. F.; DIAS, H. (Org.). Águas e Florestas da Mata Atlântica: Por uma Gestão Integrada. Subsídios Para uma Política de Gestão Integrada de Recursos Hídricos e Florestais da Mata Atlântica. São Paulo: CNRBMA/SOS, 2003.

LONGLEY, P. A.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J.; RHIND, D. W. *Geographic information systems and science*. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 2010.

LOPES, N.H.Y. Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT. 2008. 154p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MACHADO, R. E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 2002. 154p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

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

MAPBIOMAS. Coleção 2 – ano 2016. Disponível em: < mapbiomas.org>. Acesso em: jul. 2018.

MATTOS, L. M. Uso dos índices AF (Attenuation factor) e RF (Retardation factor) como metodologia de estudo de contaminação por pesticidas de solo e água subterrânea.

1998. 189p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

MCGRANE, S. J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, v.61, n.13, p. 2295-2311, 2016.

MELLO, C.R. de; VIOLA, M. R.; NORTON, L. D.; SILVA, A. M.; ACERBI JR, F. W. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. *Catena*, v. 75, p. 235-247, 2008.

MENDES, C. A. Integração de modelos hidrológicos e sistemas de informações geográficas: fundamentos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 1, p. 47-66, 1996.

MENDONÇA-SANTOS, M.L.; SANTOS, H.G. dos. Mapeamento digital de classes e atributos de solos: métodos, paradigmas e novas técnicas. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003.

MORIASI, D. N. *et al.* Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transaction of the ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NARAMNGAM, S. Modeling the impacts of agricultural management practices on water quality in the Little Miami River Basin, 2008. 217p. Tese de Doutorado – Universidade de Cincinnati, Cincinnati, 2008.

NEITSCH, S.L. *et al.* Soil and water assessment tool: theoretical documentation - version 2009. SERVICE., G-S. A. W. R. L. - A. R. Texas - USA. 647p. 2011.

NETO, L. M.; VAZ, M. P.; CRESTANA, S. (Ed.). Instrumentação avançada em ciência do solo. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007.

NIEMCZYNOWICZ, J. Urban hydrology and water management – present and future challenges. *Urban Water*, v.1, n.1, p.1-14, 1999.

NIJSSEM, B.; LETTENMAIER, D. P.; LIANG, X.; WETZEL, S. W.; WOOD, E. F. Streamflow simulation for continental-scale river basins. *Water Resources Research*, v.33, n.4, p.711-724, 1997.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 1979.

NIX, S. J. Applying urban runoff models. *Water Environment & Technology*, v.3, p.47-49, 1991.

OLIVEIRA, A. C. Implementação do modelo atmosférico WRF acoplado com o modelo hidrológico TOPMODEL para a bacia de União da Vitória. 2006. 70p. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

OLIVEIRA, C. M. Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e as alternativas para o formato jurídico das Agências de Águas no Brasil. *Revista de Direito Ambiental*, v.46, p. 41-62, 2007.

OLIVEIRA, G. P. C. Modelagem hidrológica apoiada por sistema de informações geográficas. 2015. 87 p. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2015.

PAIVA R. C. Modelagem Hidrológica e Hidrodinâmica de Grandes Bacias. Estudo de caso: bacia do rio Solimões. 2009. 168p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

PAIVA, F. M. L. Estudo comparativo entre três modelos de base física na modelagem hidrossedimentológica em microbacias na região semi-árida paraibana. 2008. 135p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

PATERNIANI, J. E. S. Impactos ambientais das atividades agrícolas sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. In: SIMPÓSIO NAC.SOBRE O USO DA ÁGUA NA AGRICULTURA, II, 2006, Passo Fundo. Anais... Passo Fundo: CBHPF, 2006. p. 1-13.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso da terra sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. *Revista Árvore*, v.37, n.5, p.859-869, 2013.

PINTO, D. B. F. Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica da Serra da Mantiqueira, MG. 2011. 225 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

PLANO DIRETOR DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS – PDRH RIO DAS VELHAS. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. 2015. Disponível em: <cbhvelhas.org.br>. Acesso em: jul. 2018.

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: BROWN L.R.; HUGHES R.M.; GRAY R. & MEADOR M.R. (Org.). *Effects of urbanization on stream ecosystems*. 1 ed. Bethesda: American Fisheries Society, Symposium 47, Bethesda, Maryland, 2005, v. 47.

PRITCHETT, W. L. *Properties and Management of Forest Soils*. New York: John Wiley, 1979.

RANZINI, M. Modelagem hidrológica de uma microbacia florestada da Serra do Mar, SP, com o modelo TOPMODEL – simulação do comportamento hidrológico em função do corte raso. 2002. 116p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2002.

RANZINI, M. Modelagem hidrológica de uma microbacia florestada da Serra do Mar, SP, com o modelo TOPMODEL: simulação do comportamento hidrológico em função do corte raso. 2002. 133p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2002.

REFSGAARD, J.C.; STORM, B. MIKE SHE. In: SINGH, V. P. (Ed.). Computer Models of Watershed Hydrology. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. 1130p.

REICHERT, J.M.; SUZUKI, L.E.A.S.; REINERT, D.J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERRETA, C.A.; SILVA, L.S. da; REICHERT, J.M. (Ed.). Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v.5. p.49-134.

RIBEIRO NETO, A. Simulação hidrológica na Amazônia: Rio Madeira. 2006. 195p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

RITCHIE, J.T. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.*, v.8, p.1204-1213, 1972.

ROBINSON, M.; COGNARD-PLANCQ, A.; COSANDEY, C.; DAVID, J.; DURAND, P.; FUHRER, H., HALL, R.; HENDRIQUES, M. O.; MARC, V.; MCCARTHY, R.; MCDONNELL, M.; MARTIN, C.; NISBET, T.; O'DEA, P.; RODGERS, M.; AND ZOLLNER, A. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective, *Forest Ecol. Manage.*, v.186, p.85-97, 2003.

RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; BRAGA, F. A.; JACOBI, C. M.; ROSSI, R. D. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.19, n.1, p.70-76, 2015.

RUFINO, I. A. A. Gestão de Recursos Hídricos em Ambientes Urbanos Costeiros: Modelagem e Representação do Conhecimento em Sistemas de Informação Geográfica. 2004. 167p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2004.

SALLES, L. A. Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pípiripau. 2012. 114p. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

SANTHI, C; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L. M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, v.37, n.5, p.1169-1188, 2001.

SANTOS, C.A.G.; SILVA, R. M.; PAIVA, F.M.L. Modelagem hidrossedimentológica de uma micro-bacia da bacia experimental de São João do Cariri. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, XVI, 2005, João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABRH, 2005. p. 401.

SANTOS, G. B. Geomorfologia fluvial no Alto Vale do rio das Velhas, Quadrilátero Ferrífero, MG: paleoníveis deposicionais e dinâmica erosiva e deposicional atual. 2008. 131p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

SANTOS, J.Y.G.; CARVALHO NETO, J.G.; SILVA, R.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SANTOS, C.A.G. Aplicação do modelo SWAT para a simulação chuvas na Bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XX, 2013, Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves: ABRH, 2013. p.18.

SARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. (Ed.). EPIC-Erosion Productivity Impact Calculator, 1. Model documentation. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Tech. Bull. 1990.

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

SCHUMANN, A. H.; FUNKE, R.; SCHULZ, G. A. Application of a geographic information system for conceptual rainfall-runoff modeling. Journal of Hydrology, v.240, p.45-61, 2000.

SZCZEŚNIAK, M.; PINIEWSKI, M. Improvement of Hydrological Simulations by Applying Daily Precipitation Interpolation Schemes in Meso-Scale Catchments. Water, v.7, n.2, p.747-779, 2015.

SELBY, M.J. Hillslope Materials and Processes. Oxford University Press, 1993.

SIGA VELHAS. Outorgas na bacia do rio das Velhas – Atualização 18/02/2019. 2019. Disponível em: < siga.cbhvelhas.org.br >. Acesso em: 11 abr. 2019.

SILVA, B. C.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação da Bacia do Rio São Francisco através do modelo hidrológico MGB-IPH. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, VII, 2004, São Luiz. Anais... São Luiz: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2004. p.1-22.

SILVA, A. C. Simulação da descarga fluvial em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra: bacia do rio Bonfim, Petrópolis (RJ). 2013. 117p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

SLOAN, P.G.; MOORE, I.D.; COLTHARP, G.B.; EIGEL, J.D. Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds. Water Resources Inst., v.20, n.12, p.2266-2278, 1983.

SLOAN, P.G.; MOORE, I.D. Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. Water Resources Research, v.20, n.12, p.1815-1822, 1984.

SOARES, A. P. K.; CUNHA, C. L. N.; CANEPARO, S. C. Estudo da influência da urbanização na disponibilidade de água em bacias rurais: o caso do rio Verde – PR. In: WORLD WATER CONGRESS, XIV, 2011, Porto de Galinhas. Anais... Porto de Galinhas: IWRA, 2011.

SOMLYODY, L; VARIS, O. Freshwater under pressure. *International Review for Environmental Strategies*, v.6, n.2, p.181-204, 2006.

SUI, D. Z.; MAGGIO R. C. Integrating GIS with hydrological modelling: practices, problems, and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems*, v.23, n.1, p.33-51, 1999.

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

STORM, D.E.; DILLAHA, T.A.; MOSTAGHIMI, S.; SHANHOLZ, V.O. Modelling phosphorus transport in surface runoff. *Trans. ASAE*, v.31, p.117–127, 1988.

STRECK, C .A.; REINERT, D .J.; REIC HER T, J.M. & KAISER, D .R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. *Ci. Rural*, v.34, p.755-760, 2004.

SUI, D.; MAGGIO, R. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects. *Computers, Environment & Urban Systems*, v.23, p.33-51, 1999.

TAVEIRA, I. M. L. M. Avaliação de alternativas de uso do solo através de simulação hidrossedimentológica da bacia representativa de Sumé com o modelo SWAT. 2012. 158p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

TIM, U. S. Emerging Technologies for hydrologic and water quality modeling research. *Transactions of the ASAE*, v.39, n.20, p.465-476, 1996.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. *Estudos Avançados*, v.22, n.63, p.1-16, 2008.

_____. Modelos hidrológicos. 2 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.

_____. Impactos da variabilidade climática e uso do solo sobre os recursos hídricos. Brasília: Agencia Nacional de Águas, 2002.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças de cobertura vegetal no escoamento: Revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.2, n.1, p.135-152, 1997.

TUNDISI, J. G. *et al.* Conservação e uso sustentável de recursos hídricos. In: BARBOSA, F. A. (Org.). Ângulos da água: desafios da integração. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008. p.157-83.

USDA ARS. Hydrology. In: _____. National Engineering Handbook. The U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service, 1972.

VAN GRIENSVEN, A. *et al.* A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, v.304, n.1, p.10-23, 2006.

VERTESSY, R. A. Impacts of plantation forestry on catchment runoff. In: NAMBIAR, E. K. S.; BROWN, A. G. (Ed.). *Proceedings of Plantations, Farm Forestry and Water*. Canberra: Rural Industries Research and Development Corporation, 2000. v. 20, n. 1, p. 9-19.

VETTORAZZI, C. A. *Sensoriamento remoto orbital*. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Engenharia Rural, 1992.

WWAP – United Nations World Water Assessment Programme. *The United Nations World Water Development Report 2-15: Water for a Sustainable World*. Paris, Unesco, 122p, 2015.

WHITE, M. J.; HARMEL, R. D.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. SWAT Check: A Screening Tool to Assist Users in the Identification of Potential Model Application Problems. *Journal of Environmental Quality*, v.43, n.1, p.208-214, 2014.

WHITEHEAD, P.G.; ROBINSON, M. Experimental basin studies: an international and historic perspective of forest impacts. *Journal de Hydrology*, v.145, p.217-230, 1993.

WI, S.; YANG, Y. C.; E., STEINSCHNEIDER, S.; KHALIL A.; BROWN, C. M. Calibration approaches for distributed hydrologic models in poorly gaged basins: Implication for streamflow projections under climate change. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, v.19, n.2, p.857-876, 2015.

WILK, J.; ANDERSSON, L.; PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. *Hydrol. Process.*, v.15, p.2729-2748, 2001.

WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resour. Bull.*, v.11, n.5, p.965-974, 1975.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; Di LUZIO, M.; ARNOLD, J. G. *ArcSWAT Interface for SWAT2012 – User’s Guide*. Texas: Published by Texas Water Resources Institute. 2013.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. *Predicting rain losses: A guide to conservation planning*. Washington: USDA Agricultural Handbook, U.S Gov. Print. Office, 1978.

WOOD, E. F., O’CONNELL, P.E. Real-time Forecasting. In: ANDERSON, M.G., BURT, T.P. (Ed.). *Hydrological Forecasting*. John Wiley, 1985. p. 505-558.

YANG, J.; REICHERT, P.; ABBASPOUR, K. C.; XIA, J.; YANG, H. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, v. 358, n. 1-2, p. 1-23, 2008.

YAO Y.F.; CAI T.J.; WEI X.H.; ZHANG M.F.; JU C.Y. Effect of forest recovery on summer streamflow in small forested watersheds, Northeastern China. *Hydrological Processes*, v.26, n.8, p.1208-1214, 2011.

ZAPPA, M. Multiple-response verification of a distributed hydrological model at different spatial scales. 2002. 167 p. Tese (Doutorado em Natural Science) – Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 2002.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R; ZHAO, K.; LIEW, V. M. Evaluation of global optimization algorithms for parameter calibration of a computationally intensive hydrologic model. *Hydrological Processes*, v.23, n.3, p.430-441, 2009.

ANEXO I

Tabela A- 1. Valores dos parâmetros físico-hídricos do solo usados como entrada no modelo SWAT
 Fonte: (Carlos Rogério de Mello, Matheus Fonseca Durães, Daniel Brasil Ferreira Pinto, Vinícius Augusto de Oliveira e José de Oliveira Melo Neto; dados não publicados).

SOIL	Cambissolo	Latossolo	Neossolo Flúvico	Argissolo	Neossolo Litólico	Gleissolo	Plintossolo
NLAYERS	3	5	1	5	1	1	2
HYDGRP	C	A	C	B	C	C	C
SOL_ZMX	1000	3500	165	1500	300	300	1200
ANION_EX CL	0,48	0,55	0,38	0,47	0,5	0,5	0,5
SOL_CRK	0,5	0,5	0,5	0,5	0,51	0,5	0,53
TEXTURE	SIL-UWB	SIL-UWB	SIL-UWB	SIL-UWB	SIL-UWB	SIL-UWB	SIL-UWB
SOL_Z1	100	300	165	300	300	300	300
SOL_BD1	1,14	1,55	1,85	1,6	1,13	1,7	1,14
SOL_AWC1	0,05	0,14	0,15	0,15	0,158	0,15	0,175
SOL_K1	20	150	50	60	5,8	5,2	28,3
SOL_CBN1	1,5	1	0,4	1,4	0,87	1,8	0,211
CLAY1	33	42	21,46	27,43	33	31	64
SILT1	16	26	27,69	23,33	41	10	11
SAND1	51	32	50,85	49,24	26	59	25
ROCK1	0	0	0	0	0	0	0
SOL_ALB1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
USLE_K1	0,05	0,13	0,17	0,05	0,0569	0,045	0,022
SOL_EC1	0	0	0	0	0	0	0
SOL_Z2	550	600	N.A.	600	N.A.	N.A.	1200
SOL_BD2	1,7	1,6	N.A.	1,4	N.A.	N.A.	1,29
SOL_AWC2	0,4	0,2	N.A.	0,18	N.A.	N.A.	0,183
SOL_K2	20	120	N.A.	55	N.A.	N.A.	12,1

SOIL	Cambissolo	Latossolo	Neossolo Flúvico	Argissolo	Neossolo Litólico	Gleissolo	Plintossolo
SOL_CBN2	0,6	0,45	N.A.	0,6	N.A.	N.A.	0,451
CLAY2	40	40	N.A.	34	N.A.	N.A.	62
SILT2	17	28,7	N.A.	35,7	N.A.	N.A.	19
SAND2	43	31,3	N.A.	30,3	N.A.	N.A.	19
ROCK2	0	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	0
SOL_ALB2	0,15	0,15	N.A.	0,15	N.A.	N.A.	0,15
USLE_K2	0,15	0,12	N.A.	0,16	N.A.	N.A.	0,022
SOL_EC2	0	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	0
SOL_Z3	1000	940	N.A.	800	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_BD3	1,7	1,7	N.A.	1,4	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_AWC3	0,7	0,6	N.A.	0,18	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_K3	12,5	100	N.A.	50	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_CBN3	0,3	0,4	N.A.	0,4	N.A.	N.A.	N.A.
CLAY3	20,8	28,4	N.A.	27	N.A.	N.A.	N.A.
SILT3	18,3	37,7	N.A.	39,3	N.A.	N.A.	N.A.
SAND3	60,9	33,9	N.A.	33,7	N.A.	N.A.	N.A.
ROCK3	0	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_ALB3	0,15	0,15	N.A.	0,15	N.A.	N.A.	N.A.
USLE_K3	0	0,14	N.A.	0,17	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_EC3	0	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_Z4	N.A.	1220	N.A.	1100	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_BD4	N.A.	1,5	N.A.	1,8	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_AWC4	N.A.	0,2	N.A.	0,18	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_K4	N.A.	70	N.A.	45	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_CBN4	N.A.	0,35	N.A.	0,4	N.A.	N.A.	N.A.

SOIL	Cambissolo	Latossolo	Neossolo Flúvico	Argissolo	Neossolo Litólico	Gleissolo	Plintossolo
CLAY4	N.A.	29,8	N.A.	26,8	N.A.	N.A.	N.A.
SILT4	N.A.	13,5	N.A.	43,7	N.A.	N.A.	N.A.
SAND4	N.A.	56,7	N.A.	29,5	N.A.	N.A.	N.A.
ROCK4	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_ALB4	N.A.	0,15	N.A.	0,15	N.A.	N.A.	N.A.
USLE_K4	N.A.	0,14	N.A.	0,18	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_EC4	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_Z5	N.A.	3500	N.A.	1500	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_BD5	N.A.	1,5	N.A.	1,4	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_AWC5	N.A.	0,1	N.A.	0,18	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_K5	N.A.	40	N.A.	40	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_CBN5	N.A.	0,2	N.A.	0,3	N.A.	N.A.	N.A.
CLAY5	N.A.	27	N.A.	23,8	N.A.	N.A.	N.A.
SILT5	N.A.	39,3	N.A.	29,8	N.A.	N.A.	N.A.
SAND5	N.A.	33,7	N.A.	46,4	N.A.	N.A.	N.A.
ROCK5	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_ALB5	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
USLE_K5	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.
SOL_EC5	N.A.	0	N.A.	0	N.A.	N.A.	N.A.

*N.A. = não se aplica

APÊNDICE I

Tabela A- 2. Descrição das estações climatológicas do INMET

Código	Nome	Latitude	Longitude
83483	MG - PIRAPORA	-17,3492	-44,9217
83538	MG - DIAMANTINA	-18,2389	-43,6169
83586	MG - SETE LAGOAS	-19,4853	-44,1742
83587	MG - BELO HORIZONTE	-19,9342	-43,9522
83589	MG - C, DO MATO DENTRO	-19,0206	-43,4339

Tabela A- 3. Descrição das estações pluviométricas da ANA

Código	Nome	Latitude	Longitude
1744009	VÁRZEA DA PALMA	-17,5936	-44,7161
1744010	LASSANCE	-17,8900	-44,5767
1744030	ESTAÇÃO DE CURIMATAI	-17,9953	-44,1767
1843000	USINA PARAUNA	-18,6356	-43,9658
1843002	GOUVEIA	-18,4656	-43,7431
1844001	SANTO HIPÓLITO	-18,3000	-44,2228
1844009	PRESIDENTE JUSCELINO - JUSANTE	-18,6439	-44,0481
1844010	PONTE DO LICÍNIO - JUSANTE	-18,6714	-44,1914
1844017	CORINTO	-18,3722	-44,4436
1844018	PONTE DO BICUDO	-18,2011	-44,5772
1844019	MORRO DA GARÇA	-18,5417	-44,5989
1943004	JABOTICATUBAS	-19,5206	-43,7444
1943006	SABARÁ	-19,8931	-43,8150
1943009	VESPASIANO	-19,6872	-43,9208
1943010	CAETÉ	-19,9006	-43,6675
1943023	TAQUARAÇU	-19,6639	-43,6881

Código	Nome	Latitude	Longitude
1943035	VAU DA LAGOA	-19,2189	-43,5881
1943042	FAZENDA CARAIBAS	-19,1197	-43,8375
1943049	PONTE RAUL SOARES	-19,5614	-43,9178
1944009	PEDRO LEOPOLDO	-19,6344	-44,0533
1944020	PIRAPAMA	-19,0131	-44,0367
1944024	FAZENDA VARGEM BONITA	-19,2372	-44,1231
1944068	FAZENDA CAPÃO DO GADO	-19,0289	-44,1939
2043002	LAGOA GRANDE (MMV)	-20,1792	-43,9428
2043004	RIO DO PEIXE (MMV)	-20,1378	-43,8925
2043042	REPRESA DAS CODORNAS (MMV)	-20,1647	-43,8919
2043043	REPRESA DO MIGUELÃO (MMV)	-20,1261	-43,9503
2043056	FAZENDA ÁGUA LIMPA JUSANTE	-20,3031	-43,6158
2043060	ITABIRITO - LINIGRAFO	-20,3011	-43,7981

APÊNDICE II

Tabela A- 4. Descrição das estações fluviométricas da ANA

Código	Nome	Latitude	Longitude
41199998	HONÓRIO BICALHO - MONTANTE	-20,0239	-43,8228
41250000	VESPASIANO	-19,6872	-43,9206
41260000	PINHÕES	-19,7050	-43,8147
41300000	TAQUARAÇU	-19,6528	-43,6869
41380000	PONTE PRETA	-19,4619	-43,9036
41410000	JEQUITIBA	-19,2172	-44,0247
41440005	REPRESA - JUSANTE	-19,3714	-44,1528
41600000	PIRAPAMA	-19,0111	-44,0383
41650002	PONTE DO LICÍNIO - JUSANTE	-18,6728	-44,1939
41685000	PONTE DO PICÃO	-18,5875	-44,2319
41780002	PRESIDENTE JUSCELINO - JUSANTE	-18,6450	-44,0506
41818000	SANTO HIPÓLITO (ANA/CEMIG)	-18,3061	-44,2258
41890000	ESTAÇÃO DE CURIMATAI	-17,9964	-44,1775
41940000	PONTE DO BICUDO	-18,1961	-44,5700
41990000	VÁRZEA DA PALMA	-17,5947	-44,7139

APÊNDICE III

Tabela A- 5. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83483

83483	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	31,69	32,53	31,73	31,41	30,26	29,55	29,82	31,41	33,45	34,1	31,91	31,39
TMPMN	21,26	21,21	20,99	19,45	16,58	14,45	14,1	15,54	19,06	21,28	21,35	21,39
TMPSTDMX	2,41	2,49	2,41	1,92	1,95	1,67	1,92	2,25	2,72	3,36	3,65	3,03
TMPSTDMN	1,04	1,41	1,1	1,89	2,19	2,2	2,15	2,43	2,41	1,92	1,57	1,11
PCPMM	164,83	96,06	145,06	41,57	12,68	3,15	1,06	5,67	16,71	63,29	218,53	234,08
PCPSTD	12,49	10,2	11,56	5,4	3,29	0,87	0,34	1,87	3,3	7,28	15,09	13,95
PCPSKW	3,62	5,13	3,48	5,67	13,9	9,77	12,43	13,74	8,26	5,59	3,93	2,74
PR_W1_	0,23	0,21	0,25	0,13	0,05	0,02	0,01	0,01	0,07	0,15	0,31	0,33
PR_W2_	0,73	0,59	0,62	0,46	0,28	0,36	0,13	0,44	0,37	0,48	0,71	0,75
PCPD	13,65	9,65	12,36	6,13	2,13	0,95	0,65	0,78	3,04	6,95	15,69	17,69
RAINHHMX	16,24	12,07	15,18	7,25	2,97	0,6	0,26	1,33	3,5	8,69	19,88	17,87
SOLARAV	21,67	22,26	19,79	19,22	16,81	16,07	16,86	19,48	21,33	21,61	20	20,02
DEWPT	0,75	0,72	0,76	0,73	0,7	0,68	0,62	0,55	0,52	0,57	0,71	0,76
WNDVAV	1,57	1,57	1,42	1,33	1,32	1,36	1,54	1,9	2,12	1,95	1,72	1,53

Tabela A- 6. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83538

83538	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	25,94	26,38	25,66	24,64	22,93	21,94	21,73	23,31	25,05	25,78	24,73	25,34
TMPMN	16,91	16,82	16,74	15,57	13,54	12,1	11,66	12,03	13,9	15,43	16,16	16,76
TMPSTDMX	2,38	2,29	2,31	2,18	2,48	2,3	2,63	2,76	3,3	3,58	3,38	2,68
TMPSTDMN	1,12	1,14	1,05	1,57	1,87	1,6	1,66	1,99	2,29	2,17	1,69	1,15
PCPMM	211,01	138,02	191,33	64,08	22,99	7,38	4,65	12,01	30,53	115,9	230,79	297,91
PCPSTD	14,46	11,34	13,96	5,73	3,55	1,57	1,15	2,39	4,67	11,1	13,75	15,31
PCPSKW	3,92	3,44	5,17	4,46	7,78	11,37	12,38	9,1	8,18	5,15	2,75	2,25
PR_W1_	0,3	0,26	0,29	0,27	0,16	0,11	0,07	0,07	0,1	0,19	0,33	0,34
PR_W2_	0,73	0,59	0,71	0,56	0,34	0,29	0,38	0,41	0,45	0,62	0,75	0,81
PCPD	16,56	11,17	15,6	11,56	6,26	4,21	3,39	3,39	4,86	10,17	17,26	20,04
RAINHHMX	19,08	12,94	16,68	7,53	4,02	1,64	1,12	2,65	5,4	13,44	16,82	19,64
SOLARAV	20,06	20,26	17,35	16,14	14,87	13,59	14,84	17,83	18,21	18,98	17,95	18,21
DEWPT	0,78	2,44	3,67	2,25	2,21	0,75	0,72	0,67	0,66	0,7	3,88	6,85
WNDVAV	1,5	1,43	1,23	1,16	1,2	1,22	1,3	1,54	1,6	1,5	1,47	1,39

Tabela A- 7. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83586

83586	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	29,87	30,47	29,72	29,05	27,29	26,71	27,05	28,51	30,12	30,64	29,1	29,2
TMPMN	18,83	18,73	18,46	16,98	14	12,44	12,15	13,09	15,7	17,7	18,38	18,82
TMPSTDMX	2,7	2,47	2,35	2,01	2,22	2,02	2,34	2,68	3,34	3,55	3,32	2,84
TMPSTDMN	1,28	1,25	1,23	1,96	2,35	2,15	2,27	2,32	2,35	2,1	1,59	1,22
PCPMM	251,17	146,06	177,58	54,89	26	5,23	6,42	8,83	38,79	81,78	204,31	323,72
PCPSTD	15,6	12,09	13,2	6,55	4,22	1,32	1,67	2,08	5,56	8,74	12,85	18,4
PCPSKW	3,09	3,77	3,65	5,64	9,1	13,14	10,68	10,65	6,29	5,97	2,8	2,85
PR_W1_	0,24	0,2	0,24	0,15	0,08	0,04	0,02	0,03	0,11	0,19	0,34	0,36
PR_W2_	0,75	0,65	0,69	0,42	0,33	0,22	0,23	0,4	0,39	0,48	0,66	0,74
PCPD	15,39	10,69	13,78	6,52	3,65	1,73	1,13	1,82	4,73	8,47	15,17	18,26
RAINHHMX	18,92	13,87	18,4	9,01	5,47	1,24	1,25	2,01	6,82	11,65	15,01	24,06
SOLARAV	20,72	21,74	18,99	18,59	16,16	15,44	16,34	18,98	20,19	20,78	19,75	19,24
DEWPT	0,73	0,7	0,73	0,71	0,7	0,67	0,62	0,55	0,54	0,59	0,7	0,75
WNDVAV	1,3	1,28	1,04	1,16	1,1	1,12	1,38	1,71	1,81	1,69	1,41	1,28

Tabela A- 8. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83587

83587	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	28,66	29,16	28,38	27,51	25,53	24,83	24,92	26,38	27,85	28,62	27,67	28,13
TMPMN	20,01	20,28	19,85	18,88	16,63	15,37	15,23	15,89	17,38	18,7	18,86	19,53
TMPSTDMX	2,71	2,29	2,27	2,02	2,24	2,15	2,41	2,76	3,38	3,5	3,26	2,79
TMPSTDMN	1,32	1,32	1,24	1,62	1,77	1,69	1,68	1,9	2,13	2,15	1,85	1,3
PCPMM	309,59	165,5	204,19	91,09	31,56	10,53	5,89	9,59	45,71	108,36	229,47	367,95
PCPSTD	17,66	12,62	13,42	8,54	4,31	1,97	1,53	2,19	5,89	9,39	13,86	20,7
PCPSKW	2,72	2,98	2,89	3,95	5,86	7,72	10,06	9,1	5,32	4,09	2,52	2,83
PR_W1_	0,24	0,22	0,27	0,19	0,09	0,06	0,02	0,03	0,11	0,21	0,34	0,43
PR_W2_	0,77	0,65	0,66	0,49	0,35	0,19	0,3	0,28	0,4	0,48	0,65	0,73
PCPD	16,08	11	14,04	8,3	4,13	2,21	1,13	1,52	4,78	9,08	15,08	19,08
RAINHHMX	20,04	16,01	16,93	11,73	5,51	2,3	1,15	2,27	7,27	11,19	18,11	26,58
SOLARAV	20,12	21,19	18,37	17,13	15,03	14,44	15,02	17,69	18,86	20,08	19,16	18,84
DEWPT	0,69	0,65	0,69	0,66	0,64	0,62	0,58	0,53	2	0,59	0,68	0,71
WNDVAV	1,52	1,59	1,49	1,44	1,45	1,45	1,52	1,68	1,8	1,78	1,6	1,48

Tabela A- 9. Parâmetros do gerador climático do SWAT para a estação 83589

83589	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
TMPMX	30,26	30,79	29,75	28,64	26,5	25,38	25,62	27,09	28,65	29,68	28,81	29,55
TMPMN	18,87	18,48	18,51	17,03	13,99	11,68	10,8	10,78	13,75	16,46	18,34	19,01
TMPSTDMX	2,53	2,41	2,51	2,33	2,66	2,62	2,63	2,98	3,65	3,92	3,63	2,93
TMPSTDMN	1,65	1,59	1,66	2,29	3,05	2,94	3,25	3,39	3,62	2,86	1,88	1,45
PCPMM	226,03	127,67	187,26	85,08	27,51	8,68	6,26	9,64	29,13	82,01	226,56	329,61
PCPSTD	15,19	11,82	13,9	8,38	4,14	1,76	1,57	1,74	4,24	7,76	14,2	18,02
PCPSKW	4,07	3,86	3,62	4,42	7,57	9,8	13,44	8,44	6,28	4,44	2,92	2,62
PR_W1_	0,27	0,19	0,27	0,19	0,14	0,09	0,09	0,07	0,12	0,2	0,31	0,38
PR_W2_	0,75	0,61	0,67	0,55	0,4	0,26	0,17	0,39	0,41	0,53	0,75	0,77
PCPD	16,43	9,52	14,04	9,19	5,95	3,47	3,21	3,36	5,13	9,34	16,3	19,69
RAINHHMX	19,72	15,05	16,62	11,71	4,7	1,73	1,25	1,88	5,01	10,51	16,78	23,54
SOLARAV	19,34	20,29	17,28	15,68	13,52	12,43	13,43	16,23	16,78	17,94	17,16	17,99
DEWPT	0,76	0,74	0,79	0,8	0,81	0,8	0,77	0,7	0,67	0,68	0,76	0,78
WNDVAV	1,73	1,74	1,5	1,37	1,27	1,18	1,36	1,72	1,92	2	1,84	1,76

APÊNDICE IV

Tabela A- 10. Relação entre sub-bacias e estações de monitoramento de vazão

Código	Nome	Sub-bacia
41990000	VÁRZEA DA PALMA	4
41890000	ESTAÇÃO DE CURIMATAI	15
41940000	PONTE DO BICUDO	22
41818000	SANTO HIPÓLITO (ANA/CEMIG)	31
41685000	PONTE DO PICÃO	34
41780002	PRESIDENTE JUSCELINO - JUSANTE	42
41650002	PONTE DO LICÍNIO - JUSANTE	43
41600000	PIRAPAMA	52
41410000	JEQUITIBA	56
41440005	REPRESA - JUSANTE	59
41380000	PONTE PRETA	61
41250000	VESPASIANO	64
41260000	PINHÕES	67
41300000	TAQUARAÇU	68
41199998	HONÓRIO BICALHO - MONTANTE	76

APÊNDICE V

Tabela A- 11. Valores dos parâmetros calibrados por sub-bacia

Sub-bacia	Parâmetros	ALPHA_BF	CH_N2	CN2	EPCO	ESCO	GW_DELAY	GW_REVAP	GWQMN	REVAPMN	SOL_AWC	SOL_K
15	Método	Subst.	N.A.	Mult.	N.A.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	N.A.
	Valor mínimo	0,345	N.A.	-0,032	N.A.	0,749	-28,789	0,020	770,978	547,220	-0,002	N.A.
	Valor máximo	0,516	N.A.	0,004	N.A.	0,846	-6,061	0,027	1398,522	1345,880	0,053	N.A.
	Valor ótimo	0,510	N.A.	-0,017	N.A.	0,802	-21,630	0,020	1037,684	599,133	0,048	N.A.
22	Método	Subst.	N.A.	Mult.	N.A.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	N.A.
	Valor mínimo	0,106	N.A.	-0,466	N.A.	0,748	27,806	0,134	160,463	18,909	0,094	N.A.
	Valor máximo	0,169	N.A.	-0,197	N.A.	0,850	72,694	0,200	664,237	440,591	0,366	N.A.
	Valor ótimo	0,145	N.A.	-0,295	N.A.	0,768	46,435	0,200	359,454	354,146	0,297	N.A.
34	Método	Subst.	N.A.	Mult.	N.A.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	N.A.
	Valor mínimo	0,055	N.A.	-0,671	N.A.	0,034	-11,230	0,150	809,051	-1228,670	-0,274	N.A.
	Valor máximo	0,085	N.A.	-0,614	N.A.	0,091	22,980	0,200	1310,949	-401,330	-0,221	N.A.
	Valor ótimo	0,078	N.A.	-0,621	N.A.	0,062	14,257	0,176	856,731	-852,230	-0,248	N.A.

Sub-bacia	Parâmetros	ALPHA_BF	CH_N2	CN2	EPCO	ESCO	GW_DELAY	GW_REVAP	GWQMN	REVAPMN	SOL_AWC	SOL_K
42	Método	Subst.	N.A.	Mult.	N.A.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	N.A.
	Valor mínimo	0,001	N.A.	-0,399	N.A.	0,374	19,782	0,150	359,483	187,819	0,018	N.A.
	Valor máximo	0,197	N.A.	-0,199	N.A.	0,659	46,668	0,200	1555,517	667,681	0,045	N.A.
	Valor ótimo	0,151	N.A.	-0,354	N.A.	0,418	43,039	0,196	676,432	473,337	0,038	N.A.
59	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,001	0,069	-0,555	0,404	0,129	72,083	0,143	82,907	-863,226	-0,227	-0,838
	Valor máximo	0,028	0,107	-0,451	0,514	0,188	100,767	0,200	491,943	-580,274	-0,142	-0,712
	Valor ótimo	0,002	0,101	-0,518	0,473	0,139	76,529	0,160	105,404	-802,392	-0,174	-0,758
61	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,000	0,032	-0,573	0,752	0,426	90,660	0,100	1731,416	153,110	0,793	-0,794
	Valor máximo	0,639	0,144	-0,518	0,858	1,000	364,340	0,200	5000,000	461,890	0,950	-0,578
	Valor ótimo	0,610	0,044	-0,540	0,840	0,429	102,976	0,131	3120,564	447,995	0,849	-0,730
64	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,163	0,058	-0,564	0,205	0,150	78,566	0,246	169,915	-1932,971	-0,175	-0,885
	Valor máximo	0,189	0,119	-0,493	0,402	0,249	105,934	0,337	552,585	-1292,979	-0,118	-0,761
	Valor ótimo	0,188	0,103	-0,559	0,374	0,220	94,303	0,307	294,283	-1321,779	-0,125	-0,819

Sub-bacia	Parâmetros	ALPHA_BF	CH_N2	CN2	EPCO	ESCO	GW_DELAY	GW_REVAP	GWQMN	REVAPMN	SOL_AWC	SOL_K
68	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Adição	N.A.	Adição	Adição	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,096	0,106	-0,510	0,298	0,014	78,566	N.A.	169,915	-1932,971	-0,005	-0,953
	Valor máximo	0,165	0,238	-0,328	0,495	0,072	105,934	N.A.	552,585	-1292,979	0,187	-0,582
	Valor ótimo	0,143	0,202	-0,473	0,411	0,038	97,861	N.A.	455,004	-1654,574	0,014	-0,792
76	Método	Subst.	N.A.	Mult.	N.A.	Subst.	Adição	Subst.	Adição	Adição	Mult.	N.A.
	Valor mínimo	0,001	N.A.	-0,607	N.A.	0,109	73,685	0,020	-581,851	-1465,332	-0,211	N.A.
	Valor máximo	0,029	N.A.	-0,536	N.A.	0,187	101,215	0,065	14,351	-800,668	-0,132	N.A.
	Valor ótimo	0,003	N.A.	-0,570	N.A.	0,134	84,009	0,020	-346,351	-1142,970	-0,177	N.A.
67	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,000	0,079	-0,643	0,785	0,000	15,392	0,088	0,000	38,079	0,631	-0,900
	Valor máximo	0,654	0,160	-0,548	0,957	0,594	339,608	0,200	2694,211	346,921	0,811	-0,698
	Valor ótimo	0,376	0,102	-0,635	0,790	0,134	111,036	0,197	255,950	116,834	0,650	-0,867
56	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,621	-0,010	-0,573	0,731	0,143	271,895	0,030	2442,690	118,520	0,874	-0,950
	Valor máximo	0,950	0,059	-0,529	0,871	0,433	452,179	0,110	4194,746	281,943	0,950	-0,769
	Valor ótimo	0,899	0,000	-0,534	0,828	0,226	335,896	0,035	4028,301	152,022	0,932	-0,902

Sub-bacia	Parâmetros	ALPHA_BF	CH_N2	CN2	EPCO	ESCO	GW_DELAY	GW_REVAP	GWQMN	REVAPMN	SOL_AWC	SOL_K
52	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,516	0,054	-0,601	0,747	0,404	323,522	-0,020	0,000	0,000	0,824	-0,904
	Valor máximo	0,851	0,143	-0,524	0,809	0,974	500,000	0,071	1782,218	239,036	0,908	-0,713
	Valor ótimo	0,635	0,091	-0,578	0,753	0,954	470,881	0,026	668,332	125,494	0,906	-0,878
43	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,000	0,028	-0,543	0,737	0,478	299,655	0,020	0,000	138,773	0,600	-0,840
	Valor máximo	0,405	0,104	-0,497	0,883	0,827	500,000	0,101	1962,960	380,359	0,740	-0,617
	Valor ótimo	0,120	0,049	-0,500	0,751	0,808	442,902	0,023	991,295	354,992	0,653	-0,652
31	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,569	0,097	-0,540	0,746	0,000	331,234	0,077	3042,729	152,066	0,728	-0,879
	Valor máximo	0,971	0,142	-0,485	0,811	0,339	499,835	0,136	5000,000	458,485	0,887	-0,735
	Valor ótimo	0,945	0,138	-0,511	0,754	0,015	453,469	0,116	4461,750	273,101	0,863	-0,864
4	Método	Subst.	Subst.	Mult.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Subst.	Mult.	Mult.
	Valor mínimo	0,507	0,138	-0,577	0,839	0,343	96,123	0,062	2275,552	158,413	0,705	-0,950
	Valor máximo	0,875	0,205	-0,518	0,959	0,782	310,814	0,147	4099,023	311,728	0,805	-0,808
	Valor ótimo	0,649	0,155	-0,563	0,896	0,596	114,372	0,117	3178,170	307,895	0,792	-0,946

N.A. = não se aplica, ou seja, o parâmetro em questão não foi usado na calibração; Subst. = Substituição; Mult. = Multiplicação

APÊNDICE VI

Figura A- 1. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 15

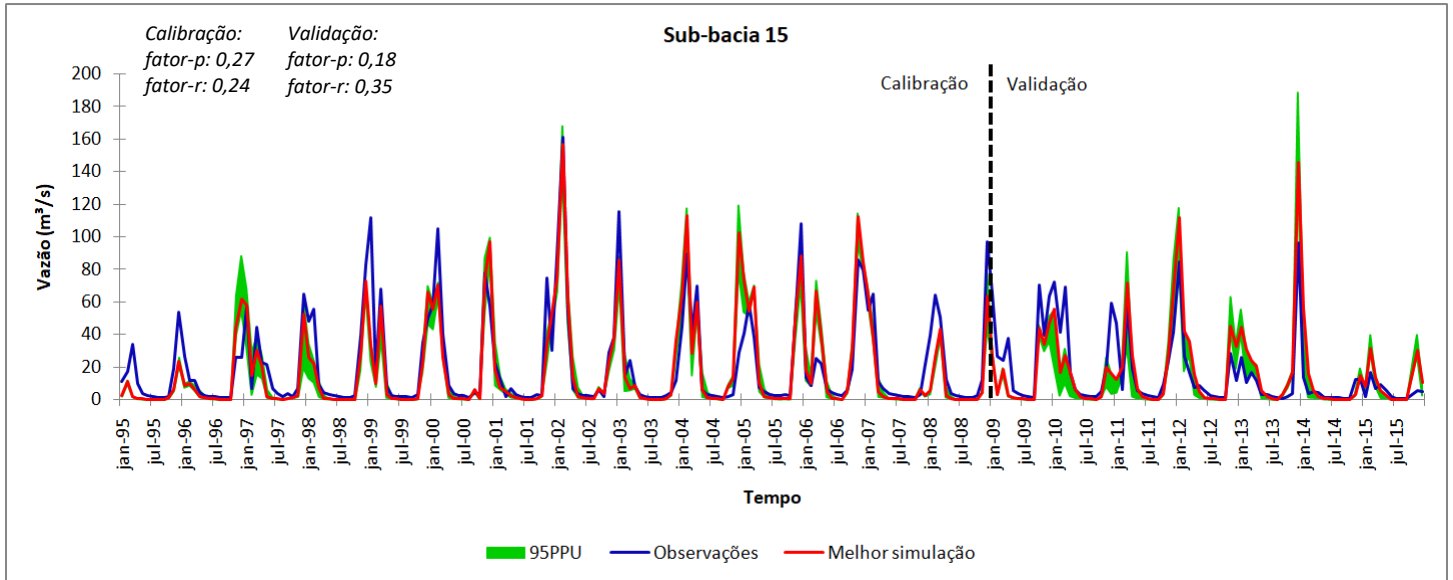


Figura A- 2. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 22

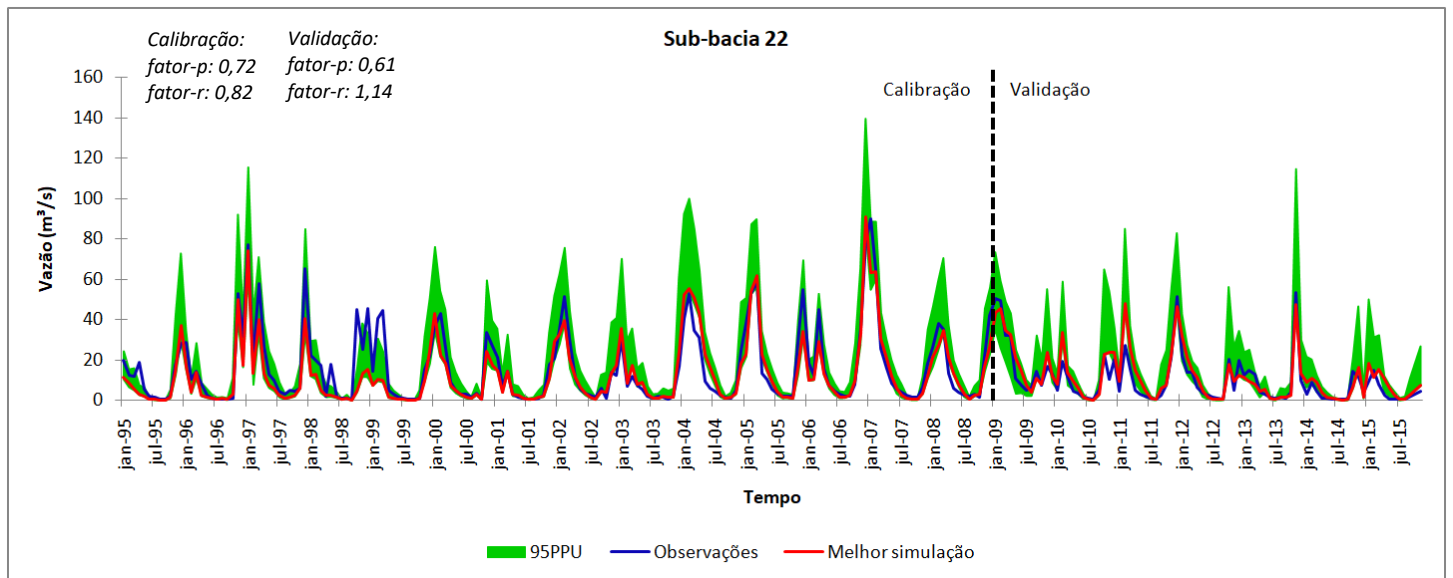


Figura A- 3. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 34

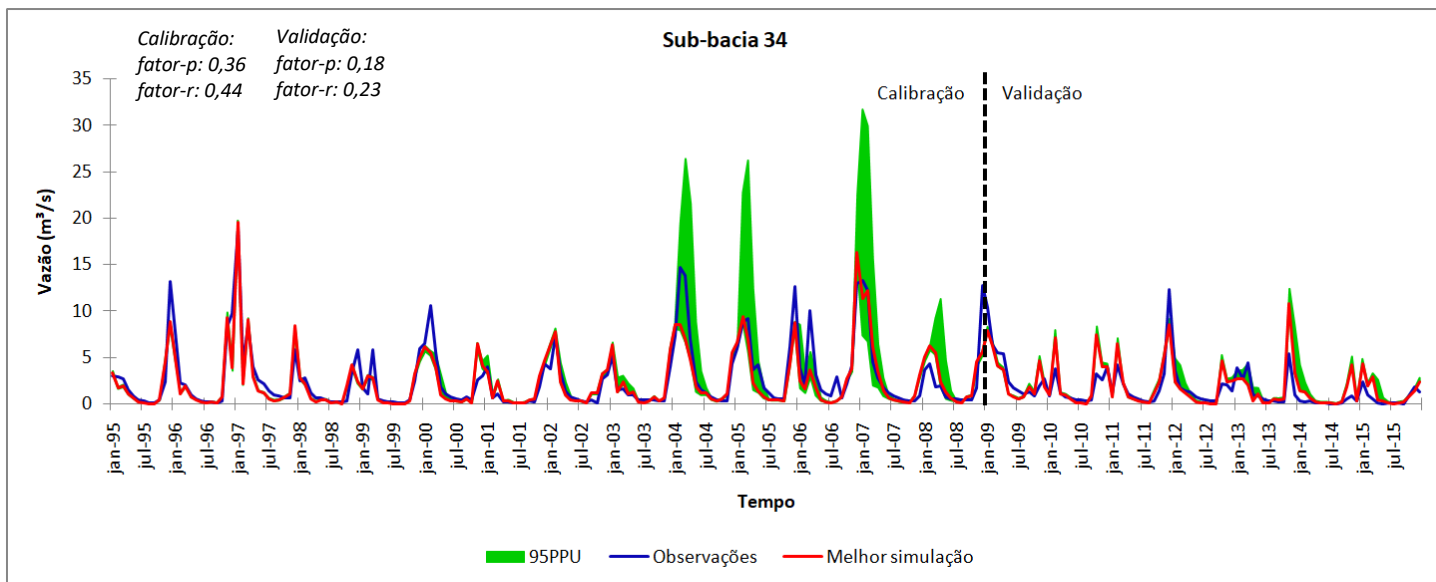


Figura A- 4. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 42

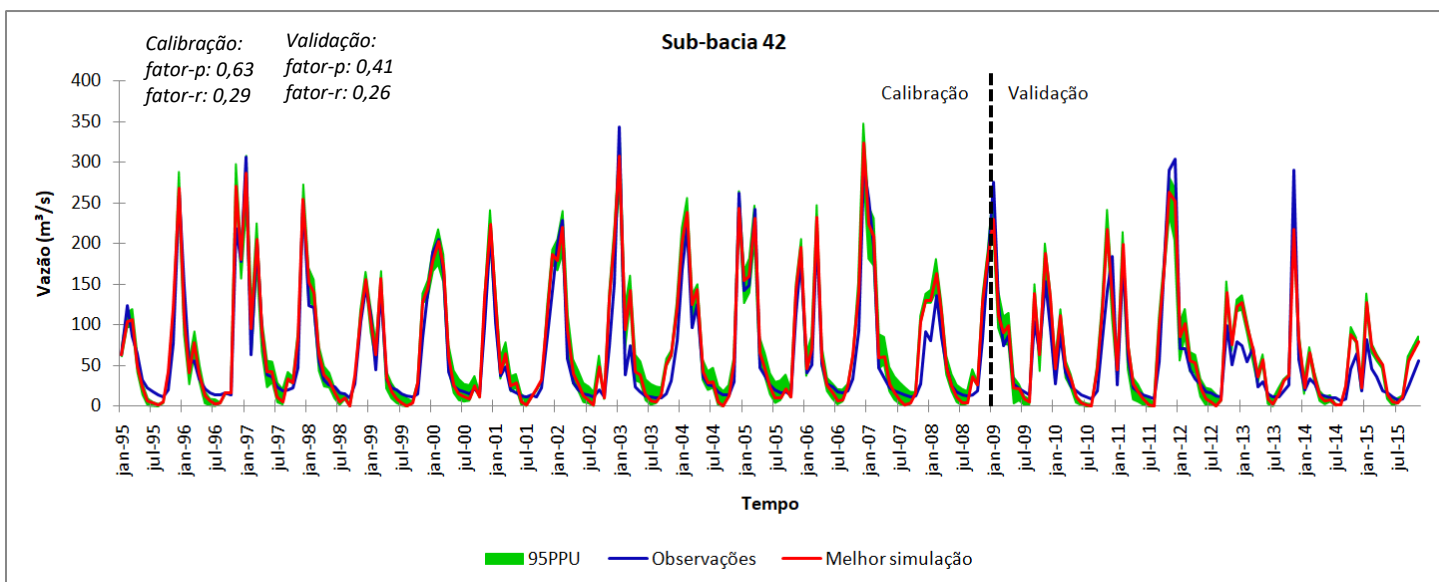


Figura A- 5. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 59

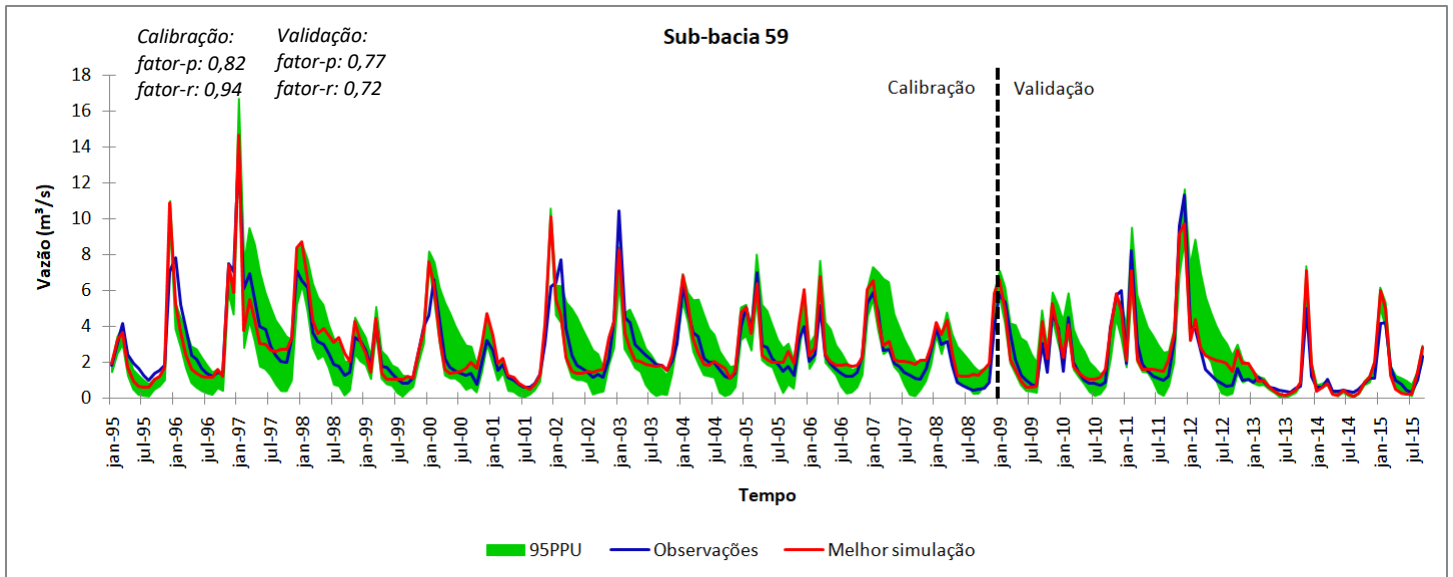


Figura A- 6. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 61

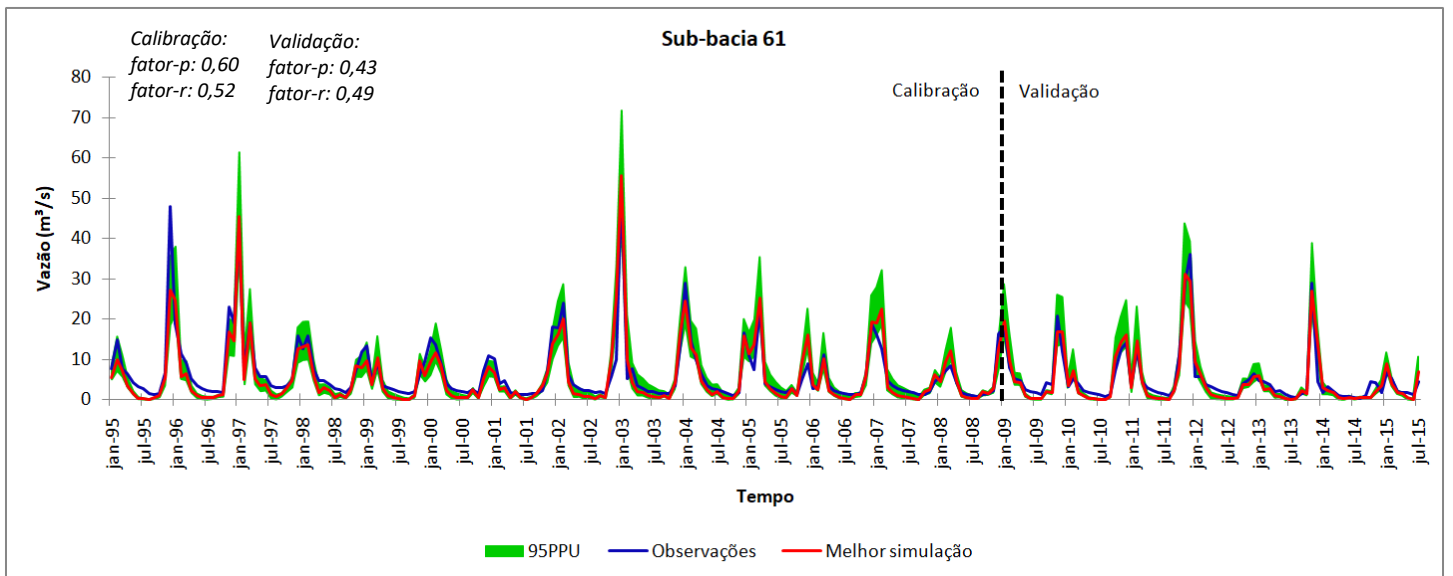


Figura A- 7. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 34

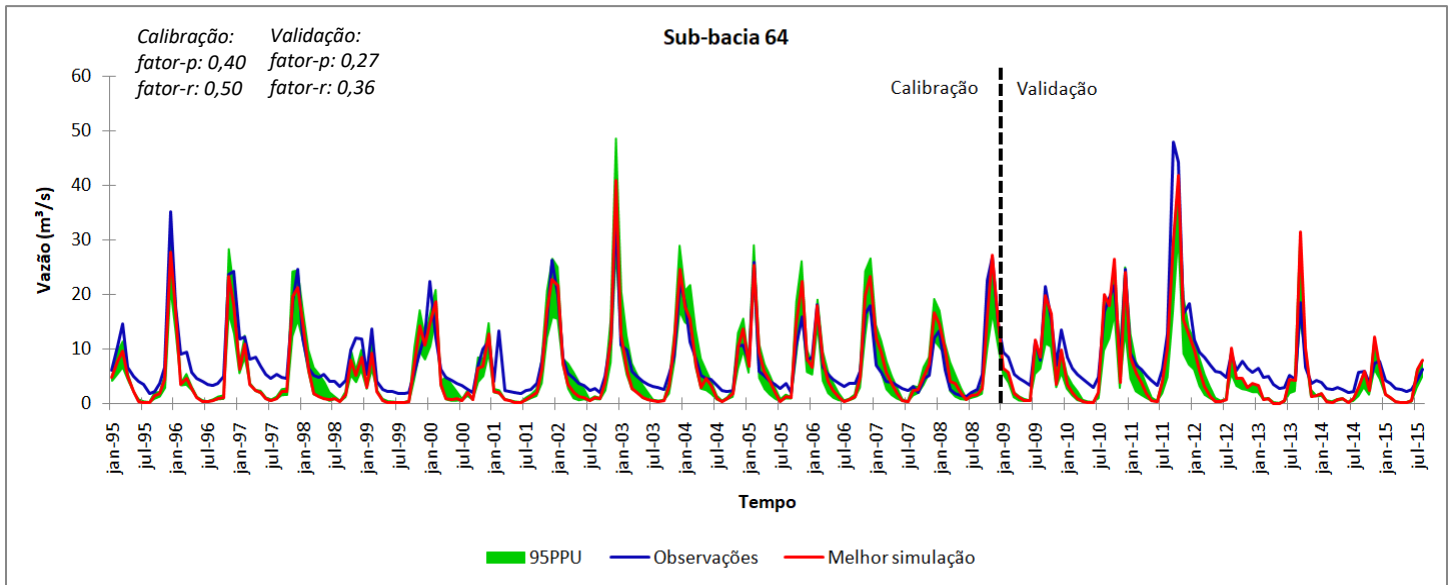


Figura A- 8. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 68

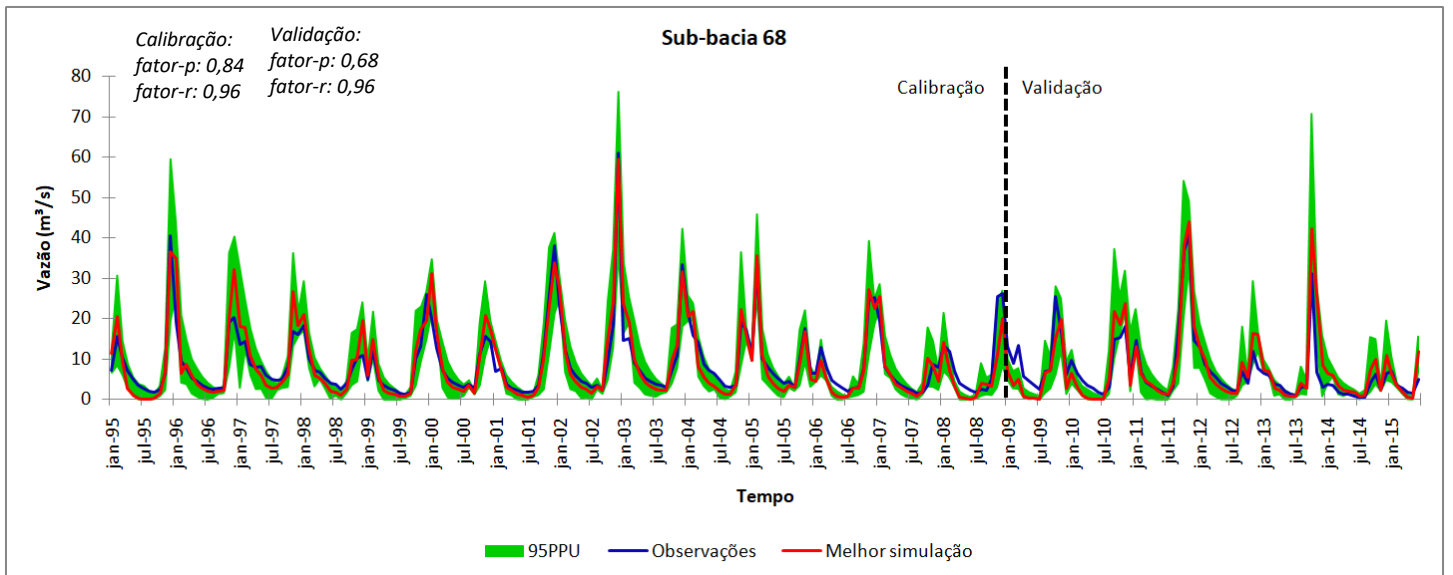


Figura A- 9. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 76

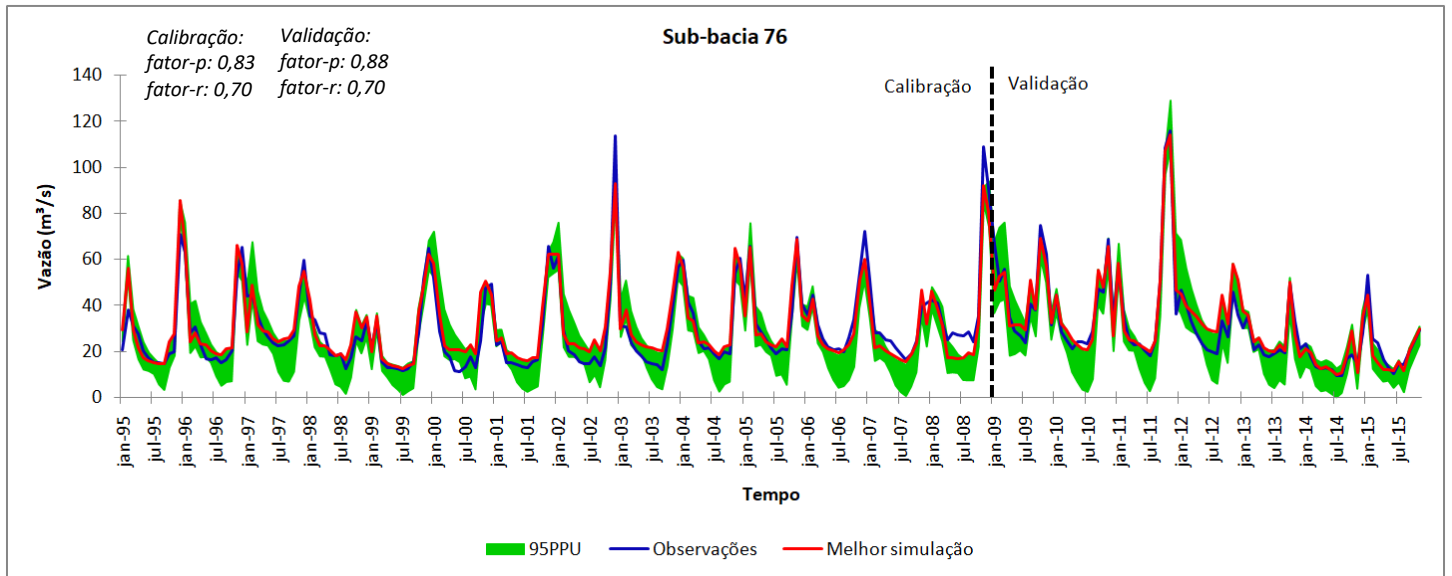


Figura A- 10. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 67

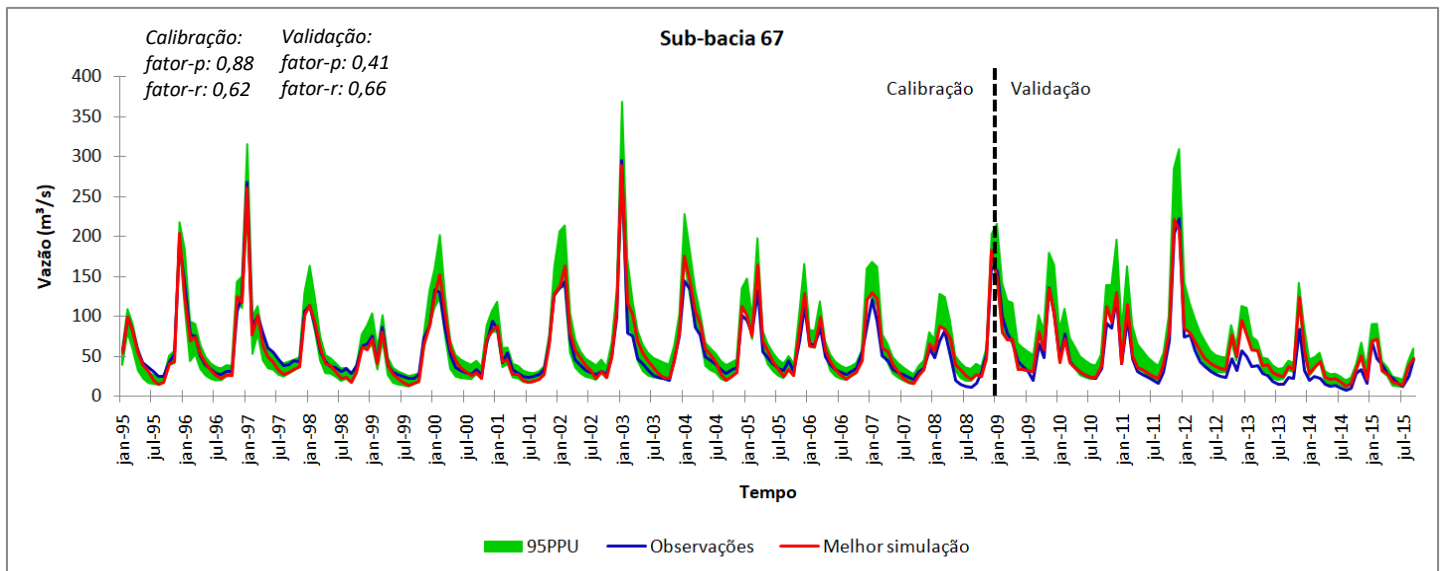


Figura A- 11. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 56

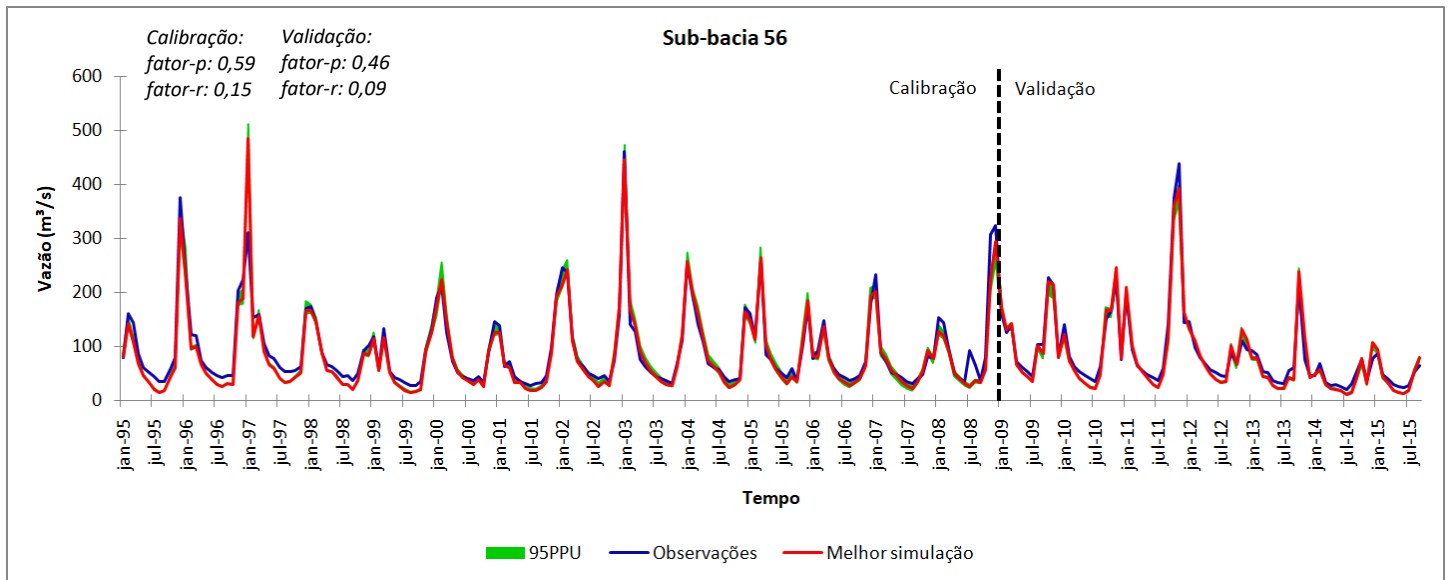


Figura A- 12. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 52

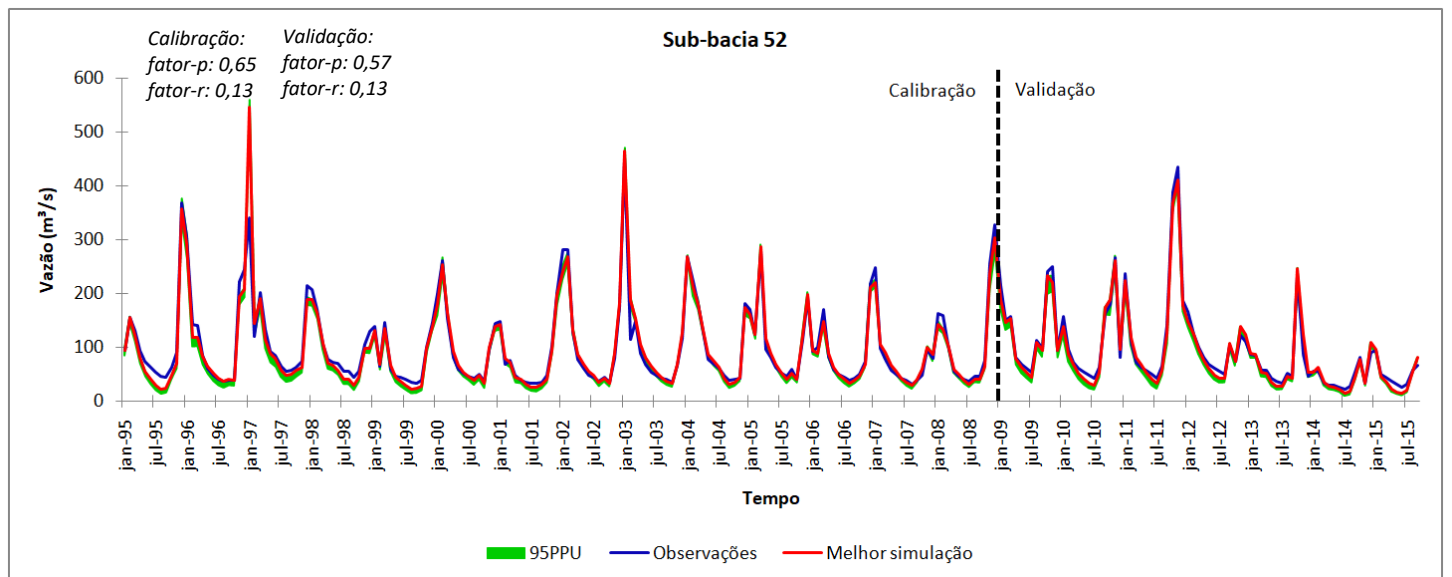


Figura A- 13. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 43

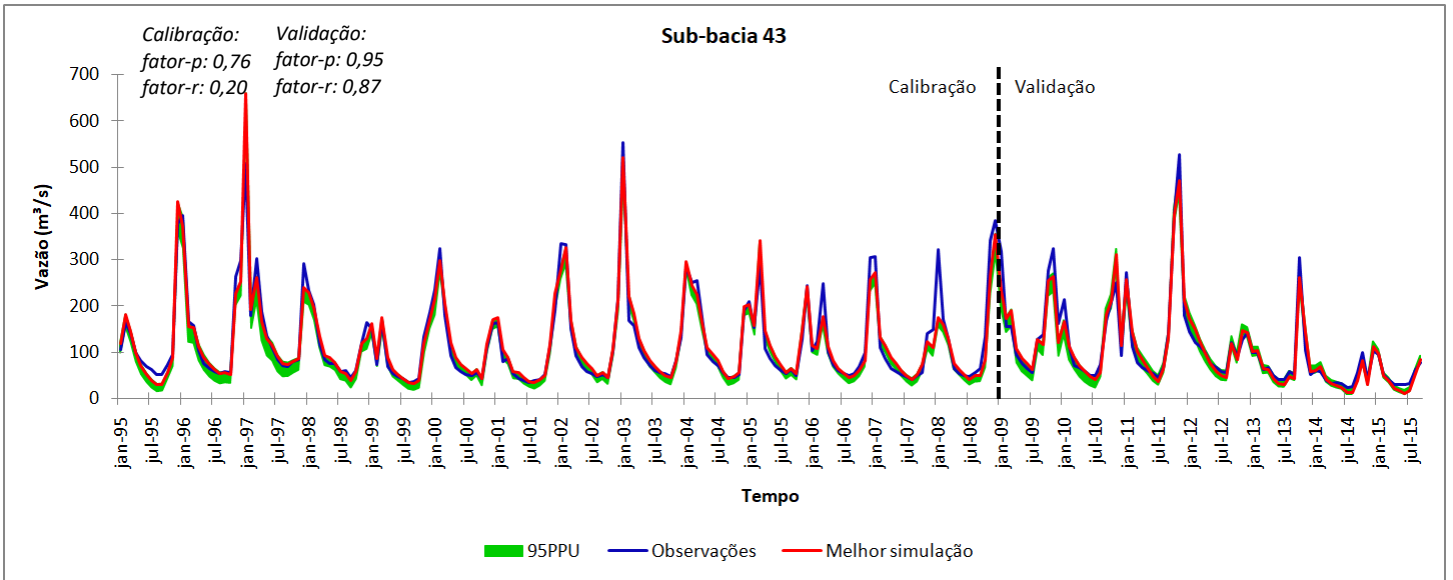


Figura A- 14. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 31

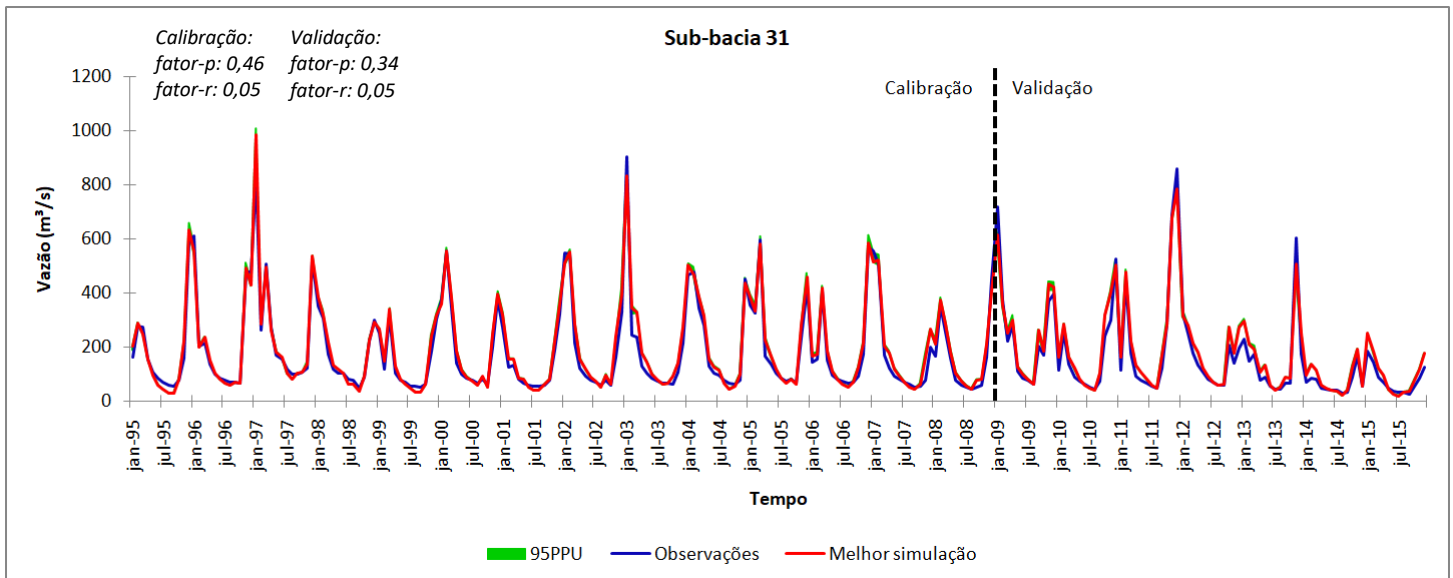


Figura A- 15. Gráfico da vazão observada e da vazão simulada após calibração/validação para a sub-bacia 4

