**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio
Corumbataí – SP utilizando o SWAT**

Larissa Brêtas Moura

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

**Piracicaba
2020**

Larissa Brêtas Moura
Engenheira Ambiental

**Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí –
SP utilizando o SWAT**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **MARCOS VINICIUS FOLEGATTI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Engenharia
de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Moura, Larissa Brêtas

Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí – SP utilizando o SWAT / Larissa Brêtas Moura.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.

71 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Gestão dos recursos hídricos 2. Qualidade da água 3. Sustentabilidade
4. Modelos hidrológicos I. Título

DEDICATÓRIA

*Dedico aos meus pais Ivan e Raquel.
Vocês que são a minha base e
meu exemplo de dedicação.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todo cuidado, amor e proteção.

Aos meus pais por incentivar os meus estudos, por estarem sempre presente em minha vida, pelo amor e pelas orações.

Ao meu irmão por toda amizade e carinho. À minha sobrinha Marcela que arrancou os meus sorrisos mais sinceros a cada fotinha recebida nessa reta final do mestrado.

Aos meus familiares que torcem e oram por mim, em especial a minha avó Lanzinha que com toda sua humildade e carinho sempre desejou a minha felicidade, e conquistas. “Eu quero que você tenha tudo que deseja, minha filha”.

Aos meus amigos de Viçosa que no meio a distância sempre se fizeram presente, e às novas amizades que eu fiz em Piracicaba, cidade que me acolheu com tanto amor.

Agradeço aos professores pelos ensinamentos, e por serem exemplo para mim dessa profissão tão linda. Ao meu orientador Marcos Vinicius Folegatti pela parceria, por acreditar em mim e permitir que esse mestrado aconteça.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio tão importante para a manutenção da pesquisa.

Agradeço aos funcionários do Departamento de Biosistemas, em especial às secretárias Bia, Ângela e Davi que sempre foram tão atenciosas e estiveram dispostas a me ajudar. E à Ivone por todo carinho e cuidado com minha salinha.

Aos meus irmãos de orientação Álex, Luciano, Otávio e Rubmara pela amizade. E ao Tércio não só pela amizade, mas também, pelos ensinamentos que sempre foram passados com tanta paciência e carinho.

À Jé por toda cumplicidade e parceria de sempre. Nina e Isa pela amizade que veio da UFV e permaneceu na ESALQ. E aos amigos e presentes da ESALQ: Adrian, Amauri, Ana, Hugo, Lu, Rony e Thais.

Aos moradores do nosso apê 53, que foram e são a minha família em Piracicaba: Jé, Laura, Mau, Nely e Thu.

Gratidão a todos que fizeram dessa fase da minha vida, uma fase mais leve, e cheia de amor.

“Sê forte e corajoso; não temas,
nem te espantes, porque o Senhor, teu Deus,
é contigo por onde quer que andares”.

Josué 1:9.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	12
1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1. Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos	17
2.2. Modelagem hidrológica	18
2.3. A integração do Sistema de Informação Geográfica (SIG) com modelos hidrológicos	19
2.4. Modelo SWAT	20
2.5. Calibração e validação do modelo SWAT	22
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Área de estudo	25
3.2. Descrição do Modelo SWAT	26
3.2.1. Dados de Entrada	28
3.2.2. Parametrização	32
3.2.3. Avaliação de desempenho do modelo	34
3.2.4. Preenchimento de falhas	36
3.2.5. Cenários de mudança de uso e cobertura do solo	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Análise de sensibilidade	39
4.2. Avaliação do desempenho do modelo de simulação	45
4.3. Avaliação dos impactos de alterações no uso e cobertura do solo	51
5. CONCLUSÃO	59
REFERÊNCIAS	61

RESUMO

Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí – SP utilizando o SWAT

Os estudos hidrológicos em bacias hidrográficas partem da necessidade de se entender o funcionamento do balanço hídrico e os processos que controlam o movimento da água no solo, assim como os impactos das mudanças do uso e cobertura do solo sobre esse recurso. Esses impactos causam principalmente o aumento do escoamento superficial, acarretando em alterações nas vazões, aumento de eventos como, inundações, erosões e assoreamento de cursos d'água, os quais por fim alteram a quantidade e a qualidade dos corpos hídricos. Nesse sentido, a modelagem hidrológica é uma ferramenta muito relevante para o planejamento e gestão dos recursos hídricos uma vez que considera a distribuição espacial e temporal dos processos hidrológicos e pode ser utilizada para diversos fins, como na estimativa de disponibilidade hídrica, previsão de vazões e na análise da resposta hidrológica da bacia em decorrência de mudanças no uso do solo. Um dos principais desafios enfrentados pela modelagem hidrológica é a calibração eficiente dos parâmetros do modelo, e nesse contexto objetivou-se, com este trabalho, calibrar e validar o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia do Rio Corumbataí – SP, e analisar os impactos da mudança do uso e cobertura do solo na qualidade e quantidade de água da bacia. A calibração e validação foi realizada por meio do algoritmo de otimização Sequential Uncertainty Fitting versão 2 (SUFI-2). Foram calibrados e validados dados de vazão, sólidos totais, fósforo total e nitrogênio total. O desempenho do modelo na simulação da vazão na escala mensal foi mais bem avaliado pelo coeficiente de eficiência Nash e Sutcliffe (NS) e o coeficiente de determinação (R^2) na calibração (0,79) e NS e R^2 validação (0,58) quando comparados à escala diária NS (0,59) e R^2 (0,60) na calibração e NS (0,34) e R^2 (0,35) na validação. Em relação aos nutrientes a porcentagem BIAS (Pbias) foi o índice estatístico que melhor classificou o desempenho do modelo. Foram simulados 4 cenários alternativos de uso e cobertura do solo: o Cenário 1 referem-se ao cenário atual da bacia; o Cenário 2 considera que as áreas de formação savânica, floresta plantada, formação campestre, tornam-se áreas de mineração; o Cenário 3 foram respeitados 50 m de mata ciliar por toda bacia; e o Cenário 4, 15% das áreas de cana-de-açúcar, agricultura e pastagem foram transformadas em florestas. O Cenário 2 resultou na maior produção de sedimentos, e escoamento superficial na bacia. Os resultados apresentados mostraram que o modelo SWAT foi capaz de simular com precisão as variáveis envolvidas no processo de calibração e validação, mostrando ser uma ferramenta viável para subsidiar os gestores no planejamento, gestão e conservação da bacia do Rio Corumbataí, através da simulação de cenários alternativos de uso do solo, os quais evidenciaram os impactos que podem vir a ser gerados.

Palavras-chave: Gestão dos recursos hídricos, Qualidade da água, Sustentabilidade, Modelos hidrológicos

ABSTRACT

Hydrosedimentological modeling in the hydrographic basin of Rio Corumbataí - SP using SWAT

Hydrological studies in watersheds start from the need to understand the functioning of the water balance and the processes that control the movement of water in the soil, as well as the impacts of changes in land use and cover on this resource. These impacts mainly cause increased runoff, resulting in changes in the flows, events increase as flood, erosion and siltation of waterways, which eventually alter the quantity and quality of water bodies. In this sense, hydrological modeling is a very relevant tool for the planning and management of water resources since it considers the spatial and temporal distribution of hydrological processes and can be used for various purposes, such as estimating water availability, forecasting flows and in the analysis of the hydrological response of the basin due to changes in land use. One of the main challenges faced by hydrological modeling is the efficient calibration of the model parameters, and in this context, the aim of this work was to calibrate and validate the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) for the Corumbataí River basin - SP, and to analyze the impacts of changes in land use and cover on the quality and quantity of water in the basin. The calibration and validation was performed using the optimization algorithm Sequential Uncertainty Fitting version 2 (SUFI-2). Flow, total solids, total phosphorus and total nitrogen data were calibrated and validated. The performance of the model in the flow simulation on the monthly scale was better evaluated NS and R^2 in the calibration (0.79) and NS and R^2 validation (0.58) when compared to the daily scale NS (0.59) and R^2 (0, 60) for calibration and NS (0.34) and R^2 (0.35) for validation. Regarding nutrients, Pbias was the statistical index that best classified the model's performance. Four alternative land use and land cover scenarios were simulated: Scenario 1 refers to the current basin scenario; Scenario 2 considers that the areas of savanna formation, planted forest, rural formation, become mining areas; Scenario 3: 50 m of riparian forest were respected throughout the basin; and Scenario 4 15% of the sugarcane, agriculture and pasture areas were transformed into forests. Scenario 2 resulted in higher sediment production and runoff in the basin. The results presented showed that the SWAT model was able to accurately simulate the variables involved in the calibration and validation process, showing to be a viable tool to support managers in the planning, management and conservation of the Corumbataí River basin, through the simulation of scenarios alternatives to land use, which highlighted the impacts that may be generated.

Keywords: Water resources management, Water quality, Sustainability, Hydrological models

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da bacia do Rio Corumbataí.	25
Figura 2. Representação esquemática do balanço hídrico no SWAT.	27
Figura 3. Fluxograma metodológico do modelo SWAT.	28
Figura 4. Dados de entrada para o modelo SWAT: (A) Estações e hidrografia, (B) Classes de solo, (C) Uso do solo do solo, (D) Modelo digital de elevação (MDE).	31
Figura 5. Hidrograma de vazões diárias observadas e simuladas (A) e mensais observadas e simuladas(B) durante os períodos de calibração e validação do SWAT para a estação Recreio.	46
Figura 6. Sólidos totais observados e simulados durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).	47
Figura 7. Fósforo total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).	48
Figura 8. Nitrogênio total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).	49
Figura 9. Média anual dos componentes do balanço hídrico, escoamento superficial (Q_{sup}), escoamento lateral (Q_{lat}), escoamento subsuperficial (Q_{subt}), total de água na zona de aeração do perfil do solo (W_s), produção de água (Q_{total}), evapotranspiração (ET), recarga total do aquífero (Q_{aq}) e variação do conteúdo de água no solo ($SW_t - SW_o$) para os cenários 1, 2,3 e 4.	53
Figura 10. Distribuição espacial dos componentes do balanço hídrico variando de acordo com os diferentes cenários simulados.	57
Figura 11. Distribuição espacial dos componentes do balanço hídrico variando de acordo com os diferentes cenários simulados.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estações pluviométricas e de clima utilizadas para obtenção de séries históricas e dados estatísticos do clima da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí.	29
Tabela 2. Estações fluviométricas para obtenção dos dados de vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).	29
Tabela 3. Variáveis requeridas pelo modelo para o preenchimento de falhas e geração de dados climáticos.	30
Tabela 4. Parâmetros e seus respectivos intervalos utilizados na análise da sensibilidade para calibração da vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).	33
Tabela 5. Períodos utilizados para simulação das variáveis no modelo SWAT	35
Tabela 6. Os critérios de classificação de desempenho do modelo SWAT baseados em Moriasi et al. (2007). ...	36
Tabela 7. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)	38
Tabela 8. Melhor valor da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração das vazões mensais da bacia do Rio Corumbataí	39
Tabela 9. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba.	41
Tabela 10. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz do Rio de Piracicaba.	42
Tabela 11. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de fósforo total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba.	43
Tabela 12. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de fósforo total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz Rio Piracicaba.	43
Tabela 13. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de nitrogênio total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba.	45
Tabela 14. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de nitrogênio total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz Rio Piracicaba	45
Tabela 15. Áreas ocupadas pelos diferentes usos e coberturas do solo para os cenários de uso atual e simulados	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGRL	Agricultura e Pastagem
AGRR	Culturas Anuais
ALPHA_BF	Fator de recessão do escoamento de base
BC4	Constante de mineralização de fósforo orgânico a fósforo dissolvido no canal a 20°C
BIOMIX	Eficiência do revolvimento biológico
CDN	Coeficiente da taxa exponencial de desnitrificação
CH_COV1	Fator de erodibilidade do canal
CH_COV2	Fator de cobertura do canal
CH_N2	Coeficiente de Manning (n) do canal
CH_OPCO	Concentração de fósforo orgânico no canal
CLAY	Argila
CMN	Taxa de mineralização do húmus para nutrientes orgânicos ativos
CN2	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II
CX	Cambissolo háplicos
DEWPT	Média da temperatura do ponto de orvalho no mês
ERORG	Eficiência do revolvimento biológico
ERORGN	Fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo
EUCA	Floresta Plantada
FRSE	Formação Florestal
FRST	Formação Savânica
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dia)
GW_REVAP	Coeficiente de re-evaporação da água subterrânea
GWSOLP	Concentração de fósforo solúvel na contribuição da água subterrânea
GX	Gleissolo Háplicos
HLIFE_NGW	Meia-vida do nitrato no aquífero raso
HRU	Unidades de Resposta Hidrológica
HYDCRP	Grupo hidrológico
ICN	Método de cálculo diário do número da curva
LAT_ORGP	Fósforo orgânico no escoamento de base
LAT_SED	Concentração de sedimentos nos fluxos lateral e subterrâneo

LAT_TTIME	Tempo necessário para o retorno do fluxo lateral
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho Amarelo
MDE	Modelo Digital de Elevação
MT	Chernossolo Argilúvicos
N_UPDIS	Parâmetro de distribuição do nitrogênio
NPERCO	Coeficiente de percolação do nitrato
NS	Coeficiente de Nash-Sutcliffe
NV	Nitossolo Vermelho
OV_N	Coeficiente de Manning (n) para fluxo superficial
P	Fator de enriquecimento do fósforo na carga com sedimento
P_UPDIS	Parâmetro de distribuição do fósforo
PAST	Pastagem
Pbias	Percentual de tendência
PCPD	Número de dias de precipitação
PCPMM	Média da precipitação total mensal
PCPSKW	Coeficiente de assimetria para a precipitação diária do mês
PCPSTD	Desvio padrão para precipitação diária do mês
PHOSKD	Coeficiente de particionamento do fósforo no solo
PPERCO	Coeficiente de percolação do fósforo
PR_W1	Probabilidade de dia úmido seguido de dia seco
PR_W2	Probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido
PV	Argissolo Vermelho
PVA	Argissolo Vermelho Amarelo
R ²	Coeficiente de determinação
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0,5 hora
RCHRG_DP	Fração de percolação para o aquífero profundo
RCN	Concentração de nitrogênio na chuva
REVAPMN	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação
RL	Neossolo Litólico
RNGE	Formação Campestre
ROCK	Seixo
RQ	Neossolo Quartzarênico
RS2	Taxa de fonte bentônica de fósforo dissolvido no canal a 20°C

RS5	Taxa de fósforo orgânico que sedimenta no canal a 20°C
RSDCO	Coeficiente de decomposição do resíduo
SAND	Areia
SDNCO	Limite de quantidade de água na desnitrificação
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SILT	Silte
SLSUBBSN	Comprimento médio de inclinação
SOL_AWC	Capacidade de água disponível
SOL_BD	Densidade aparente do solo
SOL_CBN	Carbono orgânico
SOL_K	Condutividade hidráulica
SOL_Z	Profundidade da camada
SOL_ZMX	Profundidade máxima
SOLARAV	Média da radiação solar no mês
SOLP_CON	Concentração de fósforo solúvel no escoamento superficial
SPEXP	Parâmetro exponencial para o cálculo de sedimentos reconduzidos ao canal
SUFI-2	Sequential Uncertainty Fitting
SUGC	Cultura Semi-Perene
SURLAG	Tempo de retardo do escoamento superficial
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
TMPMN	Média da temperatura mínima diária do mês
TMPMX	Média da temperatura máxima diária do mês
TMPSTDMN	Desvio padrão da temperatura mínima diária do mês
TMPSTDMX	Desvio padrão da temperatura máxima diária do mês
UIDU	Mineração
URBN	Área Urbana
URLD	Áreas não Vegetadas
USLE_K	Fator de erodibilidade do solo da USLE
USLE_P	Fator relativo às práticas de conservação do solo
WATR	Água
WNDV	Velocidade do vento
WXGEN	Weather Generator

1. INTRODUÇÃO

O uso não responsável dos recursos hídricos tem sido um dos principais temas discutidos ao longo das últimas décadas no mundo. O processo de desenvolvimento das civilizações e consequentemente o aumento da população e da demanda por água e os altos desperdícios é atualmente a causa das crescentes níveis de poluições e alterações das classes dos corpos hídricos, afetando a sua qualidade e consequentemente o seu uso.

A degradação das bacias hidrográficas, somada à falta de planejamento da sua ocupação, provoca diversos impactos ambientais como: a redução da capacidade de infiltração de água no solo, o aumento do escoamento superficial, e a produção de sedimentos e transporte de nutrientes contidos no solo para os cursos d'água. Neste contexto, as bacias hidrográficas têm sido um referencial nas tomadas de decisão para formulação de políticas públicas, planejamento e de gestão ambiental territorial, permitindo que o desenvolvimento da sociedade ocorra de maneira que os recursos hídricos sejam preservados para o usufruto também das futuras gerações.

Assim, um fator importante para a compreensão dos processos que alteram a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos de determinada região é a análise da influência do sistema hidrológico no comportamento das vazões e na produção de sedimentos. Neste sentido, os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos são ferramentas que simulam esses processos, sendo, portanto, uma alternativa para fornecer subsídio técnico e prever o efeito do uso e manejo do solo e da precipitação no regime de variação de vazões e na produção e transporte de sedimentos ao longo da bacia hidrográfica.

Ao longo dos anos, vários modelos de simulação hidrológica têm sido desenvolvidos e aplicados em diferentes bacias hidrográficas, tais como o, SHE (European Hydrological System) (ABBOTT et al., 1986a, 1986b), TOPMODEL (Topographybased hydrological Model) (BEVEN e KIRKBY, 1979), SAC-SMA (Sacramento Soil Moisture Accounting) (BURNASH., 1995) e MGB-IPH (Modelo Hidrológico de Grandes Bacias) (COLLISCHONN e TUCCI, 2001) e o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (ARNOLD et al., 1998).

O SWAT tem se destacado pela ampla utilização em escala mundial (GASMAM et al., 2007), podendo ser aplicado em bacias hidrográficas na qual pretende-se avaliar os aspectos quantitativos de escoamento, processos erosivos, perdas de sedimentos e nutrientes de áreas agricultáveis, qualidade da água, sendo ainda possível avaliar o comportamento hidrológico do local a ser submetido a alterações no seu uso e cobertura do solo.

As bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, no geral são altamente industrializadas, e o uso dessas águas para fins domésticos e industriais exigem a conservação dos padrões

estabelecidos de qualidade, os quais podem ser alterados pelo mau uso das terras pelas atividades agropecuárias e pelos lançamentos de efluentes domésticos e industriais nos corpos hídricos. A bacia do Rio Corumbataí assume grande importância econômica e social por apresentar potencial hídrico capaz de abastecer as cidades de Analândia, Corumbataí, Rio Claro, Santa Gertrudes, Ipeúna, Itirapina e Charqueada e ainda permitir a exportação de água para municípios localizados em bacias vizinhas, tais como Araras e Piracicaba, regiões que vem sofrendo ao longo dos anos problemas hídricos, uma vez que a disponibilidade hídrica dessa bacia é $4,97 \text{ m}^3/\text{s}$ e a demanda hídrica $2,92 \text{ m}^3/\text{s}$. (PCJ, 2020).

Segundo Rodrigues (1999), originalmente, a paisagem da bacia do Rio Corumbataí era composta predominantemente por diferentes formações vegetais naturais, como diferentes tipos de florestas (estacional decidual, ripárias, paludosas) e cerrado. O processo de colonização desta bacia teve início com a implantação da cultura do café e culturas de subsistência no início do século XX, que impulsionaram o desenvolvimento econômico da região. Posteriormente, as culturas foram substituídas por pastagens e, mais recentemente, tem-se observado a expansão da cultura de cana-de-açúcar (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

Diante deste cenário, e tendo em vista a relação entre a dinâmica do uso do solo dentro de uma bacia e os processos do balanço hídrico, verifica-se que estudos cujo objetivo envolve conhecer melhor as características físicas e climáticas da bacia, podem fornecer subsídios técnicos para uma melhor gestão dos recursos hídricos, auxiliando a introdução de políticas que visam à conservação desses recursos.

Este trabalho tem por objetivo calibrar e validar o modelo SWAT para a bacia hidrográfica do Rio Corumbataí-SP, avaliar o seu desempenho na estimativa de perda de solo, qualidade e quantidade de água, e verificar o efeito das prováveis mudanças do uso e ocupação do solo nessa bacia.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos

Uma bacia hidrográfica é caracterizada como uma área drenada por um determinado curso de água e limitada, externamente, pelos chamados divisores de águas, a qual engloba todas as modificações que o meio ambiente venha a sofrer (PRADO, 2005). Segundo Tucci (1997), essa unidade física compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que convergem, resultando em um leito único no seu exutório.

Os componentes físicos e biológicos de uma bacia hidrográfica influenciam diretamente às respostas que essa área tem em relação a eventos, como as precipitações. Destacam-se entre eles as unidades pedológicas, cobertura vegetal, características geomorfológicas (declividade, formato, área e rede de drenagem) (GOLDENFUM, 1991 e RIGHETTO, 1998) e as características geológicas (RESENDE et al., 2007). Em outras palavras, pode-se dizer que a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas (JENKINS et al., 1994), destacando-se a ocupação e uso do solo com atividades agrícolas e florestais.

Em situações cujos problemas ambientais são difusos, é comumente viável utilizar a subdivisão de uma bacia hidrográfica em sub-bacias, tornando-se mais evidente à identificação desses impactos e o seu grau de comprometimento com o meio. A escala de microbacia, no ponto de vista hidrológico, segundo Moldan e Cerny (1994), é considerada como a menor unidade da paisagem capaz de integrar todos os componentes relacionados com a disponibilidade e a qualidade de água sendo eles, atmosfera, vegetação natural, culturas agrícolas, solos, rochas subjacentes, corpos de água e paisagem circundante. E essa subdivisão é comumente adotada para o planejamento e execução de programas de controle de erosão e conservação de recursos hídricos.

Tendo em vista esse funcionamento integrado dos elementos físicos, ambientais e sociais que envolvem as bacias hidrográficas, essas tornam-se uma unidade de planejamento e gerenciamento ambiental, o que é o primeiro passo necessário a ser definido para a implementação de um modelo. Segundo Machado (2002), os problemas de estudos hidrológicos em uma bacia hidrográfica estão relacionados com a elevada variabilidade temporal e espacial de suas características; sendo assim, o conceito adotado para a delimitação de uma bacia hidrográfica deve garantir que a área escolhida englobe todos os processos envolvidos no objetivo do estudo, apresentando certo grau de homogeneidade, para que as estratégias, ações e conclusões gerais possam ser estabelecidas para toda a área delimitada.

2.2. Modelagem hidrológica

A modelagem, segundo Tucci (2005), refere-se à aplicação de um modelo matemático que representa o comportamento de um sistema, de maneira a produzir uma resposta, dado um estímulo ou entrada. A necessidade dos estudos hidrológicos envolve o entendimento sobre os processos que controlam o movimento da água, os impactos das mudanças do uso do solo sobre a qualidade e a quantidade da água, bem como o funcionamento do balanço hídrico. A busca de ferramentas que contribuam para a melhor interpretação das informações referentes a esses estudos requer das pesquisas atuais a elaboração e aplicação de modelos representativos das condições brasileiras, os quais contornem as limitações decorrentes dos restritos bancos de dados existentes no país.

Segundo Santos (2009), os modelos hidrológicos permitem verificar a consistência das informações disponíveis (dados observados), que são em geral muito curtas, e obtidas a partir das observações hidrológicas nas bacias hidrográficas. Com base nessas informações, os modelos hidrológicos podem ser calibrados, permitindo, por exemplo, a geração de séries simuladas e a utilização dos modelos como ferramenta de obtenção de dados em bacias não monitoradas. As séries de chuvas, por exemplo, normalmente, são maiores que as séries de vazão; portanto, por meio dos dados de precipitação, é possível determinar ou estimar as vazões desconhecidas para os novos cenários existentes ou previstas para as bacias.

A classificação dos modelos hidrológicos é feita com base em diferentes aspectos, tais como: as variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos); a relação entre essas variáveis (empíricos ou baseados em processos); a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos); a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos).

O modelo é dito estocástico quando a probabilidade de uma variável é considerada na sua formulação, caso contrário, o modelo é determinístico. Com relação ao tipo de formulação envolvida, os modelos podem ser empíricos ou baseados em processos. Quando utilizam relações baseadas em observações, nas quais são frequentemente realizadas por funções estatísticas que não levam em conta os processos físicos envolvidos, os modelos são ditos empíricos (RENNÓ e SOARES, 2000). Em contrapartida, os modelos baseados em processos são subdivididos em modelos físicos e semiconceituais, sendo que nos físicos são empregadas equações diferenciais na representação dos processos, utilizando parâmetros determinados com base física, isto é, os parâmetros podem ser estimados através de medidas reais. Já nos modelos semiconceituais, embora sejam aplicadas formulações que visem à descrição física dos processos, os parâmetros empregados são calibráveis (VIOLA, 2008).

Quanto à forma de representação dos dados no tempo, os modelos são classificados em contínuos quando os fenômenos são representados continuamente ao longo do tempo, ou discretos, quando suas variáveis são obtidas em intervalos de tempo pré-definidos. Segundo Lubitz (2009), de maneira geral, pode-se dizer que os sistemas hidrológicos são contínuos, mas são representados por modelos discretos. Por outro lado, quanto à forma de representação dos dados no espaço, os modelos são classificados em concentrados ou distribuídos. No primeiro caso, considera-se que todas as variáveis de entrada e saída são representativas de toda área estudada. Já os modelos distribuídos consideram a variabilidade espacial encontrada nas diversas variáveis do modelo; portanto a bacia hidrográfica estudada pode ser subdividida em sub-bacias (modelo semidistribuído) ou em células (modelo distribuído), proporcionando assim, uma melhor descrição da variabilidade espacial dos processos e das variáveis de entrada (COLLISCHONN, 2001).

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

A modelagem hidrológica possui algumas limitações, sendo a maior delas segundo Machado et al. (2003), a dificuldade de se trabalhar com a grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais, e por esse motivo são empregados sistemas de informações geográficas (SIGs) para a criação do banco de dados destes modelos. A união dessas duas tecnologias (modelos hidrológicos e SIGs) é fundamental para o manejo de bacias hidrográficas, uma vez que é possível, por meio delas, a manipulação com maior facilidade dos dados espaciais necessários aos modelos hidrológicos, além de ser possível também, simular e avaliar tanto cenários passados e atuais, quanto cenários futuros com baixo custo e de forma rápida.

2.3. A integração do Sistema de Informação Geográfica (SIG) com modelos hidrológicos

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são definidos como sistemas automatizados utilizados para armazenar, analisar e manipular dados geográficos. Ou seja, por meio de ferramentas SIG é possível manipular dados gráficos e não gráficos de forma integrada, provendo uma forma consistente para análise e consulta, envolvendo dados geográficos. (DAVIS JUNIOR, 1997).

O gerenciamento de informações geográficas teve sua origem a partir do desenvolvimento da cartografia na metade do século XVIII, quando foram produzidos os primeiros mapas com precisão. Os SIG começaram a ser pesquisados paralelamente, e de forma independente, em diversos países como EUA, Canadá e Inglaterra. Desde a década de 60, a tecnologia de SIG tem sido utilizada em diferentes setores como agricultura, exploração de petróleo, controle de recursos naturais, socioeconômicos e controle do uso da terra (ANTENUCCI et. al., 1991)

De acordo com Peccol et al. (1994), dentro de um SIG os dados da paisagem e da cobertura vegetal podem ser analisados simultaneamente com outros conjuntos de dados, como solos, modelos digitais de elevação, entre outros, utilizados para a modelagem de cenários futuros. Dessa maneira, é uma ferramenta importante na gestão e aplicação de políticas ambientais, uma vez que as informações podem ser armazenadas e manipuladas de uma maneira flexível e os resultados podem ser documentados em um formato mais adequado, auxiliando os tomadores de decisão como governo e líderes comunitários.

A modelagem hidrológica limita-se quanto à aquisição de dados referentes ao uso e ocupação do solo, às formas de relevo e dados aos de séries temporais de precipitação, vazão e sedimentação. Entretanto, estas limitações podem ser minimizadas com a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e de SIG (FADIL et al., 2011). Os dados de entrada, em formato SIG, fornecem estrutura para o desenvolvimento, verificação e eventual aceitação de novos modelos hidrológicos capazes de prover máxima informação desses novos dados (KANG & MERWADE, 2011).

Nesse sentido, com base nos programas SIG e em técnicas computacionais, a função de pré-processamento de modelos hidrológicos tem sido simplificada, além de se verificar uma otimização na capacidade de gerenciamento e análise de dados (LEI et al., 2014). Assim, muitos modelos têm sido desenvolvidos e melhorados continuamente, obtendo-se sucesso para a caracterização dos processos hidrológicos e para a resolução de problemas práticos (VIOLA et al., 2013).

2.4. Modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) desenvolvido pela *Agricultural Research Station* (ARS) do *United States Department of Agriculture* (USDA) é um modelo de simulação hidrológica, no qual as simulações dos processos físicos ocorrem de forma semi-distribuída espacialmente e contínua temporalmente, em passo de tempo diário ou ainda sub-diário, mensal e anual

(ARNOLD et. al., 2012). Segundo o mesmo autor, esse modelo foi desenvolvido com o objetivo de analisar os impactos das práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água e na produção de sedimentos e nutrientes em grandes bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas.

Os dados de entrada básicos que devem ser fornecidos ao modelo SWAT consistem no Modelo Digital de Elevação (MDE), na carta de solos, na carta de uso e ocupação da terra e nos dados climáticos (precipitação, temperatura, umidade relativa, evapotranspiração e radiação solar). O modelo possui um banco de dados com tais informações, adaptadas para o território americano, mas em outros locais é possível adicionar os dados. Contudo, o SWAT ainda permite a entrada de informações através de uma série de dados tabulares, relacionando as informações sobre as características das culturas, tipos de ocupações agrícolas e práticas de manejo do solo.

No processo da modelagem, o SWAT considera a bacia hidrográfica dividida em sub-bacias e as sub-bacias divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), as quais são áreas de características homogêneas, ou seja, têm um único tipo e uso do solo e uma classe de declividade. Dessa forma, as bacias que apresentam alta heterogeneidade devido aos inúmeros fatores naturais atuantes na bacia e por isso, são consideradas complexas, podem ser resumidas e representadas nesse tipo de unidade, na qual poderão ser analisadas de um ponto de vista mais homogêneo.

A modelagem ambiental no SWAT é realizada com os componentes hidrológicos de uma bacia, juntamente com os dados de crescimento das culturas, manejo e qualidade da água. Nesse contexto, as rotinas hidrológicas dentro do SWAT podem simular os processos de escoamento superficial e subsuperficial, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, percolação e produção de sedimentos. Desse modo, o modelo permite realizar previsões dos impactos das práticas de manejo do solo nos corpos d'água, através da avaliação dos parâmetros de vazão, escoamento superficial, perda de solos, sedimentos e qualidade da água (ciclo dos nutrientes, nitrogênio, fósforo, etc.), a curto, médio e longo prazo.

As equações que governam as simulações no SWAT são baseadas no equilíbrio do ciclo hidrológico. O escoamento superficial de precipitações diárias é estimado usando o método do número da curva modificada (Método SCS). Esse quantifica o escoamento superficial com base no uso, tipo e nas condições de umidade antecedente do solo. As previsões de escoamento de pico são baseadas em uma modificação do Método Racional (CHOW et al., 1988). A contribuição de águas subterrâneas ou escoamento de base para vazão total é simulada por meio de uma componente de armazenamento superficial para o aquífero subterrâneo (ARNOLD E ALLEN, 1996). O modelo calcula também, separadamente, a evaporação a partir de solos e plantas.

A evapotranspiração potencial pode ser modelada com os métodos de Penman-Monteith (MONTEITH 1965), Priestley-Taylor (PRIESTLEY e TAYLOR 1972), ou o método de Hargreaves (HARGREAVES e SAMANI 1985); a escolha de qual dos três métodos utilizar dependerá da disponibilidade de dados. A evaporação da água do solo potencial é estimada como uma função do índice de área foliar (relação da área das folhas das plantas com área da superfície do solo) e da evapotranspiração potencial. Em relação à produção de sedimentos, o SWAT estima com base na Equação Modificada de Perda de Solo (MUSLE), desenvolvida por Williams e Berndt (1977).

No Brasil, o modelo SWAT tem sido adotado largamente na modelagem de bacias hidrográficas com escalas distintas, para diferentes objetivos: avaliação de impactos de mudanças no uso do solo; potencial de produção e transporte de sedimentos; disponibilidade hídrica; impactos hidrológicos decorrentes de mudanças climáticas, dentre outros (DURÃES, MELLO e NAGHETTINI, 2011; LELIS et al., 2012; PINTO et al., 2013; ANDRADE, MELLO e BESKOW, 2013; PERAZZOLI, PINHEIRO E KAUFMANN, 2013; EDUARDO et al., 2016).

2.5. Calibração e validação do modelo SWAT

Na modelagem hidrológica, o conceito de ajustar um modelo a uma determinada bacia hidrográfica, remete aos valores dos parâmetros que adéquam e representam melhor o comportamento físico dessa área de estudo. Segundo Arnold et al. (2012) e Daggupati et al. (2015), o primeiro passo no processo de ajuste de um modelo a uma determinada bacia hidrográfica consiste na seleção dos parâmetros a serem calibrados. Esta seleção pode ser realizada determinando os parâmetros mais sensíveis do modelo adotado, processo esse conhecido como análise de sensibilidade, a qual pode ser entendida como o processo de determinação da variação da mudança na saída do modelo em relação às mudanças na entrada do modelo (parâmetros) (MORIASI et al., 2007).

A segunda etapa da modelagem em bacias hidrográficas é a calibração. Esse processo consiste basicamente no ajuste dos parâmetros, de forma que os dados simulados sejam estatisticamente similares aos dados observados. Com relação à representatividade dos dados utilizados na calibração, é necessário verificar a presença de erros na medição dos dados e o período de dados, o qual deve representar a variabilidade do comportamento hidrológico da bacia, de modo que os diferentes processos sejam corretamente simulados pelo modelo hidrológico. A calibração pode ser feita manualmente, que envolve uma metodologia de tentativa e erro, ou automaticamente, cujos métodos empregados são matemáticos de otimização.

Na calibração manual, o usuário do modelo testa diferentes conjuntos de parâmetros, a fim de obter uma relação que melhor represente o fenômeno natural. A cada tentativa o usuário analisa se o hidrograma simulado reproduz o hidrograma observado com boa precisão, por meio de funções objetivo e de análise visual. A partir dessa análise, o usuário verifica se as vazões simuladas e observadas apresentam valores próximos nos períodos de cheia e estiagem. E por meio das funções objetivo, quantificam a qualidade do ajuste desses hidrogramas. Já no processo de calibração automática, são empregados métodos matemáticos de otimização, sendo o mais frequente a minimização de uma função objetivo que mede o desvio entre as séries de vazões observadas e simuladas. Este método consiste em algoritmos que calculam diversas combinações de parâmetros, comparando os valores calculados até que o valor ótimo da função seja atingido (VIOLA, 2015).

Vários são os algoritmos de otimização utilizados na calibração automática de modelos hidrológicos, entre eles destacam-se: o *Sequential Uncertainty Fitting* - SUFI-2 (ABBASPOUR; JOHNSON; VAN GENUCHTEN, 2004; ABBASPOUR et al., 2007); *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* - GLUE (BEVEN; BINLEY, 1992); *Parameter Solution* - ParaSol (VAN GRIENSVEN; MEIXNER, 2003); *Markov Chain Monte Carlo* – MCMC (KUCZERA; PARENT, 1998); e *Particle swarm optimization* – PSO (KENNEDY; EBERHART, 1995).

A validação é a terceira e última etapa na simulação hidrológica, a qual consiste em executar o modelo utilizando os parâmetros que foram determinados durante o processo de calibração, e comparar as previsões geradas pelo modelo aos dados observados, não considerados na calibração. Os processos de calibração e validação geralmente são realizados separando os dados observados disponíveis em duas partes: uma para calibração e outra para validação (ARNOLD et. al., 2012). Entre os métodos de validação de modelos hidrológicos destacam-se as técnicas de avaliações gráficas, de desempenho e a validação científica.

A qualidade do ajuste pode ser analisada por meio de critérios qualitativos e quantitativos. O critério qualitativo baseia-se na comparação gráfica entre os dados observados e simulados, enquanto o critério quantitativo baseia-se em coeficientes estatísticos. A validação científica baseia-se na quantificação de fontes de incertezas associadas à simulação hidrológica, além dos critérios qualitativos e quantitativos (BIONDI et al., 2012). Os principais coeficientes utilizados para avaliação de desempenho de modelos hidrológicos são o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), o coeficiente de determinação (R^2) (LEGATES; MCCABE JÚNIOR, 1999) e o percentual de tendência (Pbias).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A bacia do Rio Corumbataí é uma sub-bacia do Rio Piracicaba, localizada entre os paralelos $22^{\circ}04'46''$ e $22^{\circ}41'28''$ e os meridianos $47^{\circ}26'23''$ e $47^{\circ}56'15''$, na região Centro Leste do estado de São Paulo (Figura 1). Ela abrange uma área de aproximadamente 170.000 ha, a qual envolve oito municípios: Analândia; Corumbataí; Itirapina; Ipeúna; Santa Gertrudes; Rio Claro; Charqueada e Piracicaba. O Rio Corumbataí tem uma extensão da ordem de 110 km, nascendo no município de Analândia a aproximadamente 1058 m de altitude, e desaguando no município de Piracicaba, a 470 m de altitude.

Figura 1. Localização da bacia do Rio Corumbataí.

Tradicionalmente a bacia do Rio Corumbataí é dividida em cinco sub-bacias: Alto Corumbataí (31801,68 ha); Passa-Cinco (52757,60 ha); Médio Corumbataí (29316,60 ha); Ribeirão Claro (28174,90 ha) e Baixo Corumbataí (28724,84 ha).

O clima da região é do tipo Cwa na classificação de Köppen, ou seja, subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão, sendo a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. O regime de chuvas é tropical, com duas estações definidas: um período chuvoso de outubro a fevereiro, com mais de 80% da precipitação anual e um período seco de março a setembro, com menos de 20% da precipitação anual (TROPPMAIR & MACHADO, 1974).

3.2. Descrição do Modelo SWAT

O modelo SWAT é um modelo físico, semi-distribuído e contínuo no tempo, o qual foi desenvolvido para analisar os impactos de diferentes usos do solo sobre os recursos hídricos em grandes bacias (ARNOLD et al., 2012). Ele é processado em uma interface SIG – ArcSWAT, sendo utilizados dados tabulares e informações espaciais na sua simulação. Já a calibração e a validação do modelo é processada no programa SwatCup.

No SWAT, uma bacia hidrográfica é dividida em várias sub-bacias, e estas são subdivididas em áreas menores, chamadas Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Unit – HRU). As HRU's consistem em unidades homogêneas quanto ao tipo de solo, uso e cobertura do solo e relevo. (JANG et. al., 2018).

A base da simulação hidrológica no SWAT é o balanço hídrico, calculado a partir da seguinte equação:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R - Q_{sup} - E_a - W_s - Q_{subt}) \quad (1)$$

Em que SW_t é a quantidade final de água no solo (mm); SW_0 é a quantidade de água no solo inicial no dia i (mm); t é o tempo (dias); R é a quantidade de precipitação no dia i (mm); Q_{sup} é a lâmina de escoamento superficial no dia i (mm); E_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm); W_s é a quantidade de água que entra na zona de aeração do perfil do solo no dia i (mm) e Q_{subt} é a quantidade de fluxo de retorno no dia i (mm) por consequência do escoamento sub-superficial (NEISTCH et al., 2011).

Figura 2. Representação esquemática do balanço hídrico no SWAT.

Fonte: NEITSCH et al.; 2002.

Adicionalmente, a produção de sedimentos simulada pelo SWAT (Equação 2), é realizada de acordo com a Equação Universal Modificada de Perda de Solo (MUSLE).

$$sed = 11.8 (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0.56} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \cdot CFRG \quad (2)$$

Em que *sed* é produção de sedimentos (Mg); Q_{surf} é o volume de escoamento superficial ($mm \ ha^{-1}$); q_{peak} é o índice máximo de escoamento ($m^3 \ s^{-1}$); hru é a área da HRU (ha); K é fator de erodibilidade do solo, P é o fator de prática conservacionista; C é fator de cobertura e de gestão; LS é fator topográfico e $CFRG$ representa o fator de fragmento bruto.

As etapas para execução do modelo estão apresentadas no fluxograma metodológico, o qual é constituído por seis diferentes etapas (Figura 3): aquisição e parametrização da base de dados; entrada dos dados no ArcSWAT; execução dos dados para a realização da simulação do

modelo; análise de sensibilidade, que é processada no SwatCup; e calibração e validação do modelo hidrológico, ambas também processadas no SwatCup.

Figura 3. Fluxograma metodológico do modelo SWAT.

3.2.1. Dados de Entrada

Os dados de entrada do modelo SWAT são divididos em variáveis climáticas e variáveis físicas. Dentre as variáveis físicas exigidas pelo modelo, estão o relevo, a pedologia e o uso e cobertura do solo. Todas estas serão descritas separadamente.

3.2.1.1. Variáveis climáticas

O processo chave para a modelagem hidrossedimentológica utilizado pelo SWAT é o balanço hídrico. Portanto, os parâmetros climáticos são de extrema importância, pois interferem em todas as etapas deste processo. Foram utilizadas dez estações pluviométricas convencionais para inserção da variável precipitação diária no período de 2007 a 2014, disponibilizadas pelo Sistema de Informação Hidrológica (HIDROWEB), mantida pela Agência Nacional de Águas (ANA). (Tabela 1). Adicionalmente, foi utilizada uma estação fluviométrica para a obtenção de

dados reais de vazão, e três estações de monitoramento de sedimentos e qualidade da água para a obtenção dos dados de sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo total. (Tabela 2).

Tabela 1. Estações pluviométricas e de clima utilizadas para obtenção de séries históricas e dados estatísticos do clima da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí.

Ordem	Código	Estação	Latitude	Longitude	Tipo
1	2247004	Analândia	-22.133	-47.667	Convencional
2	2247010	Corumbataí	-22.217	-47.617	Convencional
3	2247015	Grauna	-22.300	-47.750	Convencional
4	2247018	Fazenda São José	-22.333	-47.483	Convencional
5	2247020	Rio Claro	-22.417	-47.550	Convencional
6	2247021	Ipeuna	-22.433	-47.717	Convencional
7	2247022	Santa Gertudres	-22.483	-47.517	Convencional
8	2247094	Piracicaba	-22.718	-47.652	Convencional
9	2247180	Itirapina	-22.249	-47.827	Convencional
10	2247208	Recreio	-22.583	-47.683	Convencional
11	A711	São Carlos	-21.950	-47.867	Automática
12	A726	Piracicaba	-22.700	-47.617	Automática
13	A739	Itapira	-22.400	-46.800	Automática
14	A741	Barra Bonita	-22.333	-48.550	Automática

Fonte: ANA (2018).

Tabela 2. Estações fluviométricas para obtenção dos dados de vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).

Ordem	Código	Nome	Latitude	Longitude	Área de drenagem (km ²)	Variável
1	4D-021	Recreio	-22.581	-47.684	1580	Vazão
2	62709100	Captação de Piracicaba	-22.634	-47.683	1660	ST, NT e PT
3	62711000	Foz do Rio Piracicaba	-22.684	-47.677	1700	ST, NT e PT
4	4D-013	Foz do Jaguari	-22.675	-47.279	4045	Vazão

Fonte: ANA (2018).

Para o preenchimento de falhas na série de dados meteorológicos diários e para a geração de dados inexistentes, o SWAT utiliza o modelo WXGEN (*Weather Generator*) (SHARPLEY E WILLIAMS, 1990). Foram utilizadas quatro estações automáticas para obtenção dos dados diários de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (INMET, 2018).

Na Tabela 3 estão apresentadas as variáveis requeridas pelo modelo para o preenchimento de falhas e geração de dados climáticos.

Neste contexto, com os dados climatológicos inseridos no gerador do tempo e a aplicação de uma análise estatística, o modelo organiza as variáveis e simula o percurso das águas das chuvas nas bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2011).

Tabela 3. Variáveis requeridas pelo modelo para o preenchimento de falhas e geração de dados climáticos.

Parâmetro	Descrição	Unidade
TMPMX	Média da temperatura máxima diária do mês	°C
TMPMN	Média da temperatura mínima diária do mês	°C
TMPSTDMX	Desvio padrão da temperatura máxima diária do mês	°C
TMPSTDMN	Desvio padrão da temperatura mínima diária do mês	°C
PCPMM	Média da precipitação total mensal	mm
PCPSTD	Desvio padrão para precipitação diária do mês	mm
PCPSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação diária do mês	-
PR_W1	Probabilidade de dia úmido seguido de dia seco	%
PR_W2	Probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido	%
PCPD	Número de dias de precipitação	dias
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0,5 horas	mm
SOLARAV	Média da radiação solar no mês	MJ. m ⁻² .dia ⁻¹
DEWPT	Média da temperatura do ponto de orvalho no mês	°C
WNDV	Velocidade do vento	m.s ⁻¹

Fonte: Adaptado de Arnold et al. (2012a, p. 165-178).

3.2.1.2. Variáveis Físicas

Para o desenvolvimento desse trabalho foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) do sensor orbital SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) com resolução espacial de 30m (Figura 4D), disponibilizados pelo [U.S. Geological Survey](http://www.srtm.csi.cgiar.org/) (FARR et al. 2007).

Na figura 4A encontram-se as estações climáticas, as fluviométricas e as pluviométricas espacializadas na bacia.

Fonte: (ANA 2018; INMET 2018; SANTOS et al., 2011; ROSSI et al., 2017; FARR et al., 2007).

Utilizaram-se no trabalho os mapas de uso e cobertura do solo elaborado pelo projeto MapBiomass (MAPBIOMAS, 2018). Esse, como apresentado na Figura 4C, fornece a classificação das principais coberturas do solo na bacia do Rio Corumbataí em Formação Florestal (FRSE), Formação Savânica (FRST), Floresta Plantada (EUCA), Formação Campestre (RNGE), Pastagem (PAST), Culturas Anuais (AGRR), Cultura Semi-Perene (SUGC), Agricultura/Pastagem (AGRL), Área Urbana (URBN), Áreas não Vegetadas (URLD), Mineração (UIDU) e Água (WATR).

O mapa com as classes de solo (Figura 4B) predominantes na bacia do Rio Corumbataí elaborado pelo Instituto Florestal do Estado de São Paulo e pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), conforme Santos et al. (2011) e Rossi et al. (2017), foi também, inserido no modelo. São elas: Argissolo Vermelho Amarelo (PVA); Latossolo Vermelho (PV); Cambissolo háplicos (CX); Chernossolo Argilúvicos (MT); Gleissolo Háplicos (GX); Latossolo Vermelho Amarelo (LVA); Latossolo Vermelho (LV); Neossolo Litólico (RL); Neossolo Quartzarênico (RQ); Nitossolo Vermelho (NV) (Figura 3C).

Os parâmetros referentes a cada tipo de solo têm como base os dados estudados por Mingoti et al. (2016), sendo estes: HYDCRP (grupo hidrológico), SOL_ZMX (profundidade máxima), SOL_Z (profundidade da camada), SOL_BD (densidade aparente), SOL_AWC (armazenamento de água no solo), SOL_K (condutividade hidráulica), SOL_CBN (carbono orgânico), CLAY (argila), SILT (silte), SAND (areia), ROCK (seixo), USLE_K (erodibilidade).

As Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU's) foram definidas após a inserção dos dados de relevo (obtidos por meio do MDE), mapas de classes, uso e ocupação do solo. Neste processo da modelagem, foi feito inicialmente o delineamento da bacia do Rio Corumbataí em sub-bacias e posteriormente em HRU's. Para a obtenção dessas, as declividades foram divididas em cinco classes: 0-5%, 5-10%, 10-15%, 15-20%, e superior a 20%.

3.2.2. Parametrização

A análise de sensibilidade do modelo SWAT foi realizada no SWAT-CUP, que é um programa que integra cinco algoritmos de calibração (Glue, ParaSol, SUFI-2, MCMC e PSO) e realiza análises de incertezas semiautomáticas. O método usado para este estudo foi o SUFI2 (Sequential Uncertainty Fitting) devido à melhor calibração da vazão em relação aos demais algoritmos.

O SUFI-2 combina os dois métodos de análise de sensibilidade, sendo estes: Latin-Hypercube (LH) e One-factor-At-a-Time (OAT) (VAN GRIENSVEN et al., 2006). O método

combinado Latin-Hypercube One-factor-At-a-Time (LH-OAT) opera por “loop”, e a cada “loop” é calculado o efeito parcial da variação do parâmetro e o efeito final é a média desses efeitos parciais. (LOPES, 2016).

A análise de sensibilidade incluiu os períodos de 01/01/2006 a 31/12/2013 (7anos); esses foram divididos entre as etapas de calibração e validação, que serão detalhadas posteriormente. Os parâmetros selecionados nesta etapa (Tabela 4) fazem parte dos processos que interferem na quantidade e qualidade da água, e foram ranqueados de acordo com os valores de significância (P-Value) e grau de sensibilidade (t-Stat).

O t-stat é utilizado para identificar a significância de cada parâmetro, e quanto maior valor possuir, mais sensível será o parâmetro, enquanto o p-value determina a significância da sensibilidade; valores próximos de zero indicam parâmetros mais significantes à sensibilidade (ABBASPOUR et al., 2015).

Tabela 4. Parâmetros e seus respectivos intervalos utilizados na análise da sensibilidade para calibração da vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).

Parâmetro	Definição	Intervalo inicial	
		mín	máx
Vazão			
r_OV_N.hru	Coefficiente de Manning (n) para fluxo superficial	0,01	30
r_CN2.mgt	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II	-0,4	0,4
v_ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do escoamento de base (dia)	0	1
v_GW_DELAY.gw	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dia)	0,1	50
v_GW_REVAP.gw	Coefficiente de re-evaporação da água subterrânea	0,02	0,2
v_ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo	0	0,50
v_CH_N2.rte	Coefficiente de Manning (n) do canal	0	0,4
r_SOL_BD.sol	Densidade aparente do solo (g.cm ⁻³)	-0,3	0,3
v_REVAPMN.gw	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação (mm)	0	1000
v_SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento superficial (dia)	1	12
v__LAT_TTIME.hru	Tempo necessário para o retorno do fluxo lateral (dia)	0	180
r_SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível (mm solo ⁻¹)	-0,5	0,15
r_ICN.bsn	Método de cálculo diário do número da curva	-0,15	0,15
ST			
r_OV_N.hru	Coefficiente de Manning (n) para fluxo superficial	0,01	30
v_USLE_P.mgt	Fator relativo às práticas de conservação do solo	-0,005	0,006
r_USLE_K.sol	Fator de erodibilidade do solo da USLE (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	0	0,3
v_CH_COV2.rte	Fator de cobertura do canal	0,5	1,5
v_CH_COV1.rte	Fator de erodibilidade do canal	0,15	0,6
v_LAT_SED.hru	Concentração de sedimentos nos fluxos lateral e subterrâneo (mg L ⁻¹)	0	5000
v_SPEXP.bsn	Parâmetro exponencial para o cálculo de sedimentos reconduzidos ao canal	0,65	2
v_SLSUBBSN.hru	Comprimento médio de inclinação (m)	65	300

r_CN2.mgt	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II	-0,4	0,4
NT			
v_RSDCO.bsn	Coeficiente de decomposição do resíduo	0,02	0,1
v_CDN.bsn	Coeficiente da taxa exponencial de desnitrificação	0	3
v_CMN.bsn	Taxa de mineralização do húmus para nutrientes orgânicos ativos.	0,001	0,003
v_N_UPDIS.bsn	Parâmetro de distribuição do nitrogênio (%)	0	100
v_RCHRG_DP.gw	Fração de percolação para o aquífero profundo	0	1
v_NPERCO.bsn	Coeficiente de percolação do nitrato	0	1
v_RCN.bsn	Concentração de nitrogênio na chuva (mg N L ⁻¹)	0	15
v_SDNCO.bsn	Limite de quantidade de água na desnitrificação	0	1
v_HLIFE_NGW.gw	Meia-vida do nitrato no aquífero raso (dias)	0	200
v_ERORGN.hru	Fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento	0	5
v_BIOMIX.mgt	Eficiência do revolvimento biológico	0	1
PT			
v_P_UPDIS.bsn	Parâmetro de distribuição do fósforo (%)	0	100
v_PHOSKD.bsn	Coeficiente de particionamento do fósforo no solo (m ³ Mg ⁻¹)	100	200
v_PPERCO.bsn	Coeficiente de percolação do fósforo	10	17,5
v_BIOMIX.mgt	Eficiência do revolvimento biológico	0	1
v_ERORGP.hru	Fator de enriquecimento do fósforo na carga com sedimento	0	5
v_SOLP_CON.hru	Concentração de fósforo solúvel no escoamento superficial, após a aplicação de BMP urbana (ppm)	0	3
v_GWSOLP.gw	Concentração de fósforo solúvel na contribuição da água subterrânea para o escoamento superficial da sub-bacia (mg P L ⁻¹)	0	0,5
v_LAT_ORGP.gw	Fósforo orgânico no escoamento de base (mg L ⁻¹)	0	0,5
v_CH_OPCO.rte	Concentração de fósforo orgânico no canal (ppm)	0	0,5
v_BC4.swq	Constante de mineralização de fósforo orgânico a fósforo dissolvido no canal a 20°C (dia ⁻¹)	0,01	0,7
v_RS2.swq	Taxa de fonte bentônica de fósforo dissolvido no canal a 20°C (mg P m ⁻² dia ⁻¹)	0,001	0,1
v_RS5.swq	Taxa de fósforo orgânico que sedimenta no canal a 20°C (dia ⁻¹)	0,001	0,1

3.2.3. Avaliação de desempenho do modelo

No início da simulação utilizou-se um “período de aquecimento”, o qual permite que as variáveis avaliadas não sofram influência das condições iniciais (ARAGÃO et al., 2013). O seu uso é justificado pelas grandes incertezas que se tem no início da modelagem, devido ao desconhecimento das condições iniciais de alguns parâmetros do modelo. Neste trabalho foi utilizado um “período de aquecimento” de três anos, sendo estes escolhidos de acordo com os anos utilizados na etapa de calibração. Na Tabela 5 estão apresentados os períodos utilizados para cada simulação do modelo.

Após o término da análise de sensibilidade, iniciou-se a calibração do modelo. Realizou-se a calibração dos dados de vazão, sólidos, nitrogênio e fósforos totais, separadamente. Todos os

dados foram inseridos manualmente no banco de dados do SWAT-CUP para melhor ajuste entre as respostas simuladas pelo modelo e as observadas.

Concluída a etapa de calibração, utilizou-se outra parte da série temporal de dados, para a validação do modelo. Ou seja, nesta etapa a execução do modelo foi realizada com os parâmetros calibrados, e comparados com os dados observados que não foram utilizados na calibração, tornando as simulações suficientemente precisas. (ARNOLD et al., 2012).

Tabela 5. Períodos utilizados para simulação das variáveis no modelo SWAT

Estações	Variável	Etapas		
		Aquecimento	Calibração	Validação
Recreio	Vazão (Diário)	2003-2005	2006-2008	2009-2010
	Vazão (Mensal)	2003-2005	2006-2008	2009 e 2011
Captação de Piracicaba Foz Rio Piracicaba	Sólidos Suspenso Total	2003-2005	2006 - 2008	2009 - 2010
		2006 - 2008	2009	2010
Captação de Piracicaba Foz Rio Piracicaba	Fósforo Total	2003-2005	2006	2009
		2005-2007	2008	2009
Captação de Piracicaba Foz Rio Piracicaba	Nitrogênio Total	2005-2007	2008	2009
		2005-2007	2008	2010

A avaliação da qualidade dos resultados dos dados observados e simulados, tanto da calibração quanto da validação, foi realizada por meio de gráfico-visuais de dispersão, hidrogramas e os índices estatísticos realizados pelo próprio SWAT-CUP, propostos por Nash e Sutcliffe (1970), Moriasi et al. (2007) e Abbaspour (2012).

Os índices estatísticos utilizados para avaliação do desempenho do modelo no processo de calibração e validação foram o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) e a porcentagem BIAS (P_{BIAS}), conforme as equações a seguir:

$$R^2 = \frac{\{\sum_{i=1}^n [(Q_s - \bar{Q}_s)(Q_m - \bar{Q}_m)]\}^2}{\sum_{i=1}^n (Q_s - \bar{Q}_s)^2 \sum_{i=1}^n (Q_m - \bar{Q}_m)^2} \quad (3)$$

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_s)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_m - \bar{Q}_m)^2} \quad (4)$$

$$PBIAS = 100 \times \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_s)_i}{\sum_{i=1}^n Q_m} \quad (5)$$

Na qual Q_m é vazão observada no dia i ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); Q_s é vazão simulada no dia i ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); m é vazão média observada ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); s é vazão média dos dados simulados ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e n é número de eventos.

O índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS) é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual quando comparado com a variação dos dados de medição. Em contrapartida o Pbias corresponde ao percentual viés das vazões simuladas em relação às observadas, sendo que os valores negativos indicam que o modelo superestima a vazão simulada em relação à observada e os valores positivos, subestima.

O coeficiente R^2 mede a dispersão em relação linear entre os valores observados e simulados. Este coeficiente também varia entre 0 e 1, indicando assim o melhor ajuste dos fatores, quanto mais próximo de 1 for o seu resultado, em que 1 representa ajuste perfeito da curva. Na Tabela 6 estão apresentadas as faixas de valores utilizadas para a classificação do desempenho do modelo SWAT, que foram propostas por Moriasi et al. (2007):

Tabela 6. Os critérios de classificação de desempenho do modelo SWAT baseados em Moriasi et al. (2007).

Indicador estatístico	Variável	Classificação			
		Insatisfatório	Satisfatório	Bom	Muito bom
R^2	Todas	<0,50	0,5 – 0,60	0,60 – 0,70	0,70 – 1
NS	Todas	<0,50	0,5 – 0,65	0,65 – 0,75	0,75 – 1
$\pm PBIAS\%$	Q	>25	15 – 25	10 – 15	<10
	ST	>55	30 – 55	15 – 30	<15
	NT, PT	>70	40 – 70	25 – 40	<25

3.2.4. Preenchimento de falhas

Para o preenchimento de falhas da estação fluviométrica com dados de vazão, não foi possível utilizar o método de regressão linear simples utilizando dados de uma estação fluviométrica próxima. Isto porque na bacia do Rio Corumbataí não há estações com o mesmo período de dados sem falhas, e as estações próximas à analisada não propiciaram um coeficiente de determinação adequado. Por tanto, foi desenvolvido uma relação simples de área de contribuição e vazão disponível para preenchimento das falhas da estação Recreio.

Foi utilizada a estação fluviométrica de Foz do Jaguarí cujo código DAAE é 4D-013, por ter seus dados de vazão completos para o período analisado, e pela proximidade em relação à estação Recreio. O preenchimento de falhas foi feito de acordo com a equação 6 a seguir.

$$Q = \frac{q \cdot A}{a} \quad (6)$$

Em que A refere-se à área de contribuição da estação Recreio (km^2); a a área de contribuição da estação Foz do Jaguarí (km^2); e q a vazão média no dia i da estação Foz do Jaguarí ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Em relação aos dados de qualidade da água, o SWAT requer a entrada dos dados de sólidos totais em megagramas e os dados de nitrogênio e fósforo total em quilogramas; porém, as unidades desses dados disponibilizados pela ANA estão na forma de concentração (mg. L^{-1}). Dessa maneira, utilizou-se a área de contribuição e a vazão mensal (2006 – 2013) da estação de Foz do Jaguarí para estimar a vazão da estação de Recreio, já que todas as estações de qualidade estão no mesmo curso d'água desta estação. Com isso, gerou-se a equação 7, por meio do método dos mínimos quadrados com coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,81.

$$Q = 0,0251 \cdot A^{0,413} \cdot q^{0,885} \quad (7)$$

Onde A representa a área de contribuição (km^2); e q é a vazão média no dia i da estação Foz do Jaguarí ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

As estações de qualidade da ANA apresentam dados de coleta de apenas um dia de cada mês ímpar. Esses dados diários foram extrapolados para um nível mensal e os dados dos meses pares foram preenchidos com base na vazão. Para o preenchimento da variável ST, PT e NT foram utilizadas regressão linear, polinomial quadrática e exponencial, como apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Equação	Estação	
	Captação de Piracicaba	Foz Rio Piracicaba
Fósforo Total (kg)	$y = 102,34 \times Q^{1,742}$ $R^2 = 0,85$	$y = 491,69 \times Q + 2567,9$ $R^2 = 0,74$
Nitrogênio Total (kg)	$y = 10168 \times Q + 35844$ $R^2 = 0,78$	$y = 2203 \times Q + 3165,70$ $R^2 = 0,77$
Sólidos Totais (Mg)	$y = 19,813 \times Q^2 + 125,92 \times Q + 398,78$ $R^2 = 0,94$	$y = 14,097 \times Q^2 + 459,64 \times Q$ $R^2 = 0,84$

3.2.5. Cenários de mudança de uso e cobertura do solo

Uma vez calibrados e validados os dados de vazões, estabeleceram-se 4 cenários com diferentes uso e cobertura do solo, nos quais o Cenário 1 representa o atual uso e cobertura da bacia.

O Cenário 2 é uma situação pessimista, considerando que as áreas de formação savânica (cerrado), floresta plantada e formação campestre tornam-se áreas de mineração.

Os Cenários 3 e 4 são situações otimistas; no Cenário 3 foram respeitados 50 m de mata ciliar por toda bacia, ou seja, este cenário está de acordo com o Código Florestal Lei 12651/2012 considerando áreas de preservação permanente as margens dos rios, sendo que estes possuem em toda bacia largura de 10 à 50 m; no Cenário 4, 15% das áreas de cana-de-açúcar, agricultura e pastagem foram transformadas em áreas florestais.

Definidos os cenários, foram realizadas novas simulações com no modelo SWAT, para que assim fossem comparados os principais componentes do balanço hídrico, e a produção total de sedimentos com o cenário atual da bacia do Rio Corumbataí.

Os componentes anuais do balanço hídrico analisados foram o escoamento superficial (Q_{sup}), o escoamento lateral (Q_{lat}), o escoamento subterrâneo (Q_{sub}), a evapotranspiração (ET), a produção total de água na bacia (Q_{anual}), o total de água na zona de aeração do perfil do solo (W_s), a recarga total do aquífero (Q_{aq}) e a variação de conteúdo de água no solo ($SW_t - SW_{t0}$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise de sensibilidade

Os melhores intervalos de valores dos parâmetros utilizados para calibração da vazão mensal, sólidos totais, nitrogênio e fósforo total da bacia do Rio Corumbataí, e o ranqueamento das respectivas análises de sensibilidade global estão apresentados nas Tabelas 8, 9, 10, 11, 12, 13 e 14.

Os dados e sensibilidade dos parâmetros para calibração da vazão na escala diária não foram analisados, uma vez que no período de validação o modelo não apresentou um bom desempenho.

Tabela 8. Melhor valor da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração das vazões mensais da bacia do Rio Corumbataí

Parâmetro	Estação Recreio			
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	Ranqueamento
r__CN2.mgt	-0,162111	0,336657	0,087273	1
r__ICN.bsn	-0,021412	0,239594	0,109091	2
v__CH_N2.rte	0,12076	0,366512	0,243636	3
v__LAT_T*TIME.hru	-4,593304	119,138763	57,27273	4
v__OV_N.hru	-3,211241	19,044149	7,916454	5
v__GW_REVAP.gw	0,085746	0,219344	0,152545	6
v__GW_DELAY.gw	22,871027	68,963524	45,91727	7
v__REVAPMN.gw	29,054871	680,036011	354,5454	8
r__SOL_BD.sol	-0,462618	0,048072	-0,20727	9
v__SURLAG.bsn	3,817809	9,582191	6,7	10
v__ALPHA_BF.gw	0,428777	1,298495	0,863636	11
v__ESCO.hru	0,155421	0,471851	0,313636	12
r__SOL_AWC.sol	-0,116723	0,062177	-0,02727	13

A calibração dos dados mensais de vazão (Tabela 8) mostrou que os parâmetros de curva número inicial para a condição de umidade AMC II (CN2), método de cálculo diário do número da curva (ICN), Coeficiente de Manning (n) do canal (CH_N2), tempo necessário para o retorno do fluxo lateral (dias) (LAT_T*TIME), e o coeficiente de Manning (n) para fluxo superficial (OV_N), foram os parâmetros mais significativos e também caracterizados pelo maior grau de sensibilidade para a estação Recreio.

A sensibilidade de um parâmetro está relacionada às características da bacia hidrográfica, sejam estas associadas à classe do solo, uso e cobertura do solo e até as variáveis climáticas que

foram inseridas no modelo. No caso da bacia do Rio Corumbataí, os parâmetros mais sensíveis estão relacionados ao escoamento superficial e ao escoamento lateral (subsuperficial). O modelo tem sido testado em diferentes bacias hidrográficas explicando de maneira satisfatória os processos hidrológicos ocorridos (VIANA et al., (2018); BRIGHENTI et al., (2016); ME et al., (2015); ABBASPOUR et al., (2015)).

O parâmetro CN2 é um dos parâmetros mais utilizados na calibração de modelos hidrológicos (ARNOLD et al., 2012), e está dentre os parâmetros de maior sensibilidade no SWAT em vários estudos, como citam BRIGHENTI et al. (2017), BRESSIANI (2016), FUKUNAGA et al. (2015).; MELO NETO et al., (2014), ARAGÃO et al., (2013); PINTO et al., (2013).

O CN2 está relacionado à quantidade de escoamento superficial com base no uso e permeabilidade do solo, sendo que o aumento dos valores desse parâmetro causa o aumento do escoamento superficial, e consequentemente a sua variação causa sensibilidade na vazão simulada, principalmente nas vazões máximas (OLIVEIRA, 2014). O motivo do CN2 se tornar um dos parâmetros mais sensíveis está ligado ao agrupamento dos dados diários em médias mensais, no qual diminui a importância relativa dos demais parâmetros físicos (ANTUNES, 2015).

O CH_N2 se refere à rugosidade do canal principal da bacia hidrográfica; portanto, é um parâmetro que está ligado às características da margem e do leito do rio as quais influenciam diretamente nos valores do coeficiente de rugosidade, que, por sua vez, tem influência direta na descrição da vazão sobre uma superfície. Antunes (2015), em estudo sobre a calibração de vazão para bacia hidrográfica do Alto Canoas – SC, também obteve alta sensibilidade para este parâmetro, e cita que altos valores desse, refletem sobre o tempo de concentração da bacia hidrográfica, atrasando o fluxo de água no canal principal da bacia hidrográfica.

O LAT_TTIME é o parâmetro que controla o fluxo de água no solo, ou seja, o escoamento subsuperficial, e representa o tempo de duração do escoamento lateral. Neste sentido, pode ser tão importante quanto o fluxo de superfície para efeito de previsão de cheias. Outros autores como, Franco (2017) e Andrade et al. (2017) também obtiveram o LAT_TTIME como um dos parâmetros mais significativos na calibração de vazão dos seus estudos.

Os parâmetros que governam a resposta da bacia hidrográfica aos processos de fluxo de água subterrânea não foram muito significativos na calibração da vazão dessa bacia, como o coeficiente de reevaporação da água subterrânea (GW_REVAP), o tempo de retardo da água subterrânea (GW_DELAY) e a profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação (mm) (REVAPMN). Blainski et al. (2017) afirmam que esses parâmetros são difíceis de se medir e calibrar.

A capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) foi o parâmetro menos significativo na análise de sensibilidade da vazão mensal. Este representa o volume de água que está disponível para as plantas se o solo estiver na capacidade de campo; portanto, uma vez sendo menos significativo, implica que a bacia possui baixa eficiência no armazenamento de água em seus perfis. JHA et al. (2017) citam que altos valores do SOL_AWC remetem a alta capacidade do solo de reter água, reduzindo a água disponível para o escoamento superficial e percolação e, consequentemente a produção de água.

Na calibração da variável sólidos totais, o ranqueamento da análise de sensibilidade dos principais parâmetros foi muito semelhante entre as duas estações de qualidade analisadas, se diferenciando apenas na quinta posição. Os parâmetros mais sensíveis foram a curva número inicial para a condição de umidade AMC II (CN2), a concentração de sedimentos nos fluxos lateral e subterrâneo (mg.L^{-1}) (LAT_SED), o fator de erodibilidade do canal (CH_COV1), o coeficiente de Manning (n) para fluxo superficial (OV_N), seguido do fator de erodibilidade do solo da USLE (USLE_K) na estação Captação de Piracicaba e o comprimento médio de inclinação (m) (SLSUBBSN) na estação Foz de Piracicaba, como apresentados nas Tabelas 9 e 10 respectivamente.

Tabela 9. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba.

Parâmetro	Captação de Piracicaba			
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	Ranking
r__CN2.mgt	-0,01342	0,769787	0,378182	1
v__LAT_SED.hru	-1089,44	2998,534	954,5454	2
v__CH_COV1.rte	0,281662	0,550156	0,415909	3
v__OV_N.hru	13,41454	40,58746	27,001	4
r__USLE_K().sol	0,139637	0,422181	0,280909	5
v__SPEXP.bsn	0,320795	1,445569	0,883182	6
v__USLE_P.mgt	-0,00108	0,006884	0,0029	7
v__SLSUBBSN.hru	180,7487	414,9786	297,8636	8
v__CH_COV2.rte	0,847266	1,552734	1,2	9

Tabela 10. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz do Rio de Piracicaba.

Parâmetro	Foz Rio Piracicaba			
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	Ranking
r__CN2.mgt	-0,10068	0,507948	0,203636	1
v__LAT_SED.hru	400,9055	1217,276	809,0909	2
v__CH_COV1.rte	0,175307	0,460147	0,317727	3
v__OV_N.hru	-9,76225	16,8708	3,554273	4
v__SLSUBBSN.hru	79,05193	126,6753	102,8636	5
v__SPEXP.bsn	-0,01049	1,335037	0,662273	6
v__CH_COV2.rte	0,556328	1,189126	0,872727	7
v__USLE_P.mgt	-0,00118	0,006582	0,0027	8
r__USLE_K().sol	0,10419	0,31581	0,21	9

Os parâmetros para calibração dos sólidos são divididos em parâmetros que controlam os processos no canal, que controlam os processos terrestres, e parâmetros exclusivos para determinação de sólidos. (ME et al. 2015). Neste trabalho, destacam-se os parâmetros que controlam os processos terrestres, por exemplo, CN2, OV_N, como uns dos mais sensíveis para estimativas das cargas sólidas totais de escoamento direto.

Segundo NEITSCH et al. (2005), o modelo SWAT permite que o fluxo lateral e subterrâneo contribuem com os sedimentos levados ao canal principal, e um dos parâmetros que ocasiona esse movimento é o LAT_SED, significativo em ambas as estações. Os mesmos autores citam que a concentração de sedimentos no fluxo lateral, geralmente é muito pequena, e não contribui de forma significativa para a produção total de sedimentos da bacia, a não ser que o fluxo de retorno seja muito alto.

O parâmetro SLSUBBSN representa o comprimento médio de rampa da bacia, sendo o seu valor atribuído com base nas classes de declive, possuindo assim, alta influencia no escoamento de pico. Este também foi sensível em outros estudos como constatou Carvalho (2014) e Mosbahi e Benabdallah. (2020).

Considerando os nutrientes, o nitrogênio e o fósforo destacam-se tanto como elementos de grande importância no desenvolvimento do fito e zooplâncton, quanto no processo de eutrofização dos recursos hídricos e, portanto, são variáveis fundamentais para avaliação da qualidade da água. O modelo SWAT simula o ciclo completo para esses nutrientes, sendo esse ciclo um sistema dinâmico, que inclui a atmosfera, o solo e a água, podendo ser introduzidos no canal principal e transportados à jusante através do escoamento superficial e do escoamento subsuperficial lateral (NEITSCH et al., 2011).

Os parâmetros mais significativos na análise de sensibilidade do fósforo foram: o fósforo orgânico no escoamento de base (LAT_ORGP); o fator de enriquecimento do fósforo na carga com sedimento (ERORGP); a eficiência do revolvimento biológico (BIOMIX); o coeficiente de percolação do fósforo (PPERCO); e a concentração de fósforo solúvel na contribuição da água subterrânea para o escoamento superficial da sub-bacia (GWSOLP). (Tabelas 11 e 12).

Tabela 11. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de fósforo total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba.

Parâmetro	Captação de Piracicaba			
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	Ranking
v__LAT_ORGP.gw	-0,203875	0,267511	0,031818	1
v__ERORGP.hru	-2,038893	2,675257	0,318182	2
v__BIOMIX.mgt	0,273974	0,835116	0,554545	3
v__GWSOLP.gw	-0,149195	0,285559	0,068182	4
v__PPERCO.bsn	13,285979	19,941292	16,61364	5
v__PHOSKD.bsn	70,180527	157,092209	113,6364	6
v__P_UPDIS.bsn	25,599243	78,037125	51,81818	7
v__RS5.swq	0,009242	0,070158	0,0397	8
v__BC4.swq	0,124033	0,510695	0,317364	9
v__SOLP_CON.hru	0,877361	2,668092	1,772727	10
v__RS2.swq	-0,042017	0,053017	0,0055	11
v__CH_OPCO.rte	0,123545	0,376455	0,25	12

Tabela 12. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de fósforo total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz Rio Piracicaba.

Parâmetro	Foz Rio Piracicaba			
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	Ranking
v__ERORGP.hru	-2,44935	2,54026	0,045455	1
v__BIOMIX.mgt	0,264508	0,80822	0,536364	2
v__LAT_ORGP.gw	-0,14918	0,285546	0,068182	3
v__PPERCO.bsn	12,94497	18,91866	15,93182	4
v__GWSOLP.gw	0,123567	0,376433	0,25	5
v__RS5.swq	-0,03666	0,05486	0,0091	6
v__PHOSKD.bsn	149,272	248,9098	199,0909	7
v__BC4.swq	0,105237	0,504399	0,304818	8
v__P_UPDIS.bsn	0,14131	67,13142	33,63636	9
v__RS2.swq	0,035375	0,105225	0,0703	10
v__SOLP_CON.hru	0,850366	2,585998	1,718182	11
v__CH_OPCO.rte	-0,12198	0,294704	0,086364	12

Em relação ao nitrogênio total, pode-se observar na Tabela 13 e 14 que os parâmetros mais sensíveis e significativos foram à eficiência do revolvimento biológico (BIOMIX), o fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento (ERORGN), o coeficiente da taxa exponencial de desnitrificação (CDN), a fração de percolação para o aquífero profundo (RCHRG_DP), o limite de quantidade de água na desnitrificação (SDNCO) e a concentração de nitrogênio na chuva (RCN), sendo que esses dois últimos parâmetros variaram no ranqueamento entre as estações.

O parâmetro BIOMIX relaciona-se com o revolvimento biológico e consiste na redistribuição dos constituintes do solo como um resultado da atividade da biota do solo. O valor final do parâmetro igual a 1 na calibração permite uma maior redistribuição de nutrientes no revolvimento biológico. Neitsch et al. (2011) afirmam que em sistemas onde os solos não são perturbados constantemente há um aumento do revolvimento biológico. O revolvimento biológico pode ocorrer a uma profundidade de até 300 mm, dependendo do tipo de solo.

Silva (2013) cita que o modelo SWAT monitora diferentes conjuntos de fósforo no solo, sendo três inorgânicos e três orgânicos. O modelo considera que o fósforo orgânico está associado aos resíduos de culturas e biomassa microbiana, e o fósforo inorgânico associado a fertilizantes. O mesmo autor encontrou em sua calibração parâmetros com o nível de sensibilidade parecida com este estudo.

O fósforo orgânico e mineral ligados às partículas do solo pode ser transportado por escoamento superficial para o canal principal da rede de drenagem, e estão associados com a carga de sedimento das HRUs, portanto, mudanças na carga dos sedimentos por meio de diferentes usos e coberturas do solo podem afetar as cargas das formas de fósforo.

Tabela 13. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de nitrogênio total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Captação de Piracicaba

Parâmetro	Captação de Piracicaba			Ranking
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	
v__BIOMIX.mgt	-0,299681	0,572409	0,136364	1
v__ERORGN.hru	-2,040179	2,676543	0,318182	2
v__CDN.bsn	0,168918	2,067446	1,118182	3
v__RCHRG_DP.gw	0,110319	0,707863	0,409091	4
v__RCN.bsn	2,071584	10,746597	6,409091	5
v__SDNCO.bsn	0,165108	0,725802	0,445455	6
v__CMN.bsn	0,001009	0,002337	0,001673	7
v__RSDCO.bsn	-0,014768	0,06204	0,023636	8
v__HLIFE_NGW.gw	-70,553726	110,553726	20	9
v__NPERCO.bsn	0,374352	1,134738	0,754545	10
v__N_UPDIS.bsn	-46,179798	51,634342	2,727273	11

Tabela 14. Melhores valores da calibração e resultado da análise de sensibilidade global, ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração de nitrogênio total da bacia do Rio Corumbataí com a estação Foz Rio Piracicaba

Parâmetro	Foz Rio Piracicaba			Ranking
	Novo mínimo	Novo máximo	Valor ajustado	
v__ERORGN.hru	0,05501	0,35408	0,204545	1
v__BIOMIX.mgt	0,110107	0,708075	0,409091	2
v__CDN.bsn	1,096289	3,321893	2,209091	3
v__RCHRG_DP.gw	0,137675	0,716871	0,427273	4
v__CMN.bsn	0,001536	0,00261	0,002073	5
v__SDNCO.bsn	0,474262	1,434828	0,954545	6
v__RCN.bsn	4,799456	14,56418	9,681818	7
v__HLIFE_NGW.gw	44,00966	148,7176	96,36364	8
v__NPERCO.bsn	0,020086	0,060824	0,040455	9
v__RSDCO.bsn	0,042689	0,088947	0,065818	10
v__N_UPDIS.bsn	-32,5435	56,17984	11,81818	11

4.2. Avaliação do desempenho do modelo de simulação

O modelo SWAT forneceu uma boa representação das tendências diárias e mensais da vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total, para o período de calibração, entretanto para o período de validação das vazões diárias, o SWAT não demonstrou um bom desempenho. (Figuras 4, 5, 6 e 7).

Uma comparação entre os valores das vazões observadas e simuladas, entre as escalas de tempo diária e mensal, mostra uma superestimação das vazões no período de estiagem na calibração da vazão em escala diária, e uma subestimação destas na escala de tempo mensal. Com relação às vazões de pico, pode-se observar que essas foram subestimadas no período de calibração e validação da vazão em escala diária. Já para a simulação da vazão mensal, as mesmas vazões de pico foram superestimadas no início do terceiro ano da calibração (mês 28) e subestimadas no primeiro ano da validação (mês 50).

Figura 5. Hidrograma de vazões diárias observadas e simuladas (A) e mensais observadas e simuladas (B) durante os períodos de calibração e validação do SWAT para a estação Recreio.

No período de calibração, os sólidos totais foram subestimados durante a calibração da estação Captação de Piracicaba (Figura 5A), e superestimados na estação Foz do Rio Piracicaba (Figura 5B). Já no período de validação nota-se que, nas épocas chuvosas, o modelo superestima os sólidos totais para todas as estações.

Figura 6. Sólidos totais observados e simulados durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).

Os dados observados e simulados de fósforo total apresentaram a mesma tendência em ambas às estações. Conforme apresentado na Figura 6, houve uma superestimação das máximas e uma subestimação das mínimas na etapa da calibração, e a uma subestimação de todos os dados na validação.

Em contrapartida, os dados de nitrogênio total não apresentaram as mesmas tendências entre as estações. Observou-se que para a estação Captação de Piracicaba (Figura 7A) nos processos de calibração e validação subestimaram-se as máximas e mínimas, apresentando apenas

um pico entre máxima no final da calibração. Por sua vez, a estação Foz do Rio Piracicaba (Figura 7B) houve uma superestimação das máximas e uma subestimação das mínimas na etapa da calibração, apresentando também no período de validação um pico de máxima no período de chuva, e a subestimação das mínimas.

Figura 7. Fósforo total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).

Os indicadores estatísticos são a maneira mais comum para a avaliação da eficiência de um modelo hidrológico, sendo possível avaliar o desempenho do modelo e a super ou subestimação geral dos dados. Conforme apresentado na Tabela 6, nesse trabalho foi utilizado o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de eficiência de Nash- Sutcliffe (NS) e o Percent Bias (Pbias). Diversos autores avaliaram o bom ajuste ou não do modelo SWAT em relação aos dados observados pelos índices R^2 , NS, Pbias (HAAS et al., 2017; HUANG et al., 2017;

FRANCO 2017; BRIGHENTI 2015; FUKUNAGA et al. 2015; ME et al. 2015; LELIS et al. 2012; NETO et al. 2014; LUBITZ et al., 2013).

Figura 8. Nitrogênio total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação mensais para as estações Captação de Piracicaba (A) e Foz do Rio Piracicaba (B).

Moriasi et al. (2007) apresentam uma classificação da faixa de valores de NS e a respectiva avaliação do desempenho do modelo SWAT para a escala mensal; portanto, na calibração da vazão diária, o modelo não pode ser classificado de acordo com a mesma escala.

Na escala diária o modelo SWAT obteve na calibração dos dados de vazão R^2 (0,60); NS (0,59) e Pbias (1,7 %) e no período de validação R^2 (0,34); NS (0,35) e Pbias (0,01%). Na escala mensal o modelo obteve um desempenho classificado por Moriasi et al. (2007) como muito bom por todos os indicadores analisados R^2 (0,79); NS (0,79); Pbias (3,8%) e na validação o R^2 (0,58) e NS (0,58) foram considerados satisfatórios e o Pbias (1,7%) muito bom.

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe apresenta um melhor ajuste na representação de vazões altas (ARNOLD et al., 2012; MORIASI et al., 2007), e uma vez que os dados mensais são médias diárias acumuladas, esse apresenta um melhor ajuste para a escala mensal, como pode ser verificado ao comparar o NS das escalas de tempo diárias e mensais

Segundo Brighenti (2015), de maneira geral, as calibrações de fluxos mensais apresentam maiores índices estatísticos dos que as calibrações de fluxos diários. Em seu estudo na bacia hidrográfica do Rio Negrinho, localizada no estado de Santa Catarina, ela cita que avaliando o SWAT somente pelos valores de calibração mensal, o modelo demonstrou-se insatisfatório apenas para a simulação do ano de 2003, quando os valores foram NS (0,4).

Na calibração dos dados de sólidos totais, o modelo foi classificado como bom pelos indicadores R^2 (0,67) e NS (0,66) para a estação Captação de Piracicaba, e muito bom de acordo com o Pbias (5,9%). Nessa mesma estação, no período da validação o modelo foi classificado como bom de acordo com o R^2 (0,70) e o NS (0,69) e muito bom pelo Pbias (-6%). Já para a estação Foz do Rio Piracicaba, o modelo foi considerado satisfatório na calibração, de acordo com o R^2 (0,60) e o NS (0,58), e muito bom pelo Pbias (-12%). A validação dos sólidos totais nessa estação foi considerada insatisfatória pelos índices R^2 (0,50) e NS (0,44), e bom pelo Pbias (-20,5%).

Em relação ao nitrogênio total, o NS classificou o modelo como insatisfatório para as duas estações, durante todo o período da simulação NS (0,38); NS (-0,27); NS (-9,66); e NS (-2,46). Para a estação Captação de Piracicaba o R^2 (0,62) classificou o modelo para a calibração como bom, e o Pbias (42%) como satisfatório. Por outro lado, na validação ambos os indicadores classificaram o modelo como muito bom com R^2 (0,83) e Pbias (22%). A calibração da estação Foz do Rio Piracicaba foi classificada como muito boa de acordo com os R^2 (0,78) e Pbias (14%), em contrapartida na validação, o modelo foi considerado insatisfatório segundo o R^2 (0,46) e satisfatório segundo o Pbias (48%).

A calibração dos dados de fósforo total foi classificada como insatisfatória em ambas as estações de acordo com o NS (-0,19) e NS (0,02) e muito boa pelo R^2 (0,90) e R^2 (0,93). Por outro lado o Pbias (-6,3%) classificou a simulação na estação Captação de Piracicaba como muito boa, e a Foz do Rio Piracicaba como boa segundo o valor de Pbias (28,4%). A validação em ambas as estações foi classificada como muito boa pelo R^2 (0,89) e R^2 (0,91), e boa pelo Pbias (34%) e Pbias (27%) diferenciando apenas pelo NS, segundo o qual o modelo foi classificado como satisfatório na primeira estação NS (0,60) e bom na segunda NS (0,73).

Comparando todas as variáveis simuladas no presente trabalho, nota-se que o desempenho do modelo para os dados de nitrogênio total e fósforo total foram os mais insatisfatórios, o que reflete na dificuldade do SWAT de reproduzir altas concentrações em

eventos de pico. (CHU et al., 2005; ME et al. 2015). Concomitantemente, os dados observados de nitrogênio e fósforo total foram extrapolados de escala diária para mensal e também estimados para os meses pares a partir dos dados de vazão regionalizados, uma vez que a ANA não disponibiliza em sua plataforma dados desses meses. Consequentemente, há uma fonte de dúvida, devido à inconsistência dos dados observados.

Segundo Malagó et al. (2017) e Vigiak et al. (2017), seus estudos na bacia do Rio Danúbio, segunda maior bacia da Europa, também resultou em um menor desempenho na simulação das cargas de NT e PT, e os autores citam que esses desempenhos podem estar relacionados aos erros locais na simulação das vazões e fluxos de sedimentos.

Moriasi et al. (2007) citam algumas razões pelas quais o NS deva ser um bom indicador de avaliação de modelos hidrológicos: é altamente recomendado pela American Society of Civil Engineers (ASCE); é comumente usado, sendo o que fornece maiores informações sobre seus valores. Para o Pbias, o autor também relata algumas vantagens: durante anos secos e úmidos, o valor do Pbias tende a variar entre os diferentes períodos de autocalibração, o método é muito utilizado quando se pretende avaliar a eficiência da calibração e a validação de modelos hidrológicos; tem uso comum na avaliação de erros no balanço hídrico; e possui capacidade de identificar o baixo desempenho do modelo.

Me et al. (2015), aplicando o modelo SWAT para calibrar e validar dados de ST, NT e PT para uma bacia na Nova Zelândia, também não obtiveram bom desempenho de acordo com os valores de NS; porém, os valores de Pbias classificaram a performance do modelo como muito boa.

De maneira geral, o Pbias foi o que melhor classificou as variáveis de qualidade da água do modelo SWAT para a bacia do Rio Corumbataí. Segundo Gupta et al. (1999), o Pbias avalia a tendência que a média dos valores simulados tem em relação aos observados. Os valores positivos indicam uma subestimação do modelo, e valores negativos superestimação (MORIASI et al., 2007); portanto, essas variações das estimativas foram observadas não só pelos gráficos apresentados nas Figuras 4,5,6 e 7, mas também pelo Pbias. Apesar das variáveis de qualidade não apresentarem bom desempenho pelo NS, houve boas classificações de desempenho pelo Pbias, indicando assim que a acumulação dos dados simulados no tempo pode ser utilizada.

4.3. Avaliação dos impactos de alterações no uso e cobertura do solo

Na Tabela 13 estão apresentadas as áreas para os diferentes cenários de uso e cobertura do solo. O Cenário 1 representa o atual uso e ocupação da bacia do Rio Corumbataí, e portanto ao ser comparado com o Cenário 3, o qual respeita 50m de mata ciliar nas margens dos rios por

toda bacia, conforme o novo Código Florestal, percebe-se que atualmente há uma perda de aproximadamente 5,61% das áreas de formação florestal. Verifica-se assim que 0,06% das áreas florestas plantadas, 0,76% de pastagem, 0,47% das áreas plantadas com cana-de-açúcar, 4,15% da agricultura, 0,13% das áreas urbanas encontram-se em regiões impróprias, sendo zonas ripárias que deveriam ser respeitadas de acordo com a legislação.

Tabela 15. Áreas ocupadas pelos diferentes usos e coberturas do solo para os cenários de uso atual e simulados

Uso e cobertura do solo	Cenários			
	Área 1 (%)	Área 2 (%)	Área 3 (%)	Área 4 (%)
FRSE	13,94	13,93	19,55	24,40
FRST	0,09	-	0,09	0,99
EUCA	4	-	3,94	3,99
RNGE	0,09	-	0,08	0,09
PAST	14,55	14,56	13,79	12,30
AGR	0,24	0,24	0,24	0,23
SUGC	23,46	23,46	22,99	19,72
AGRL	39,73	39,73	35,58	35,28
URBN	3,40	3,40	3,27	3,40
WATR	0,14	0,14	0,14	0,14
URLD	0,16	0,16	0,16	0,16
UIDU	0,21	4,38	0,21	0,21

No Cenário 2 a área de mineração representa 4,38% da área total da bacia, havendo assim um incremento de 4,17% ao ser comparado com o cenário atual. O Cenário 2 é uma situação pessimista para o uso e ocupação do solo da bacia, uma vez que considera que as áreas de formação savânica, floresta plantada, formação campestre, tornam-se áreas de mineração.

No Cenário 4 a cobertura florestal representa 24,40% da área total da bacia, portanto um aumento de 10,46% em relação ao cenário atual. Este aumento foi consequência da transformação de 15% das áreas de cana-de-açúcar, agricultura e pastagem em florestas.

As variáveis do balanço hídrico simuladas no SWAT a partir dos novos cenários estão apresentadas nos gráficos de barras da Figura 8. Nota-se que os valores do escoamento superficial reduzem-se nos Cenários 3 e 4 quando comparado ao cenário atual. Esta redução é consequência do incremento das florestas na ocupação do solo da bacia, resultando assim em

maior infiltração da água. E como esperado, em contrapartida, no Cenário 2 o escoamento superficial é maior, resultado do aumento da mineração e redução de áreas plantadas.

Pereira et al. (2014) também avaliaram o efeito da mudança de cenários de uso e ocupação do solo no balanço hídrico utilizando o SWAT e verificaram maior escoamento superficial no cenário pessimista, cujas classes que ocupavam maior parte da bacia eram pastagem e agricultura. Já no cenário onde a mata nativa ocupava 97% da área da bacia, o escoamento superficial foi menor.

A evapotranspiração foi um pouco menor em todos os cenários quando comparado ao cenário atual. Este decréscimo, principalmente nos Cenários 3 e 4 onde houve maior cobertura de florestas é explicado pela compensação da infiltração no solo. Nota-se que houve uma maior recarga do aquífero, e menor escoamento superficial, acarretando assim em maior incremento na variação do conteúdo de água no solo nesses cenários.

Oliveira (2016) simulou no SWAT cenários que abordaram o desmatamento da floresta nativa e o plantio de pastagens; estes indicaram um aumento no escoamento superficial direto devido à diminuição da capacidade de infiltração e de retenção de água no solo. Esse autor observou também cenários de reflorestamento, os quais indicaram uma redução no deflúvio e no escoamento superficial direto, devido a melhores condições de infiltração e maior capacidade de retenção de água pelo solo.

Figura 9. Média anual dos componentes do balanço hídrico, escoamento superficial (Q_{sup}), escoamento lateral (Q_{lat}), escoamento subsuperficial (Q_{subt}), total de água na zona de aeração do perfil do solo (W_s), produção de água (Q_{total}), evapotranspiração (ET), recarga total do

aquífero (Q_{aq}) e variação do conteúdo de água no solo ($SW_t - SW_o$) para os cenários 1, 2, 3 e 4.

A manutenção de florestas, como citam Blainski et al. (2011) promove alterações em propriedades do solo, como o aumento da condutividade hidráulica do solo, redução da densidade, aumento da capacidade de armazenamento de água, que por sua vez contribuem para a redução do escoamento superficial e aumento da disponibilidade hídrica média ao longo do tempo.

Por meio dos cenários simulados, pode-se verificar que as alterações no uso e ocupação do solo promoveram mudanças na produção de água; essa é consequência não só das propriedades do solo que são modificadas, como também do fato das diferentes coberturas vegetais apresentarem demandas hídricas específicas.

Em relação aos nutrientes, a produção anual de nitrogênio total foi 193,726 Mg; 214,484 Mg; 191,174 Mg; e 178,193 Mg respectivamente para os Cenários 1, 2, 3 e 4. Já a produção de fósforo total foi 0,956 Mg; 0,957 Mg; 0,944 Mg; e 0,953 Mg respectivamente para os Cenários 1, 2, 3 e 4. Observa-se que a produção de ambos os nutrientes analisados é maior no Cenário 2 e menor nos cenários em que há o aumento de florestas (Cenários 3 e 4), como esperado.

A produção anual de sedimentos foi 6,177 Mg/ha; 6,219 Mg/ha; 6,018 Mg/ha; e 5.772 Mg/ha respectivamente para os Cenários 1, 2, 3 e 4. A menor produção de sedimentos é consequência do aumento de florestas nos Cenários 3 e 4. Machado et al. (2003) afirmam que a vegetação florestal nativa atua como barreira aos sedimentos, configurando-se áreas de baixo nível de produção de sedimentos.

Rosa (2016) avaliou a produção de sedimentos em dois cenários: no primeiro houve a substituição das áreas de pastagens por reflorestamento, e no segundo por agricultura. Essas alterações resultaram em uma redução na produção de sedimentos no cenário do reflorestamento e um aumento cenário da agricultura.

A atividade agrícola aumenta a exposição do solo, deixando-o mais susceptível à erosão. Segundo Perazzoli et al. (2013), a exposição do solo ao impacto direto da precipitação proporcionada pela agricultura aumenta o escoamento superficial e, como consequência, a produção de sedimentos.

Nas Figuras 9 e 10 estão apresentadas as variáveis escoamento superficial (SURQGEN), evapotranspiração (ET), armazenamento de água no solo (AWC), e escoamento lateral e subterrâneo (GWQ), e produção de sedimentos (SED) de forma espacializada.

Apesar de que visualmente os impactos gerados pelos diferentes cenários sejam sutis, observa-se na Figura 9B, que o aumento do escoamento superficial ocorre principalmente nas

regiões com menor declive da bacia, o que contribui para o maior volume de deflúvio nessa região.

Nota-se na Figura 9C que o escoamento superficial na área urbana diminui quando comparado à Figura 9D. Esse decréscimo é consequência das áreas de margem de rios que são preservadas.

A evapotranspiração não foi um fator que variou espacialmente com o aumento das florestas (Figura 9G e 9H). Observa-se apenas que no Cenário 2, nas regiões oeste da bacia houve o aumento da atividade mineradora, e consequentemente a menor evapotranspiração (Figura 9F).

Na Figura 10P, o escoamento lateral e subterrâneo ocorreu em regiões urbanas, e sendo este um cenário em que são respeitados os 50 m das margens dos rios, evidencia-se a ocupação indevida nas margens dos corpos hídricos.

A produção de água, sedimentos e de nutrientes relaciona-se diretamente com as ações antrópicas realizadas em uma bacia hidrográfica, como as mudanças no uso e cobertura do solo, evidenciando a necessidade da utilização de boas práticas de manejo e uso do solo de forma a garantir a quantidade e qualidade dos recursos hídricos. Dessa maneira o modelo SWAT pode ser utilizado como uma ferramenta viável para subsidiar os gestores no planejamento, gestão e conservação da bacia do Rio Corumbataí, por intermédio da simulação de cenários alternativos de uso do solo, os quais evidenciaram os impactos que podem vir a ser gerados.

Considerando a gestão de recursos hídricos no Brasil, é importante ressaltar que o processo de mobilização social e preocupação com esse recurso foi instituído legalmente pela Lei nº 9.433 de 1997, a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e define a bacia hidrográfica como unidade de planejamento.

O objetivo da Política Nacional Recursos Hídricos, segundo o Art. 2º da referida Lei é “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”, sendo que cabe ao comitê de gerenciamento de bacia hidrográfica a gestão dos recursos hídricos de forma imparcial e igualitária, de forma a definir os usos prioritários, e as reais necessidades dos usuários (BRASIL, 1997).

A estruturação dos comitês de bacias, e a elaboração do Plano de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica, permitem a aplicação desta lei, visando à proteção dos recursos hídricos, considerando, por exemplo, os processos de outorga e cobrança do uso da água como instrumentos de gestão, os quais definem a aplicação do recurso na própria bacia, permitindo assim maior desenvolvimento de atividades sustentáveis e de conservação dos recursos naturais.

O Comitê das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ) é um importante colegiado de articulação de programas sociais e possibilita o acesso à informação de pessoas sem conhecimento técnico necessário para compreender as políticas públicas que podem ser aplicadas na bacia do Rio Corumbataí, e disseminar possíveis projetos que visam à conservação dessa bacia.

O Rio Corumbataí abastece a cidade de Piracicaba a qual tem uma importância econômica e educacional na sua região; logo, a aplicação prática dessa legislação federal, alinhada a estudos que mostram os impactos que podem ser gerados nesta bacia sejam eles em quantidade ou qualidade da água, são de suma relevância para a aplicação de políticas públicas, e base para as decisões futuras que o PCJ pode vir a tomar, visando à conservação desse recurso.

Figura 10. Distribuição espacial dos componentes do balanço hídrico variando de acordo com os diferentes cenários simulados.

Figura 11. Distribuição espacial dos componentes do balanço hídrico variando de acordo com os diferentes cenários simulados.

5. CONCLUSÃO

O modelo SWAT requer muitos parâmetros de entrada para sua execução, o que torna a análise de sensibilidade uma ferramenta útil, para a redução desses parâmetros, e ajustes dos melhores valores a serem utilizados durante o processo de calibração. O modelo apresentou melhores resultados de simulações para o período de calibração do que para o de validação na maioria das estações e variáveis analisadas, o que era esperado.

Os parâmetros relacionados ao escoamento superficial foram os que apresentaram maior sensibilidade na simulação da vazão para a bacia do Rio Corumbataí. Os parâmetros que controlam os processos terrestres foram os mais sensíveis para estimativa dos dados de sólidos totais.

Com base nos parâmetros estatísticos R^2 , NS e Pbias, pode-se inferir que o SWAT foi capaz de simular as vazões da bacia do Rio Corumbataí de forma adequada, mesmo em condições de dados limitados de distribuição espacial, permitindo um bom ajuste entre as vazões observadas e simuladas na escala mensal. Na escala diária, apesar da calibração ser satisfatória, o modelo não resultou em uma boa validação.

Apesar dos valores de NS não demonstrarem um bom desempenho para simulação dos dados de qualidade da água, nitrogênio e fósforo, os valores de Pbias indicaram uma boa adequação do modelo SWAT, ou seja, mesmo que os valores observados e estimados não apresentem uma tendência semelhante, principalmente os dados de fósforo podem ser utilizados e analisados quando acumulados no tempo.

As estações analisadas situam-se próximas ao exutório da bacia do Rio Corumbataí; portanto, conclui-se que o modelo estima de forma satisfatória a vazão na seção de saída da bacia hidrográfica.

O estudo e o entendimento dos processos que estão diretos ou indiretamente relacionados ao comportamento hídrico da bacia do Rio Corumbataí, constituem uma importante ferramenta para subsidiar tomadas de decisões na sua gestão sustentável e conservação. Essa união permite não só simular e avaliar cenários passados e atuais, mas também cenários futuros, com baixo custo e de forma rápida.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 3, n. 4. p. 1340–1352, 2004.
- ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, 524(1):733-752, 2015.
- ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNEL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen, “SHE,” 1, History and philosophy of a physically based distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, v.87, p.45–59, 1986a.
- ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen “SHE,” 2, Structure of a physically based distributed modeling system, **Journal of Hydrology**, v.87, p.61–77, 1986b.
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Hidroweb: Sistemas de informações hidrológicas**. 2018. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>> Acesso em 25 de janeiro de 2018.
- ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 69-76. 2013.
- ARAGÃO, R. DE; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A. DE; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1091-1102, 2013.
- ARNOLD, J.G.; P. M. ALLEN. Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. **Journal of Hydrology**, v.176, p.57-77, 1996.

- ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v.34, p.73-89, 1998.
- ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W., ABBASPOUR, K. C., WHITE, M. J., SRINIVASAN, R., KANNAN, N. Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.
- ANTENUCCI, J. C.; BROWN, K.; CROSWELL, P. L.; KEVANY, M. J. & ARCHER, H. (1991). Evolution of the Technology. **Geographic Information Systems**, 20-33.
- ANTUNES, T. A. **Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Alto Canoas através do modelo SWAT**. Dissertação de Mestrado, UFSC, 2015.
- BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979.
- BIONDI, D.; FRENI, G.; IACOBELLIS, V.; MASCARO, G. & MONTANARI, A. Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, 42, 70-76, 2012.
- BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F. A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L. H. P. & VIANNA, L. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. **Agropecuária Catarinense**, 24(1), 65-70, 2011.
- BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente & Água**, 2017.
- BRASIL. Lei n o 12.727, de 17 de outubro de 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 out. 2012. Disponível em: < <http://www.planalto.gov.br> > Acesso em: 12 mai. 2020.

- BRESSIANI, D.A. **Coping with hydrological risks through flooding riskindex, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting**. Tese de Doutorado, USP, 2016.
- BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. **RBRH**, 21(1), 53-64, 2016.
- BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B.; GRISON, F. & KOBIYAMA, M. Análise de sensibilidade como primeiro passo para modelagem hidrológica: estudo de caso do o modelo SWAT. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos Anais**, 2017.
- BURNASH, R. J. C. The NWS river forecast system-catchment modeling. **Computer models of watershed hydrology**, p. 311-366, 1995.
- CARVALHO, F. H. DE. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro**. Dissertação de Mestrado UNB, 2014.
- CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied Hydrology**, p. 572, 1988.
- CHU, T. W.; SHIRMOHAMMADI, A.; MONTAS, H.; ABBOTT, L.; SADEGHI, A. Watershed level BMP evaluation with SWAT model. **Asae Annual International Meeting**, 2005.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M. Simulação hidrológica de grandes bacias. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, p.95-118, 2001.
- DAGGUPATI, P.; PAI, N.; ALE, S.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; ZECKOSKI, R. W.; JEONG, J. & YOUSSEF, M. A. A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n.6, p. 1705-1719, 2015.
- DAVIS JR. C. **GIS: dos conceitos básicos ao estado da arte**, n. 1, 1997.

- DE ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; DE SOUSA LIMA, J. R.; DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A. A. & SRINIVASAN, R. Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo SWAT em uma sub-bacia da região Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 2, p. 440-453, 2017.
- DE SOUZA VIANA, J. F.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; DA SILVA, B. B.; DA SILVA, R. M. & DOS SANTOS, S. W. Modelagem hidrológica da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapama-PE utilizando o modelo SWAT. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n. 1, p. 155-172, 2018.
- DURÃES, M. F.; MELLO, C. R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba river basin, MG. **Cerne**, v. 17, n. 4, p. 481-488. 2011.
- EDUARDO, E. N.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; OWENS, P. R.; CURI, N. Hydrological simulation as subside for management of surface water resources at the Mortes River Basin. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 390-404. 2016.
- FADIL, A.; RHINANE, H.; KAOUKAYA, A.; KHARCHAF, Y.; BACHIR, O.A. Hydrologic modeling of the Bouregreg Watershed (Morocco) using GIS and SWAT Model. **Journal of Geographic Information System**, v. 3, p. 279-289, 2011.
- FARR, T.G.; ROSEN, P.A.; CARO, E.; CRIPPEN, R.; DUREN, R.; HENSLEY, S.; KOBRICK, M.; PALLER, M.; RODRIGUEZ, E.; ROTH, L.; SEAL, D.; SHAFFER, S.; SHIMADA, J.; UMLAND, J.; WERNER, M.; OSKIN, M.; BURBANK, D.; ALSDORF, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, n. 2, p. 21-35, 2007.
- FRANCO, A. C. L. **Calibração do modelo SWAT com evapotranspiração proveniente de sensoriamento remoto e vazão observada**. Dissertação de mestrado, UFSC, 2017.
- FUKUNAGA, D. C.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; OLIVEIRA, L. T.; CAIADO, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206-213, 2015.

- GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.
- GOLDENFUM, J. A. **Simulação hidrossedimentológica em pequenas bacias rurais**. Dissertação de Mestrado. UFRGS, 1991.
- GUPTA, H.V.S.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v.4, n.2, p.135-143, 1999.
- HAAS, M. B.; GUSE, B.; FOHRER, Nicola. Assessing the impacts of Best Management Practices on nitrate pollution in an agricultural dominated lowland catchment considering environmental protection versus economic development. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 347-364, 2017.
- HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985.
- INMET- **Instituto Nacional de Meteorologia**, 2018. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index>.: Acesso em 25 de janeiro de 2018.
- JANG, W. S.; ENGEL, B.; RYU, J. Efficient flow calibration method for accurate estimation of baseflow using a watershed scale hydrological model (SWAT). **Ecological engineering**, v. 125, p. 50-67, 2018.
- JENKINS, A.; PETERS, N. E.; RODHE, A. Hydrology. In: MOLDAN, B. CERNY, J. Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. **Chichester: John Wiley**, p.31-54, 1994.
- JHA, M. Hydrologic Simulations of the Maquoketa River Watershed Using SWAT., **Transactions of the ASAE**, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017.

- KANG, K.; MERWADE, V. Development and application of a storage–release based distributed hydrologic model using GIS. **Journal of Hydrology**, v. 403, p. 1-13, 2011.
- KENNEDY, J.; EBERHART, R. Particle swarm optimization. **Proceedings of ICNN'95-International Conference on Neural Networks**. p. 1942-1948, 1995.
- KUCZERA, G.; PARENT, E. Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. **Journal of Hydrology**, v. 211, n. 1-4, p. 69 - 85, 1998.
- LEGATES, D. R.; MCCABE, J. G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, Ann Arbor, v. 35, n. 1, p. 233-24, 1999.
- LEI, X.; LIAO, W.; WANG, Y.; JIANG, Y.; WANG, H.; TIAN, Y. Development and application of a distributed hydrological model: EasyDHM. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, p. 44-59, 2014.
- LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; LIMA, D. C.; ROCHA, E. O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 623-634, 2012.
- LOPES, R. T. **Modelagem hidrossedimentológica para bacia do Alto Aeles Pires**. Dissertação de Mestrado, UFMT, 2016.
- LUBITZ, E. **Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à bacia do ribeirão Concórdia – Lontras, SC**. Dissertação de Mestrado, FURB, 2009.
- LUBITZ, E.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Simulação do transporte de sedimentos, nitrogênio e fósforo na bacia do Ribeirão Concórdia, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 39-54, 2013.

- MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 727-733, 2003.
- MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Tese de Doutorado. ESAQL, 2008.
- MALAGÓ, A.; BOURAOUI, F.; VIGIAK, O.; GRIZZETTI, B.; PASTORI, M. Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of the Total Environment**, v. 603, p. 196-218, 2017.
- MAPBIOMAS – **Mapas e dados**. Disponível em< <http://mapbiomas.org/>>.: Acesso em 20 de março de 2018.
- ME, W.; ABELL, J. M.; HAMILTON, D. P. Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 10, p. 4127-4147, 2015.
- MELO NETO, J. O.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; MELLO JUNIOR, A. V. Simulação Hidrológica Escalar com o Modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19, n. 1, p. 177-188. jan/mar. 2014.
- MINGOTI, R.; SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. DE C. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos no Cerrado Brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1252-1260, 2016.
- MOLDAN, B. Biogeochemistry of small catchments. **Thirty years of geological cooperation between Austria and Czechoslovakia**, p. 276-278, 1990.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and environment. **Symposia of the society for experimental biology**, p. 205-234, 1965.

- MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; LIEW, M. W. V.; BINGER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MOSBAHI, M.; BENABDALLAH, S. Assessment of land management practices on soil erosion using SWAT model in a Tunisian semi-arid catchment. **Journal of Soils and Sediments**, p. 1-11, 2020.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282-290, 1970.
- NEITSCH, S. L. et al. Soil and water assessment tool theoretical documentation: Version 2005. **Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station**, 2005.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. **Texas Water Resources Institute**, 2011.
- NETO, J. DE O. M.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Simulação Hidrológica Escalar com o Modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19 n.1, p. 177-188, 2014.
- OLIVEIRA, L. T. **Aplicação do modelo SWAT para simular vazões em uma Bacia Hidrográfica em Aracruz, ES**. Dissertação de Mestrado. UFES ,2014.
- OLIVEIRA, V. A. **Impactos antrópicos na hidrologia e no potencial de geração hidroelétrica no Alto rio Grande - MG**. Tese de Doutorado.- UFLA, 2016.
- PECCOL, E.; BIRD, C.A.; BREWER, T.R. Geographic Information Systems (GIS) and landscape mapping: a case study. **World congress and ageng'94 conference on agricultural engineering, Anais CIGR**, 1994. p. 59-67.
- PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão Concórdia - SC. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 859-869. 2013.

- PEREIRA, M. M.A; ALMEIDA, A.Q; PRUSKI F. F.; SILVA, D. D.; ZONTA, J. H. Hydrological simulation using SWAT model in headwater basin in southeast Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 4, p. 789-799, 2014.
- PINTO, D. B. F.; DA SILVA, A. M.; BESKOW, S.; DE MELLO, C. R. & COELHO, G. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for sediment transport simulation at a headwater watershed in Minas Gerais state, Brazil. **Transactions of the ASABE**, v. 56, n. 2, p. 697-709, 2013.
- PRADO, T. B. G. **Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiá-Mirim**. Dissertação de Mestrado. IAC, 2005
- PRIESTLEY, C .H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. **Monthly Weather Review**, v. 100, n. 2, p. 81-92, 1972.
- RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, SB. CORRÊA, G. F. **Pedologia: Base para distinção de ambientes**. UFLA, v. 5, p. 322 ,2007
- RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Modelos hidrológicos para gestão ambiental. Programa de Ciência e Tecnologia para Gestão de Ecossistemas - **Relatório técnico parcial**. MCT/INPE, 2000.
- RENNÓ, C. D. **Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas**. Tese de Doutorado. INPE, 2003.
- RIGHETTO, A. M. Hidrologia e Recursos Hídricos, São Carlos: **Publicação EESC- USP**, 1998.
- RODRIGUES, R. R., A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica**. IPEF, n. 189. Piracicaba/SP. 1999.
- ROSA, D. R. Q. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Pomba utilizando o SWAT**. Tese de Doutorado. UFV, 2016.

- ROSSI, M. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. 1. ed. São Paulo: **Instituto Florestal**, v. 1. 118p. 2017.
- SANTOS, L. L. MODELOS HIDROLÓGICOS: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3, p. 1-19, 2009.
- SANTOS, H.; JÚNIOR, W. C.; DART, R. O.; ÁGLIO, M. L. D.; SOUZA, J.; PARES, J. G.; OLIVEIRA, A. P. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada - **Dados eletrônicos**. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**. 2011.
- SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator. I: Model documentation. II: User manual. **Technical Bulletin-United States Department of Agriculture**, n. 1768, 1990.
- SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, V. C. L.; SILVA, L. P. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff-erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 8, p. 8977-8990. 2013.
- TROPPEMAIR, H. & MACHADO, M.L.A. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do Rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio. **Série Biogeografia 8**. Instituto de Geografia, 1974.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**, v.2, p. 943, 1997.
- TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**, v.2, Porto Alegre: UFRGS/ABRH, p. 669, 2005.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Avaliação da estrutura florestal da bacia hidrográfica do rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, v.68, p. 45-57, 2005.
- VAN GRIENSVEN, A; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, n. 1-4, p. 10-23, 2006.

- VIGIAK, O.; MALAGÓ, A.; BOURAOUI, F.; VANMAERCKE, M.; OBREJA, F.; POESEN, J.; HABERSACK, H.; FEHÉR, J.; GROŠELJ, S. Modelling sediment fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of The Total Environment**, v. 599, p. 992-1012, 2017.
- VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na região Alto Rio Grande a montante do reservatório de Camargos/CEMIG**. Dissertação de Mestrado. UFLA, 2008.
- VIOLA, M.R.; MELLO, C.R.; BESKOW, S.; NORTON, L.D. Applicability of the LASH Model for Hydrological Simulation of the Grande River Basin, Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 18, p. 1639- 1652, 2013.
- VIOLA, M. R. et al. Assessing climate change impacts on Upper Grande River Basin hydrology, Southeast Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 35, n. 6, p. 1054–1068, 2015.
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Determining the universal soil loss equation's length-slope factor for watershed. **Soil erosion: Prediction and control**. Ankeny: Soil Conservation Society of America, p.217-225. 1977