



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA

ESCOLA POLITÉCNICA

**MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO
E REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS**

THIAGO HIROSHI DE OLIVEIRA

**IMPACTO DAS MUDANÇAS DA COBERTURA E USO
DA TERRA NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS DA
BACIA DO RIO POJUÇA, BAHIA, BRASIL**

Salvador

2023

THIAGO HIROSHI DE OLIVEIRA

**IMPACTO DAS MUDANÇAS DA COBERTURA E USO DA
TERRA NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS DA BACIA DO
RIO POJUCA, BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, da Universidade Federal da Bahia.

Orientador: Profa. Dra. Yvonilde Dantas Pinto Medeiros

Coorientador: Prof. Dr. Vinícius de Amorim Silva

Salvador

2023

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Bernadete
Sinay Neves, Escola Politécnica - UFBA.

- O48 Oliveira, Thiago Hiroshi de.
Impacto das mudanças da cobertura e uso da terra nos
processos hidrológicos da bacia do Rio Pojuca, Bahia, Brasil /
Thiago Hiroshi de Oliveira. – Salvador, 2023.
113 f.: il. color.
- Orientadora: Profa. Dra. Yvonilde Dantas Pinto Medeiros.
Coorientador: Prof. Dr. Vinícius de Amorim Silva.
- Dissertação (mestrado) – Programa de Mestrado Profissional em
Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Escola Politécnica,
Universidade Federal da Bahia, 2023.
1. Bacias hidrográficas heterogêneas. 2. Modelagem
hidrológica. 3. SWAT. I. Medeiros, Yvonilde Dantas Pinto. II.
Silva, Vinícius de Amorim. III. Universidade Federal da Bahia. IV.
Título.

CDD: 333.91



MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

THIAGO HIROSHI DE OLIVEIRA

“Impacto das mudanças de cobertura e uso da terra nos processos hidrológicos da
bacia do Rio Pojuca, Bahia, Brasil”.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Yvonilde Dantas Pinto Medeiros
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Vinícius de Amorim Silva
Universidade Federal do Sul da Bahia

Profa. Dra. Andrea Sousa Fontes
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Samara Fernanda da Silva
Universidade Federal do Oeste da Bahia

Salvador, Ba.
30 de novembro de 2023

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Agradeço a Carol e Martim, mananciais de amor límpido e fresco.

Agradeço ao meu povo do Brejoré (pela vida compartilhada em fartura), aos orientadores (pela generosa acolhida), aos colegas do ProfÁgua (pela diversão e cumplicidade) e à Empresa Baiana de Águas e Saneamento – Embasa S/A (pelo aprendizado e suporte).

RESUMO

Ao produzirem transformações em larga escala nas bacias hidrográficas que ocupam, as sociedades impactam decisivamente nos processos hidrológicos que ali ocorrem, causando alterações na qualidade e na quantidade de água disponíveis para o atendimento às múltiplas demandas. O presente trabalho tem como objetivo analisar a influência das mudanças da cobertura e uso da terra na produção de água e sedimentos na bacia do rio Pojuca, no estado da Bahia. A evolução da cobertura e uso da terra nessa bacia foi avaliada no período entre 1985 e 2020. Foram construídos quatro cenários de cobertura e uso da terra (Recuperação de Área de Preservação Permanente - APP, Desmatamento total, Reflorestamento total e Tendencial – 2055). O modelo foi calibrado utilizando-se dois métodos distintos: (i) *Single Site Calibration* – SSC e (ii) *Simultaneous Multi-site Calibration* – SMSC. A maioria dos índices estatísticos de desempenho atestou a capacidade do modelo calibrado com ambos os métodos de simular de forma adequada as vazões e sedimentos no exutório da bacia. Foi observada tendência a superestimar os resultados no período de validação. Em relação aos resultados de vazão no ponto interno da bacia (estação fluviométrica a montante), o modelo calibrado com o método SMSC simulou vazões mais próximas das vazões efetivamente observadas, apresentando desempenho superior ao método SSC. A simulação dos diferentes cenários indicou que o reflorestamento total da bacia resultou em crescimento nas vazões médias (15%), vazões mínimas (11%), escoamento de base (18%) e recarga para o aquífero profundo (17%). O cenário tendencial para 2055 indicou um aumento de 25% no escoamento superficial. No geral, o comportamento da bacia quanto à produção de vazões e sedimentos se mostrou pouco variável entre os cenários.

PALAVRAS-CHAVE: bacias hidrográficas heterogêneas, modelagem hidrológica, SWAT.

ABSTRACT

By producing large-scale transformations in the river basins they occupy, societies have a decisive impact on the hydrological processes, causing changes in the quality and quantity of water available to satisfy multiple demands. This work aims to analyze the influence of land use and land cover change on the production of water and sediments in the Pojuca River Basin, in the state of Bahia. As a case study, the Pojuca river basin (in Bahia, Brazil) was modeled. The evolution of land cover and land use in this basin was evaluated in the period between 1985 and 2020. Four land cover and land use scenarios were constructed (APP recovery, Total deforestation, Total reforestation and Trend – 2055). The model was calibrated using two different methods: (i) Single Site Calibration – SSC and (ii) Simultaneous Multi-site Calibration – SMSC. Most of the statistical performance indicators attested to the ability of the model calibrated with both methods to adequately simulate the flows and sediments in the basin's outflow. A tendency to overestimate results during the validation period was observed. In relation to the flow results at the internal point of the basin (upstream fluviometric station), the model calibrated with the SMSC method simulated flows closer to the observed flows, presenting superior performance to the SSC method. The simulation of the different scenarios indicated that the total reforestation of the basin resulted in an increase in average flows (15%), minimum flows (11%), base flow (18%) and recharge to the deep aquifer (17%). The trend scenario for 2055 indicated a 25% increase in surface runoff. In general, the behavior of the basin in terms of flow and sediment production proved to be little variable between the scenarios.

KEYWORDS: heterogeneous river basin, hydrological modeling, SWAT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - O ciclo hidrológico	16
Figura 2 - Processos hidrológicos em bacias hidrográficas.....	17
Figura 3 - Rede de interações de autores (Cocitações)	28
Figura 4 - Rede de interações de publicações	28
Figura 5 - Diagrama esquemático do histórico de desenvolvimento do SWAT.....	31
Figura 6 - Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca	46
Figura 7 - Vista na ponte da BA-099 próximo à foz do Rio Pojuca.....	48
Figura 8 - Fluxograma das etapas de modelagem (SWAT).....	52
Figura 9 - Modelo Digital de Elevação da Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca.....	53
Figura 10 - Classes de solo na Bacia do Rio Pojuca.....	55
Figura 11 - Estações de monitoramento na Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca.....	61
Figura 12 - Tela do QGis (plug-in QSwat).....	63
Figura 13 - Faixas de declividade geradas pelo SWAT.....	64
Figura 14 - Cobertura e uso da terra na Bacia do Rio Pojuca	73
Figura 15 - Cobertura e uso da terra nos cenários simulados	75

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação do desempenho do modelo para simulações de vazões mensais	43
Quadro 2 - Correspondência entre as classes de cobertura e uso da terra do MapBiomias e do SWAT	54
Quadro 3 - Classes de solo na Bacia do Rio Pojuca	56
Quadro 4 - Variáveis de entrada do SWAT obrigatórias (solo).....	56
Quadro 5 - Grupos hidrológicos dos solos brasileiros	57
Quadro 6 - Parâmetros de entrada do Modelo SWAT (solos da bacia do Rio Pojuca)	58
Quadro 7 - Estações de monitoramento climático.....	60
Quadro 8 - Parâmetros e intervalos iniciais utilizados na calibração da vazão e de sedimentos	66
Quadro 9 - Intervalos obtidos pela calibração de vazão e sedimentos (SMSC)	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Perfil da cobertura e uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca	71
Tabela 2 - Composição dos cenários.....	76
Tabela 3 - Classificação de desempenhos dos modelos.....	80
Tabela 4 - Resultados da simulação dos cenários (valores absolutos)	85
Tabela 5 - Resultados da simulação dos cenários (percentuais)	86

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Curva-chave de descarga sólida	51
Gráfico 2 - Precipitações médias mensais nas estações pluviométricas consideradas no estudo.....	62
Gráfico 3 - Vazões médias nos períodos de calibração e validação (Estação Tiririca)	68
Gráfico 4 - Evolução da cobertura e uso da terra entre 1985 e 2020	72
Gráfico 5 - Evolução da cobertura e uso da terra entre 1985 e 2020 (Silvicultura e Área Urbanizada)	72
Gráfico 6 - Vazões simuladas x Vazões observadas x Precipitação (Buracica) - Antes da calibração	77
Gráfico 7 - Vazões simuladas x Vazões observadas (SSC)	78
Gráfico 8 - Vazões Simuladas x Vazões observadas – Montante (SMSC).....	78
Gráfico 9 - Vazões Simuladas x Vazões observadas – Jusante (SMSC)	78
Gráfico 10 - Sedimentos simulados x Sedimentos observados (SSC)	79
Gráfico 11 - Sedimentos simulados x Sedimentos observados (SMSC)	79
Gráfico 12 - Vazões simuladas com os métodos SMSC e SSC (jusante)	82
Gráfico 13 - Sedimentos simulados com os métodos SMSC e SSC (jusante)	82
Gráfico 14 - Vazões simuladas com os métodos SMSC e SSC (montante)	83
Gráfico 15 - Vazões simuladas em cinco diferentes cenários	88

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	OBJETIVOS	14
2.1	Geral	14
2.2	Específicos.....	15
3.	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	Processos hidrológicos em bacias hidrográficas	15
3.1.1	Ciclo Hidrológico	15
3.1.2	Escoamento superficial (Método SCS-CN)	18
3.2	Produção e transporte de sedimentos	18
3.3	Influência da cobertura e uso da terra na produção de vazões e sedimentos.....	20
3.4	Projeto MapBiomass.....	23
3.5	Modelagem de bacias hidrográficas	24
3.6	Estado da arte dos modelos hidrológicos	26
3.7	Soil and Water Assessment Tool – SWAT.....	29
3.7.1	Fundamentos e histórico.....	29
3.7.2	Aplicações da ferramenta	33
3.7.3	Limitações do SWAT	38
3.8	Calibração e validação.....	40
3.8.1	SWAT-CUP	43
4	METODOLOGIA.....	45
4.1	Área de estudo.....	45
4.2	Evolução da cobertura e uso da terra na bacia do rio Pojuca.....	49
4.3	Produção e transporte de sedimentos	49
4.4	Modelagem com o SWAT	51
4.4.1	Etapas da modelagem	51
4.4.2	Modelo Digital de Elevação - MDE	52

4.4.3	Cobertura e uso da terra	53
4.4.4	Classes de solo.....	55
4.4.5	Dados hidroclimáticos e estações de monitoramento	59
4.4.6	Discretização da Bacia Hidrográfica	62
4.4.7	Calibração e validação.....	65
4.5	Períodos de calibração e validação do modelo.....	67
4.6	Elaboração de cenários de cobertura e uso da terra	68
5.	RESULTADOS	71
5.1	Dinâmica da cobertura e uso da terra.....	71
5.2	Cenários de cobertura e uso da terra	74
5.3	Simulação e calibração	76
5.4	Simulações dos cenários de cobertura e uso da terra	85
6.	CONCLUSÕES	88
7.	REFERÊNCIAS	92
	APÊNDICE A.....	101

1. INTRODUÇÃO

Ao longo da História, a profunda interação entre as sociedades e os sistemas fluviais foi um fator decisivo na definição da localização geográfica dos assentamentos humanos e do próprio devir da vida cultural, social e econômica. A interface com a água influenciou o desenvolvimento de atividades produtivas, perfis de urbanização, logísticas de transporte, movimentos de lazer e turismo e expressões artísticas (Pádua e Chambouleyron, 2019), ou seja, toda a construção da sociedade contemporânea como é conhecida.

O movimento social em busca de condições geográficas adequadas para se estabelecer é um processo de avaliação permanente dos atributos ambientais dos territórios e de suas capacidades de satisfazer as necessidades individuais e coletivas. Nesse contexto instrumental, o desenvolvimento urbano e das atividades econômicas conduziu a relação da sociedade com a água para uma abordagem focada na lógica de infraestrutura e de matéria-prima (Gama, 2009), relegando outras dimensões da interface homem-água a um papel secundário e, muitas vezes, inexistente.

Por outro lado, as ações antropogênicas trazem severas consequências aos sistemas fluviais. Ao produzirem transformações em larga escala nas bacias hidrográficas que ocupam, por meio da alteração da cobertura e uso da terra, por exemplo, as sociedades impactam decisivamente nos processos hidrológicos e geomorfológicos, assim como nos fluxos de matéria e energia, que em conjunto dão forma e conteúdo à malha hídrica em todos os seus atributos. Dessa forma, uma vez que o progresso da sociedade imprime transformações contínuas nos rios e bacias hidrográficas, há, portanto, um processo progressivo de reconfiguração fluvial que precisa ser analisado não só do ponto de vista espacial, mas também do temporal. Ou seja, os rios possuem história.

Santos (2006) afirmou que *"a principal forma de relação entre o homem e a natureza, ou melhor, entre o homem e o meio, é dada pela técnica. As técnicas são um conjunto de meios instrumentais e sociais, com os quais o homem realiza sua vida, produz e, ao mesmo tempo, cria espaço."* Segundo o autor, a aplicação da técnica substitui o meio natural pelo meio artificializado, tendo como exemplo clássico o processo de urbanização. É, portanto, o meio artificializado pelo homem que deve ser compreendido em toda a sua complexidade ambiental, social, política e institucional

para que seja possível apreender as dinâmicas e tensionamentos que conformam os corpos hídricos e com isso ser capaz de construir, na realidade concreta, caminhos de sustentabilidade hídrica por meio de políticas públicas efetivas.

Diante dessa complexidade enfrentada pelos gestores e tomadores de decisão, o conceito de gerenciamento integrado de recursos hídricos foi concebido no início da década de 1990 a partir da reflexão sobre um novo paradigma de gestão que fizesse frente ao contexto de escassez hídrica, degradação da qualidade da água, mudanças climáticas e fragmentação e desarticulação de ações setoriais (Unesco, 2009). Para tanto, pensou-se necessário um processo de gerenciamento coordenado da água, do território e de todos os outros aspectos relacionados, visando à maximização da resultante econômica e do bem-estar social, de uma forma inclusiva e igualitária, sem comprometer os ecossistemas vitais.

Sob esse prisma, foi construída a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (Lei Federal 9.433/1997), conhecida como Lei das Águas, que se inspirou no modelo adotado na França desde a década de 1960 ao determinar como um de seus fundamentos norteadores que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades (Laigneau et al., 2021). Nessa ocasião institui-se o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH, formado por instâncias colegiadas e órgãos executores, com destaque para a criação dos Comitês de Bacia Hidrográfica. A PNRH determinou como uma das diretrizes gerais de ação “a articulação da gestão de recursos hídricos com a de uso do solo” e determinou que os Planos de Recursos Hídricos devem, obrigatoriamente, considerar as “modificações dos padrões de ocupação do solo”.

No entanto, mais de 25 anos após a criação da Lei das Águas pode-se afirmar que ainda é um grande desafio para o SINGREH integrar o planejamento de recursos hídricos com o planejamento territorial, de modo a considerar efetivamente a influência dos padrões de cobertura e uso da terra nos processos hidrológicos a nível de bacia hidrográfica. De fato, após a instituição da lei, especialistas já alertavam que a mera criação dos Comitês de Bacia não significaria automaticamente a implementação de uma gestão integrada (Porto e Porto, 2008). Para assegurar que todos os múltiplos aspectos da água sejam considerados na gestão do recurso hídrico, são necessárias, segundo os autores, tanto capacitação dos participantes do processo, quanto a existência de sistemas de suporte à decisão que agreguem bases de dados de

diferentes naturezas e modelos matemáticos que construam e analisem cenários, com o intuito de permitir que o usuário avalie diversas alternativas e tome a decisão que maximize o interesse coletivo, o que remete à modelagem de bacias hidrológicas.

Um modelo hidrológico é uma ferramenta capaz de entender e simular processos em uma bacia hidrográfica, permitindo então a simulação de condições diferentes daquela observadas (Tucci, 2005). Essa simulação pode ser extremamente útil para planejar atividades necessárias à melhoria ambiental e ao atendimento a requisitos legais, bem como correlacionar cenários às respostas do sistema, permitindo identificar as diretrizes de ação no presente mais adequadas ao alcance dos objetivos futuros (VON SPERLING, 2014).

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo hidrológico em escala de bacia hidrográfica que correlaciona a cobertura e uso da terra com a qualidade e quantidade da água. Ele é largamente utilizado no mundo desde a década de 1990 para avaliar a influência de processos de conversão do uso do solo, práticas agrícolas e mudanças climáticas nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, podendo ser utilizado para simular longos períodos. O SWAT é capaz de modelar tanto fontes difusas, quanto pontuais de poluição (Neitsch *et al.*, 2011). Bressiani *et al.* (2015) identificaram mais de 100 publicações científicas utilizando o SWAT no Brasil entre 1999 e 2015, aplicados a bacias hidrográficas de múltiplas escalas espaciais (de menos de 1 km² até dezenas de milhares de km²). Nesse período a grande maioria dos estudos foi de cunho acadêmico, mas foi identificado o potencial de expansão da aplicação desse modelo por agências governamentais.

O SWAT é aplicado a diversos contextos envolvendo recursos hídricos e gestão territorial, sendo uma ferramenta flexível e eficaz (Gassman, 2014). No entanto, o SWAT possui limitações que podem comprometer a qualidade de seus resultados. Seu caráter semi-distribuído ocasiona simplificações na modelagem da relação entre cobertura e uso da terra com os processos hidrológicos, visto que a ferramenta trabalha com unidades territoriais de tamanho variado e com baixo nível de interação entre elas, sendo que muitos processos são computados em nível de sub-bacias, muitas vezes de grandes extensões (Meng *et al.*, 2018).

Além disso, o método de calibração utilizado impacta diretamente no desempenho do modelo e em sua capacidade de representar de forma fidedigna os processos que ocorrem no interior da bacia hidrográfica. A literatura científica indica algumas opções de métodos de calibração, cuja seleção é limitada pela

disponibilidade de estações de medição e de séries de dados com consistência e continuidade adequadas. A escolha do método de calibração mais apropriado é particularmente importante na modelagem de bacia hidrográficas cujos atributos possuem elevada variabilidade espacial (Leta et al., 2017; Nkiaka et al., 2018).

O presente trabalho tem como objetivo analisar a influência das mudanças da cobertura e uso da terra na produção de água e sedimentos na bacia do rio Pojuca, no estado da Bahia. Avaliou-se a evolução da cobertura e uso da terra nessa bacia hidrográfica no período entre 1985 e 2020, dando base para a construção de diferentes cenários, que foram então simulados com o SWAT. Utilizou-se métodos distintos de calibração e avaliou-se o desempenho do modelo a partir de cada método, tecendo-se considerações sobre a aplicabilidade desses métodos em bacias hidrográficas com alta variabilidade espacial.

Espera-se com a modelagem e simulação da bacia do Rio Pojuca subsidiar o Comitê de Bacia Hidrográfica do Recôncavo Norte e Inhambupe – CBHRNI e o Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Inema na elaboração do Plano de Bacia Hidrográfica e Proposta de Enquadramento dos Corpos Hídricos da Região de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - RPGA do Recôncavo Norte e Inhambupe.

O presente trabalho está alinhado ao ODS 6 (Água e Saneamento), em especial a Meta 6.5 (Implementar a gestão integrada de recursos hídricos), e o produto será um Relatório Técnico contendo uma análise propositiva da abordagem da cobertura e uso da terra na estimativa da disponibilidade hídrica nos planos de recursos hídricos do estado da Bahia.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Analisar a influência das alterações da cobertura e uso da terra na produção de água e sedimentos em uma bacia hidrográfica com alta variabilidade espacial.

2.2 Específicos

- Avaliar a dinâmica da cobertura e uso da terra na bacia do Rio Pojuca entre 1985 e 2020;
- Elaborar cenários de produção de água e sedimento sob diferentes condições de cobertura e uso da terra;
- Avaliar cenários de produção de água e sedimento sob diferentes condições de cobertura e uso da terra.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

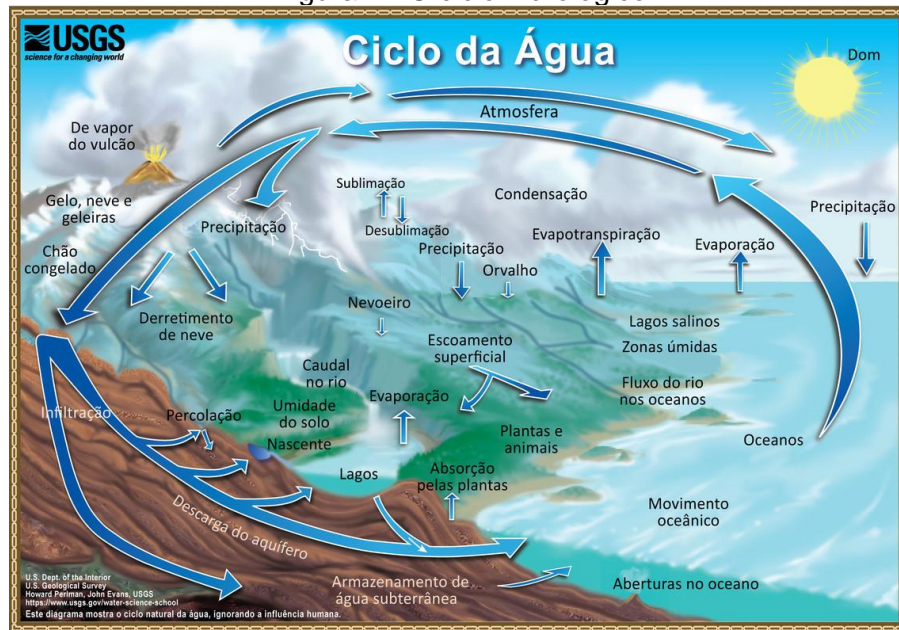
3.1 Processos hidrológicos em bacias hidrográficas

3.1.1 Ciclo Hidrológico

O ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação da água, impulsionado pela energia solar, a força da gravidade e o movimento de rotação da Terra (Tucci, 2001). O espaço onde a água existe e por onde se movimenta é chamado de hidrosfera e se estende desde 1 km de profundidade na litosfera até 15 km de altitude na atmosfera (Chow et al., 1988).

As correntes de ar movem as nuvens ao redor do globo e as partículas de água em suspensão no ar colidem entre si e caem do céu como precipitação. Parte da precipitação pode cair como neve e se acumular como camadas de gelo e geleiras, que por sua vez podem derreter nas estações mais quentes. A maior parte da precipitação cai de volta nos oceanos e na terra, onde, devido à gravidade, a precipitação flui sobre o terreno como escoamento superficial. Parte desse fluxo entra nos rios e flui em direção ao mar. Outra parte infiltra-se no solo e preenche os aquíferos, que armazenam enormes quantidades de água doce por longos períodos. Uma porção da água infiltrada no solo permanece próxima à superfície da terra (lençol freático) e pode emergir de volta como nascentes e nos próprios leitos dos rios e do oceano. A água do solo, dos rios e oceanos novamente evapora, formando vapor de água, e o ciclo novamente recomeça (USGS, 2019).

Figura 1 - O ciclo hidrológico



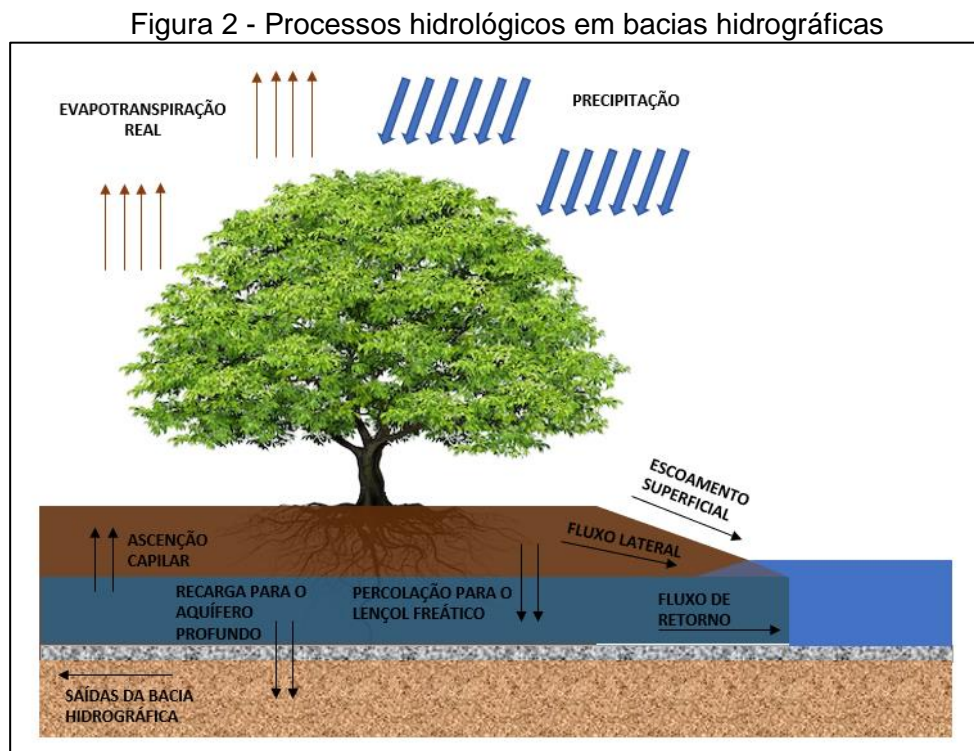
Fonte: USGS, 2019.

Os fluxos da água que compõem o ciclo hidrológico são considerados um sistema fechado apenas em nível global, o que significa que a água que evapora em um local não necessariamente precipita no mesmo local, pois há diversos movimentos de natureza contínua, com dinâmicas diferentes, tanto na atmosfera quanto na superfície da Terra. Quanto menor for a área de drenagem considerada, mais aberto o ciclo hidrológico será localmente. Os fatores que mais contribuem com o caráter espacialmente heterogêneo do ciclo hidrológico são: (i) a variabilidade da incidência da radiação solar, (ii) o diferente comportamento térmico dos continentes em relação aos oceanos, (iii) as quantidades de vapor de água, CO₂ e ozônio na atmosfera, (iv) a heterogeneidade dos solos e coberturas vegetais e (v) a influência da rotação e inclinação do eixo terrestre na circulação atmosférica, ocasionando as estações do ano (Tucci, 2001).

A água também sofre alterações de qualidade ao longo das diversas etapas do ciclo hidrológico. A água salgada do mar é transformada em água doce por meio da evaporação. A água doce infiltra no solo, dissolve os sais ali encontrados e alimenta o lençol freático e aquífero. Água subterrânea, por sua vez, é influenciada quimicamente pelas rochas que a contém. A água que escoia pelas superfícies terrestres carrega muitas substâncias dissolvidas e em suspensão para o leito dos rios e posteriormente para o mar (Collischonn e Dornelles, 2013).

O ciclo hidrológico é normalmente estudado com maior interesse em sua fase terrestre, onde o elemento central de análise é a bacia hidrográfica. A bacia hidrográfica é a área de captação natural dos fluxos da água advindos da precipitação, que os faz convergir para um ponto único de saída denominado exutório. Ela é constituída por um conjunto de superfícies vertentes e uma rede de drenagem formada por corpos hídricos que confluem até um mesmo leito, desembocando no exutório (Tucci, 2001).

Em termos práticos, a bacia pode ser compreendida como um sistema físico cujo papel hidrológico é transformar uma entrada de água concentrada no tempo (precipitação) em uma saída (escoamento) mais distribuída no tempo. Essa distribuição permite que as demandas ecossistêmicas (permanentes) possam ser supridas mesmo com chuvas irregulares e sazonais. A Figura 4 apresenta um esquema dos principais processos hidrológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas.



Fonte: Elaboração própria a partir de Neitch et al. (2011).

Quando a chuva se inicia, parte da água é interceptada pela vegetação e parte atinge o solo. A precipitação que cai sobre o solo inicialmente se infiltra até que a camada superior do solo fique saturada, a taxa de infiltração se reduza, e o excesso não infiltrado gere escoamento superficial. Como o solo é um meio poroso, ele é capaz

de armazenar água, que em parte é absorvida pelas raízes dos vegetais e devolvida à atmosfera por meio de sua transpiração. Parte da água infiltrada percola até o lençol freático e contribui com o escoamento de base dos rios, outra parcela infiltra ainda mais até os aquíferos mais profundos. Nesse processo de conversão de chuvas em vazão, as perdas intermediárias podem ser compreendidas como o volume evapotranspirado e aquele que infiltra até os aquíferos mais profundos (Tucci, 2001).

3.1.2 Escoamento superficial (Método SCS-CN)

Diversos métodos podem ser aplicados para se estimar o escoamento superficial em uma bacia hidrográfica. Elaborado pelo *United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service* (SCS), o Método da Curva Número (CN), apresentado em 1957 e modificado em 1972, é um dos mais empregados em todo o mundo por conta da sua fácil utilização e do reduzido número de parâmetros. Este método empírico parte de duas premissas: (i) a razão entre o escoamento superficial e o escoamento superficial máximo potencial é equivalente a razão entre a infiltração acumulada no solo e a capacidade máxima de armazenamento no solo (S) e (ii) as perdas iniciais correspondem a 20% da capacidade máxima de armazenamento no solo (S) (Collischon e Dornelles, 2013).

Para estimar o escoamento superficial, o método CN utiliza apenas os dados de precipitação e as características da superfície da bacia hidrográfica, sintetizadas na variável adimensional Curva Número (CN). Uma vez que o valor CN depende fundamentalmente de informações sobre as classes de uso do solo e do tipo de solo, esse método possui uma interface interessante com ferramentas de análise espacial em ambiente SIG e pode produzir informações sobre o escoamento superficial mesmo na ausência de dados hidrológicos (Beven, 2012; Santos e Lolllo, 2016).

3.2 Produção e transporte de sedimentos

Sedimentos são originados pela ação do intemperismo sobre as rochas, que as desagrega por meio de processos físicos (p. ex.: ventos e expansão e contração térmica) e químicos (p. ex.: hidrólise e carbonatação). Essas partículas oriundas das rochas são então transportadas para as áreas mais baixas por movimentos de massas (p. ex.: deslizamentos) ou pela ação do fluxo da água. Dessa forma, a entrada de

sedimentos na malha hídrica ocorre em regime de pulsos complexos, influenciados pela intensidade e variabilidade temporal das chuvas, estrutura do solo, cobertura e uso do solo, topografia, declividade e muitos outros fatores (Charlton, 2008).

A taxa de erosão global tem aumentado drasticamente nas últimas décadas, visto que as atividades humanas possuem profunda influência na intensidade dos processos erosivos (Sadeghi et al, 2014). A retirada da cobertura vegetal original para construção de obras de engenharia ou uso agropecuário ampliam em muitas vezes as taxas de erosão e ocasionam diversos problemas como redução da fertilidade dos solos, assoreamento de rios e reservatórios e perda da qualidade da água. Os sedimentos em grande concentração na água trazem prejuízos aos vários usos múltiplos, abastecimento humano, uso industrial e recreativo, além de servirem de carreadores e fixadores de outros poluentes, como pesticidas, bactérias e nutrientes (Carvalho et al., 2000).

A produção e transporte de sedimentos em níveis crescentes tem causado desequilíbrios ambientais, perdas de produtividade e financeiras devido à redução da capacidade de armazenamento de reservatórios (Sadeghi, 2014).

O processo de sedimentação fluvial é influenciado pelo suprimento de sedimentos produzidos na bacia hidrográfica a montante, bem como aqueles erodidos diretamente do leito do rio e de suas margens. O transporte desses sedimentos é diretamente influenciado por sua distribuição granulométrica. Os materiais mais finos (argilas, siltes e areias) são carregados pelo fluxo turbulento da água como partículas em suspensão e podem ser transportados por longas distâncias. As partículas maiores, como pedregulhos e areias grossas, exigem uma maior quantidade de energia para serem transportadas (geralmente associada a grandes cheias) e seu movimento envolve distâncias mais curtas e se dá junto ao leito do rio (Charlton, 2008).

O Subcomitee on Sedimentation (1963) descreveu três formas fundamentais de transporte de partículas sólidas em cursos d'água, quais sejam: (i) carga sólida de arrasto (ou de contato ou de leito), em que os sedimentos deslizam ou rolam no sentido do fluxo da água, permanecendo constantemente em contato com leito do rio, (ii) carga sólida saltante, em que os sedimentos se movimentam pelo impacto com outras partículas e pelo efeito da pressão negativa da água ao tangenciar a superfície curva dessas partículas e (iii) carga sólida em suspensão, em que os sedimentos de menores dimensões são sustentados na coluna d'água pelas componentes verticais do fluxo turbulento, enquanto são carregadas longitudinalmente pela vazão do rio.

Em relação à carga de sedimentos em suspensão, de acordo com Hickin (1995) as partículas menores, como argila e silte, possuem uma distribuição vertical bastante uniforme na coluna d'água, com pouca variabilidade entre superfície e fundo, enquanto o fluxo de partículas maiores (areias) se concentra na zona mais profunda dos canais, onde o efeito da turbulência é maior.

Em termos práticos, o monitoramento sedimentológico mede separadamente a descarga em suspensão (partículas livres no meio líquido) e a descarga de leito (partículas sujeitas a forças de resistência a seu movimento), por meio de métodos distintos de coleta e análise (Carvalho et al., 2000).

A Equação Universal da Perda de Solo (Universal Soil Loss Equation - USLE) é o modelo mais utilizado para a estimativa de perda de solo e produção de sedimentos, principalmente por ser prático e utilizar variáveis de fácil obtenção. A USLE estima a erosão bruta anual média em função da energia da precipitação, do manejo, dos usos do solo, do tipo do solo e do relevo (Miqueloni et al., 2012; Lino, 2009).

Willians (1975) propôs alterações na USLE, principalmente visando incorporar o efeito do escoamento superficial como força motriz do processo erosivo e do transporte de sedimentos, criando então a Equação Universal da Perda de Solo Modificada (Modified Universal Soil Loss Equation - MUSLE).

3.3 Influência da cobertura e uso da terra na produção de vazões e sedimentos

A cobertura da terra refere-se às observações diretas dos ecossistemas, recursos naturais e habitats presentes na superfície terrestre, enquanto o uso da terra descreve as ocupações produzidas ou modificadas pelas atividades humanas (Zang e Xi, 2022). Desse modo, cobertura da terra remete a atributos físicos e padrões de paisagem, enquanto uso da terra refere-se ao propósito dado ao território pela ocupação humana (Need et al, 2021). Na presente dissertação optou-se por utilizar o termo “cobertura e uso da terra” como tradução literal de “*land use and land cover (LULC)*”. Essa terminologia é a mesma utilizada por IBGE (2013) e MapBiomas (2022).

A resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica é o resultado integrado da combinação entre os processos atmosféricos incidentes e os atributos biogeofísicos da superfície da área de drenagem (Rodriguez *et al.*, 2010). Dentre esses atributos, a

cobertura e uso da terra exercem importante influência no escoamento superficial e aporte de sedimentos no leito dos mananciais, podendo alterar a qualidade e a disponibilidade da água (Vanzela *et al.*, 2010).

De acordo com Zangh *et al.* (2017), alterações da cobertura da terra podem influenciar no fluxo de base, nas vazões anuais médias e na severidade e frequência de episódios de enchente.

Os efeitos da cobertura e uso da terra na resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica, em particular a conversão de florestas em outros usos como pastagem e área agrícola, têm capturado a atenção e estimulado debates entre hidrólogos por décadas (Rodríguez, 2010), dada sua complexa relação com o ciclo da água e sua participação em processos como evapotranspiração e interceptação foliar da precipitação (Rodrigues, 2013).

Segundo Bruijnzeel (1988), a ocorrência de modificações na cobertura e uso da terra de uma bacia hidrográfica pode influenciar na produção de vazões devido a alterações na capacidade de infiltração do solo, na evapotranspiração e no armazenamento de água disponível às plantas, uma vez que há modificação na profundidade do sistema radicular.

A grande maioria dos estudos que relaciona mudanças na cobertura e uso da terra com o escoamento superficial é oriunda de análises de pequenas bacias hidrográficas experimentais e em sua maioria associa o efeito do desmatamento ao aumento das vazões anuais médias (Costa *et al.*, 2003). Hibbert (1967), por exemplo, analisou 39 pequenas bacias experimentais e encontrou fortes evidências de que a redução da cobertura florestal ocasiona um incremento das vazões médias, enquanto o reflorestamento ocasiona o efeito contrário.

Tucci (2005) também associa o desmatamento ao aumento das vazões médias, podendo causar aumento ou diminuição das vazões mínimas, enquanto o reflorestamento tende a proporcionar a redução das vazões médias e a urbanização favorece o aumento das vazões máximas e a redução do fluxo de base, devido à impermeabilização do solo.

No entanto, não é consenso que o desmatamento necessariamente ocasione o aumento da vazão em bacias hidrográficas de maior escala. Wilk e Hughes (2002) citam estudos ocorridos na China, na Tailândia e na Suécia que não conseguiram comprovar essa correlação em grandes bacias que perderam um significativo percentual de sua cobertura florestal. Segundo os autores, grandes bacias possuem

um mosaico de diferentes tipos de uso do solo, vegetações em diversos estágios de desenvolvimento e grande heterogeneidade espacial em seus parâmetros geológicos, de solo e clima, que tornam mais difícil estabelecer as relações de causa e efeito entre desmatamento e elevação de vazões médias demonstradas em pequenas bacias experimentais.

Rodriguez *et al.* (2010) analisaram as vazões produzidas por uma bacia hidrográfica amazônica com área superior a 30.000 km² e não conseguiram detectar correlações evidentes com as mudanças na cobertura e uso da terra ocorridas no período do estudo. Desse modo, os autores concluíram que em grandes bacias hidrográficas os processos hidrológicos estão sujeitos a fortes comportamentos não-lineares, devido à grande variabilidade dos atributos da paisagem e do clima, o que amplia os desafios para os modelos matemáticos que são desenvolvidos para representar respostas hidrológicas imediatas às alterações da cobertura e uso da terra, que de fato ocorrem em pequenas bacias.

Em solos brasileiros, o processo erosivo majoritário é o hídrico, causado pela ação das chuvas que provocam a desagregação e o transporte do solo pela enxurrada (Bertoni e Lombardi Neto, 1990). A presença de cobertura vegetal é associada à elevação da resistência do solo à erosão hídrica, já que melhora a agregação das partículas do solo, reduz o impacto danoso das gotas das chuvas e favorece a infiltração da água, reduzindo o escoamento superficial (Silva *et al.*, 2007).

Solos sob florestas se caracterizam pela presença de uma expressiva cobertura de resíduos vegetais e por um horizonte A rico em matéria orgânica, sendo que essa matéria orgânica proporciona o efeito de manutenção da agregação do solo e de sua porosidade (Bertoni e Lombardi Neto, 1990). Essa porosidade é importante para facilitar a infiltração da água e a recarga do aquífero superficial. No entanto essa infiltração não necessariamente se reflete em aumento do escoamento de base, já que as florestas contribuem intensamente com a evapotranspiração, devido ao metabolismo vegetal e o funcionamento dos estômatos foliares (Bacelar, 2005).

Segundo Silva *et al.* (2005), a cobertura do solo tem o efeito de dissipar a energia cinética do impacto direto da chuva sobre a superfície do solo, diminuindo a desagregação de suas partículas e, por conseguinte, a concentração de sedimentos na enxurrada. Além disso, essa cobertura funciona como uma barreira física ao livre escoamento da água, proporcionando a redução da velocidade do fluxo superficial, de sua capacidade de desagregação e da produção e transporte de sedimentos.

3.4 Projeto MapBiomias

O Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomias) é uma iniciativa multi-institucional, que foi iniciada no ano de 2015 e formada a partir da organização em rede de universidades, ONGs e startups de tecnologia reunidas no Observatório do Clima, com o propósito inicial de estimar as emissões de gases efeito estufa relacionadas às alterações da cobertura e uso da terra no Brasil.

Para a análise da cobertura e uso da terra, primeiramente o projeto realiza a análise das imagens do satélite Landsat (NASA/USGS) com resolução de 30 metros, que estão disponíveis no Google Earth Engine. Todas as imagens disponíveis para cada local são utilizadas para a seleção dos pixels mais limpos (sem influência de nuvens, fumaça, etc.), para compor o mosaico representativo de cada ano, com a utilização de algoritmos complexos. Para cada pixel são extraídos métricas e índices espectrais, que podem explicar o comportamento do pixel durante o ano, podendo gerar até 105 camadas de dados para cada pixel.

A partir dos mosaicos gerados, a equipe do Mapbiomas utiliza a capacidade de processamento em nuvem do Google Earth Engine para rodar algoritmos de classificação da cobertura e do uso do solo, assim como filtros espaciais que ampliam a consistência dos dados a partir da interpretação dos pixels vizinhos, eliminando pixels isolados ou de borda. São aplicados também filtros temporais, que analisam a série histórica dos dados de cada pixel e permitem corrigir falhas de classificação que levariam a mudanças de cobertura do solo impossíveis (p. ex.: de área urbana para floresta natural). Na Coleção 6 do MapBiomias, lançada no ano 2020, são apresentados os mapas anuais do Brasil entre 1985 e 2020, classificados em 25 diferentes tipologias de cobertura e uso da terra, relacionadas aos diferentes biomas brasileiros, tipos de cultivo agrícolas, áreas antropizadas e outros.

O filtro temporal utilizado pelo MapBiomias determina que a mudança de classificação de um pixel só é consolidada quando registrada por uma imagem, ou seja, cada pixel permanecerá na mesma classe caso ele não possa ser observado nos anos seguintes por indisponibilidade de imagens, comum em áreas com elevada presença de nuvens. O filtro de pixels instáveis, por sua vez, analisa o número de vezes em que um determinado pixel muda de classe entre “floresta” e “não floresta” ao longo dos 35 anos de levantamento e cria uma máscara selecionando os pixels

que mais mudam. A interpretação dessa máscara é muito útil para classificar corretamente áreas ocupadas por algum tipo de cultivo agrícola arbóreo (p. ex.: café, banana ou citrus) ou silvicultura, que podem ser erroneamente classificadas como floresta. O filtro janela móvel no tempo, por fim, analisa a classificação do mesmo pixel nos anos anteriores e posteriores e decide se uma dada alteração no uso do solo será validada ou não, considerando o significado físico e a viabilidade temporal da alteração. O MapBiomas também integra os mapas de vegetação com outros mapas como o de agricultura, silvicultura e de áreas urbanas, para avaliar e resolver possíveis sobreposições (Rosa, 2020).

Aliando algoritmos complexos e alta capacidade de processamento, o MapBiomas considera todas as imagens Landsat disponíveis no ano para realizar a sua classificação. Dessa forma, consegue-se minimizar o efeito da cobertura de nuvens, dificuldade especialmente presente nas áreas de mata atlântica do Nordeste (Rosa, 2020).

3.5 Modelagem de bacias hidrográficas

De acordo com Pegden (1990), “*simulação é o processo de projetar um modelo computacional de um sistema real e conduzir experimentos com esse modelo com o propósito de entender seu comportamento e/ou avaliar estratégia para a sua operação*”. Dessa forma, é importante situar a construção de modelos computacionais de bacias hidrográficas dentro de um intuito maior, que é criar um ferramental capaz de simular os processos incidentes na bacia, visando antever comportamentos futuros ou reavaliar processos ocorridos anteriormente.

Um modelo, portanto, é uma representação da realidade utilizado para auxiliar no entendimento dos processos relacionados a essa realidade. Os processos ambientais são extremamente complexos, tipicamente tridimensionais e temporalmente dependentes, envolvendo diversas escalas de tempo e espaço e muitas vezes comportamentos não-lineares e probabilísticos. Dessa forma, pode-se haver um entendimento qualitativo de um processo particular, mas o entendimento quantitativo em geral é limitado. Por esse motivo, os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais e seus desdobramentos, pois ajudam a descrever e sistematizar situações complexas, como por exemplo o impacto das

mudanças no uso e cobertura da terra e prever alterações futuras nos ambientes (Rennó, 2007).

A utilização de modelos de simulação hidrológica e de qualidade da água é cada vez mais frequente como forma de lidar com um leque amplo de problemas relacionados à água pelo mundo. Para lidar com todas as questões relacionadas à quantidade e qualidade da água, esses modelos são desenvolvidos para operar com uma grande variabilidade de escalas espaciais e condições ambientais, com múltiplos níveis de dados de entrada e complexidade (Gassman et al., 2014).

O processo preponderante em uma bacia hidrográfica é o ciclo hidrológico, a partir do qual as outras variáveis e dinâmicas são ativadas. Dessa forma, os modelos que representam o comportamento de uma bacia hidrográfica são chamados de modelos hidrológicos. Um modelo hidrológico é uma ferramenta capaz de entender e simular processos em uma bacia hidrográfica, permitindo então a simulação de condições diferentes daquela observadas (Tucci, 2005). Esses modelos podem ser também chamados de modelos chuva-vazão, pois sempre simulam os componentes quantitativos do ciclo hidrológico. No entanto, há modelos hidrológicos que conseguem também simular a qualidade da água na bacia hidrográfica. Segundo Tucci (2005) e Almeida (2017), as principais classificações desses modelos hidrológicos são:

I) Estocástico ou Determinístico - Quando lidam com variáveis aleatórias e que possuem distribuição de probabilidades são estocásticos. Caso um conjunto de entrada produza sempre o mesmo conjunto de saída, são determinísticos.

II) Concentrado, Distribuído ou Semi-distribuído - Quando a bacia hidrográfica é representada de forma uniforme, como um bloco homogêneo, normalmente a partir valores médios de seus atributos, são chamados de concentrados. Já modelos que consideram a variabilidade espacial e temporal dos atributos físicos da bacia são considerados distribuídos. Nos modelos distribuídos, a bacia hidrográfica é segmentada em uma grade de elementos espaciais de igual dimensão, enquanto nos modelos semi-distribuídos a bacia hidrográfica é discretizada em unidades menores com características espacialmente uniformes (Melone et al., 2005).

III) Empíricos ou Conceituais – Quando representam o fenômeno a partir de equações oriundas da observação de situações específicas e da aplicação de análises estatísticas, como métodos de correlação e regressão, são considerados empíricos.

Já os modelos que são baseados em equações que descrevem os conceitos físicos envolvidos nos processos hidrológicos são ditos conceituais.

De acordo com Lou (2010), a modelagem hidrológica tem como principais aplicações: (i) a análise de consistência e preenchimento de falhas em séries históricas de dados, (ii) previsão de vazão a partir de outras variáveis, (iii) dimensionamento e previsão de cenários de planejamento e (iv) efeitos resultantes da modificação do uso do solo.

A construção dos modelos hidrológicos, ou de bacia hidrográfica, é um procedimento cientificamente complexo, mas que deve ser realizado da forma mais participativa possível, congregando os conhecimentos técnico-acadêmicos com os conhecimentos locais dos atores atuantes na bacia (Voinov e Gaddis, 2008). Essa forma participativa de modelagem alinha-se ao conceito de gerenciamento integrado de recursos hídricos e é uma abordagem que amplia as possibilidades de sucesso na aplicação dessa ferramenta para o suporte à decisão. A condução do processo de modelagem de forma participativa reforça os princípios democráticos e a agenda de educação ambiental, integra processos ambientais e sociais e traz legitimidade ao processo de decisão. Dessa forma, quando aplicadas de forma apropriada, as ferramentas de modelagem empoderam os atores envolvidos e impulsionam os esforços coordenados para a resolução dos problemas ambientais e de recursos hídricos (Voinov e Gaddis, 2008).

A parte central de um modelo hidrológico, mesmo quando também abarca mecanismos de simulação da qualidade da água, é a representação dos componentes do ciclo hidrológico, como precipitação, interceptação vegetal, evapotranspiração, infiltração, percolação, balanço de água nas camadas superior e inferior do solo e os escoamentos superficial, subsuperficial, subterrâneo em rios, canais e lagos (Tucci, 2010).

3.6 Estado da arte dos modelos hidrológicos

Dada a existência de inúmeros modelos de simulação hidrológica e de qualidade da água, que apresentam distintos atributos, requisitos, limitações e aplicações, buscou-se na presente pesquisa prospectar na literatura científica internacional quais são os modelos mais utilizados para correlacionar os efeitos da cobertura e uso da terra de uma bacia hidrográfica com a qualidade da água de seus

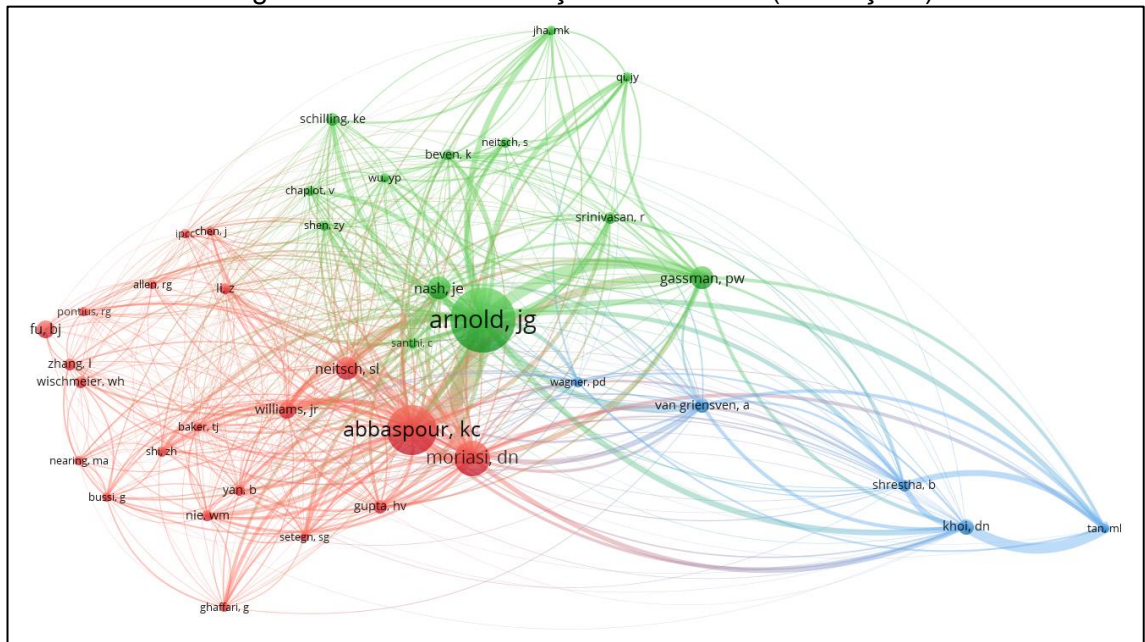
corpos hídricos. Para essa avaliação, foram utilizadas as bases de dados de publicações científicas Web of Science e Scopus, acessados por meio do Portal de Periódicos da CAPES, com acesso ao conteúdo disponibilizado para a Comunidade Acadêmica Federada (CAFe).

Foram realizadas diversas tentativas de busca utilizando-se palavras-chaves no idioma inglês correlacionadas por operadores lógicos, com o intuito de obter o conjunto ideal de termos de pesquisa que resultasse no maior quantitativo de publicações encontradas dentro dos objetivos específicos traçados para a pesquisa. Observou-se que há termos em inglês que possuem diferentes grafias, todas adequadas, como por exemplo “modeling” e “modelling”, as quais refletem influências regionais americanas ou britânicas. A expressão de busca que melhor alcançou os objetivos traçados foi: (*"land use change" OR "landuse change" OR "LULC change" OR "land cover change" OR "landcover change"*) AND (*"modeling" OR "modelling"*) AND (*"sediment"*) AND (*"streamflow" OR "stream flow" OR "catchment yield" OR "water yield"*).

Considerando os documentos publicados entre 01/01/2010 e 30/06/2023, essa expressão de busca resultou em 100 documentos na base Web of Science. Os resultados da pesquisa foram exportados para o software VOSViewer 1.6.17 e foi realizada uma análise bibliométrica de cocitações visando identificar os principais referenciais científicos em comum.

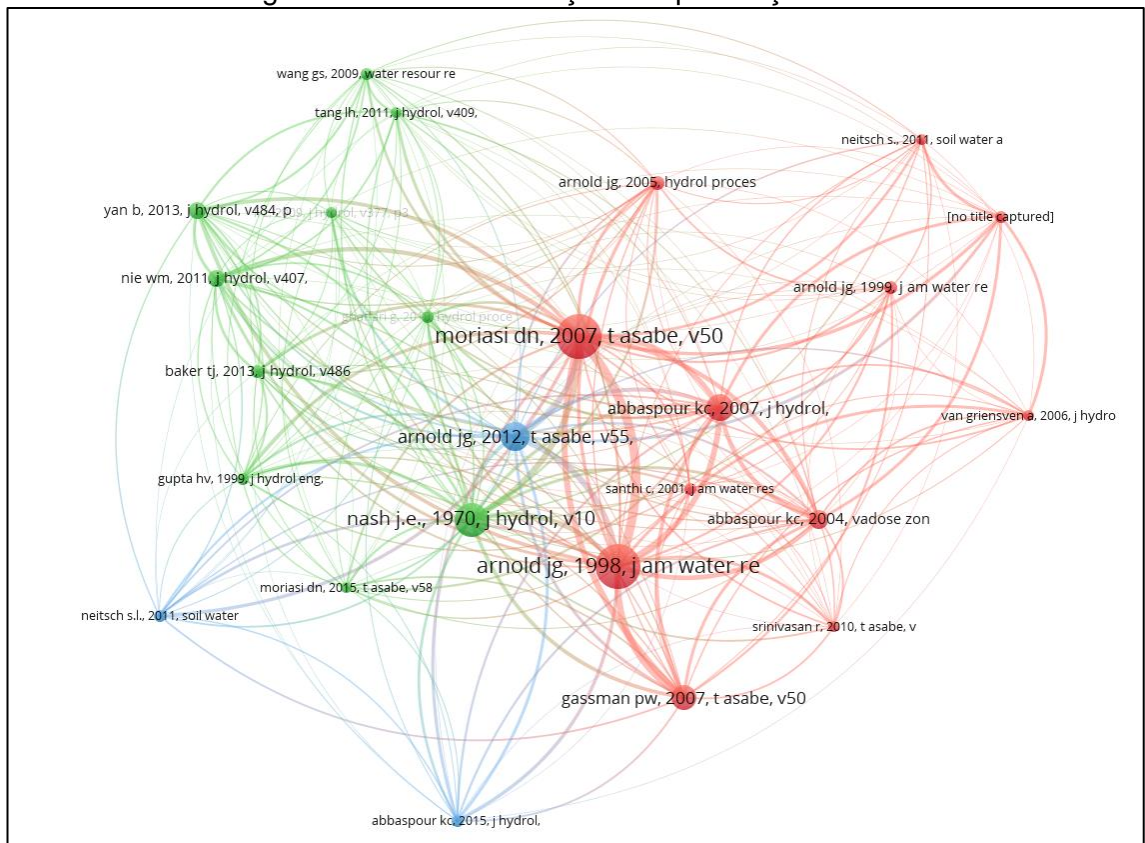
A Análise de Cocitações de Autores (ACA) foi proposta inicialmente por Henry Small em 1973, baseada no estudo da frequência com que dois autores são citados juntos, por uma mesma publicação posterior. Dessa forma, a força da cocitação é definida pela interpretação da comunidade científica a respeito de publicações anteriores, demonstrando quais referenciais preponderam, em conjunto, em relação a um determinado assunto (Grácio, 2016). Na atual pesquisa bibliométrica, a comunidade científica é representada pelos autores das 225 publicações resultantes da busca na base de dados da Web of Science. O diagrama de análise de cocitação dos 4005 autores citados pelas 100 publicações é apresentado na Figura 3 e o diagrama de análise de cocitações referente às 5561 publicações citadas pelo conjunto de 100 publicações obtidas na base Web of Science é apresentado na Figura 4.

Figura 3 - Rede de interações de autores (Cocitações)



Fonte: Elaboração própria com o software VOSviewer.

Figura 4 - Rede de interações de publicações



Fonte: Elaboração própria com o software VOSviewer.

Observa-se que Arnold, J.G é o autor com maior número de citações e a publicação de Arnold et al (1998) denominada “*Large area hydrologic modeling and*

assessment, Part I: Model Development” é aquela que é mais citada (44 vezes) pelo conjunto dos 100 artigos científicos. Essa publicação apresenta o desenvolvimento do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) que “é um modelo em escala de bacia hidrográfica usado para simular a qualidade e a quantidade das águas superficiais e subterrâneas e prever o impacto ambiental do uso da terra, práticas de gestão da terra e mudanças climáticas. O SWAT é amplamente utilizado na avaliação da prevenção e controle da erosão do solo, controle de poluição de fonte difusa e gerenciamento regional em bacias hidrográficas” (SWAT, 2021).

Analisando os resumos das 10 publicações com maior número de citações (das 100 publicações obtidas na plataforma de pesquisa com a utilização das palavras-chave supracitadas) observamos que 6 publicações utilizam o modelo SWAT como ferramenta principal de modelagem, 2 publicações utilizaram o modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), 1 publicação o modelo STREAM e 1 publicação desenvolveu uma metodologia própria. A preponderância do modelo SWAT como a metodologia selecionada por essas publicações de grande relevância corrobora o resultado da avaliação de citações.

3.7 Soil and Water Assessment Tool – SWAT

3.7.1 Fundamentos e histórico

O SWAT, desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*US Department of Agriculture / Agricultural Research Service USDA-ARS*) em parceria com a Universidade Agrícola e Mecânica do Texas (*Texas A&M University – TAMU*), é uma ferramenta computacional que simula múltiplos processos físicos em escala de bacia hidrográfica, representando a interação entre os aspectos hidrológicos e o solo. Dessa forma, o SWAT possibilita avaliar e prever a qualidade e a quantidade de água resultantes de cenários de uso, ocupação e manejo do solo, fontes pontuais e difusas de poluição e mudanças climáticas (Arnold et al., 1998).

Para alcançar esses objetivos, segundo Neitsch et al. (2011), o SWAT:

- Possui base física – Por seu caráter conceitual, ao invés de basear-se em equações empíricas, o SWAT modela os processos físicos associados ao movimento da água e dos sedimentos, o crescimento vegetal, a ciclagem de nutrientes

etc. e, portanto, demanda dados específicos sobre o clima, características do solo, topografia, cobertura vegetal e outros.

- É computacionalmente eficiente – Por seu caráter semidistribuído, a bacia hidrográfica é compartimentada em sub-bacias e em Unidades de Resposta Hidrológica - URH (*Hidrological Response Units – HRUs*), o que permite a otimização do processamento computacional.

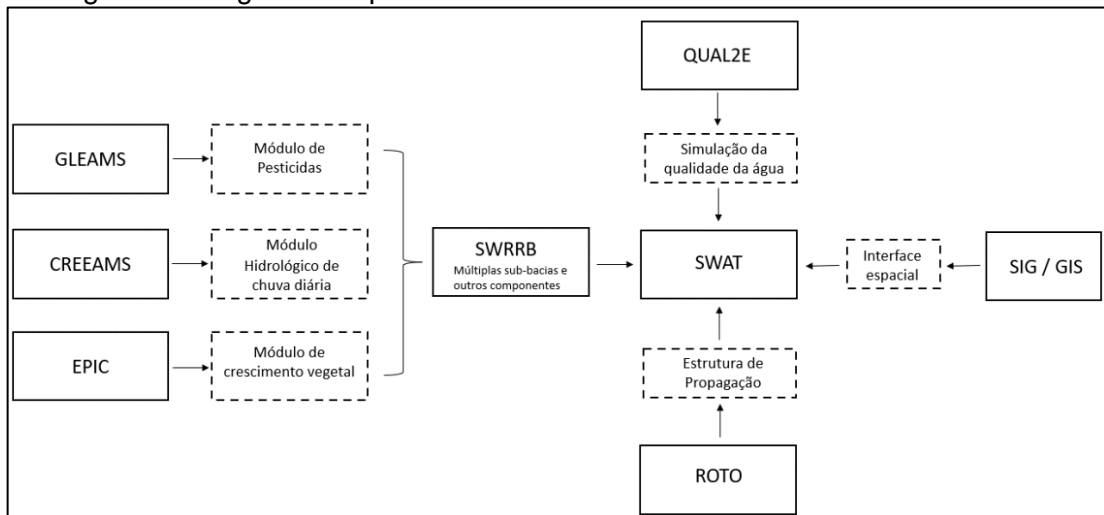
- Permite simulações de longo prazo - Por seu caráter contínuo, o SWAT permite que os processos que ocorrem na bacia sejam simulados por um longo período (p. ex.: décadas) o que permite melhores avaliações de fenômenos graduais e cumulativos.

As origens do SWAT remetem à década de 1930, nos Estados Unidos. Nesse período, houve uma intensa mobilização liderada pelo Soil Conservation Service (SCS-US) de pesquisadores americanos (muitos deles ligados à Universidade do Texas) para melhor compreender os processos hidrológicos em campos agrícolas e bacias hidrográficas, devido a seus impactos na erosão do solo, enchentes e produtividade agrícola. Foi então criada uma extensa rede de coleta de dados hidrológicos (precipitação, infiltração, evaporação, escoamento superficial, produção de sedimentos, etc.) em bacias hidrográficas experimentais, buscando compreender as respostas hidrológicas em bacias sujeitas a diversos tipos de práticas de manejo agrícola e do solo (Willians et al., 2008).

A partir da década de 1960, de posse de todos esses dados coletados ao longo de décadas, iniciaram-se os estudos para a construção dos modelos hidrológicos. Inicialmente os esforços se concentravam no desenvolvimento de modelos simples com foco em escoamento superficial e produção de sedimentos. Posteriormente, foram desenvolvidos modelos de crescimento vegetal, de ciclagem de nutrientes, de transporte de sedimentos, de geração de dados climáticos e outros que foram incorporados nos modelos hidrológicos desenvolvidos pela USDA-ARS. O primeiro modelo contínuo para simulação fontes difusas de poluição em campos agrícolas foi o CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) desenvolvido em 1980. Em 1987, o CREAMS foi revisado dando lugar ao GREAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems). O CREAMS também foi a base para a construção de outro modelo hidrológico durante a década de 1980, o SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Gassman et al., 2007; Willians et al., 2008).

O desenvolvimento do SWRRB se iniciou com alterações no modelo hidrológico de chuva diárias do CREAMS. As principais evoluções trazidas pelo SWRRB foram: (i) possibilitar a modelagem de diversas sub-bacias, (ii) a inclusão de uma componente de fluxo de retorno (escoamento de base), (iii) a simulação do armazenamento em reservatórios, (iv) a incorporação de um modelo de geração de dados climáticos, (v) melhorias no módulo de simulação dos hidrogramas de escoamento superficial, (vi) inserção do modelo de crescimento vegetal do modelo EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator), (vii) adição de um componente para simulação da propagação de ondas de cheia, (viii) mecanismos de simulação de transporte de sedimentos e (ix) incorporação do cálculo de perdas de água por transmissão no canal (Neitsch et al., 2011). No início da década de 1990, o SWRRB foi integrado com um outro modelo, o Routing Outputs to Outlet (ROTO), o que estendeu sua aplicação a bacia maiores (milhar de quilômetros quadrados). Da fusão entre esses dois modelos teve origem o SWAT, que incorporou também uma interface em SIG (Sistema de informações geográficas) e, posteriormente, o modelo de simulação da qualidade da água QUAL2E (Gassman et al., 2007; Willians et al., 2008). Uma síntese da evolução dos modelos culminando no SWAT é apresentada na Figura 5.

Figura 5 - Diagrama esquemático do histórico de desenvolvimento do SWAT



Fonte: Adaptado de Gassman et al. (2007).

O balanço hídrico é a força motriz de todos os processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica e é o fundamento central do modelo SWAT. Ele pode ser descrito conforme Equação 1:

$$AS_t = AS_0 + \sum_{i=1}^t (P_{dia} - Q_{sup} - E_i - A_p - Q_s)$$

Em que AS_t é a quantidade de água no solo simulada no tempo t (mm), AS_0 é a quantidade inicial de água no solo (mm), t é a duração do ciclo hidrológico simulado (dias), P_{dia} é a quantidade de água precipitada no dia i (mm), Q_{sup} é o escoamento superficial no dia i (mm), E_i é a quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm); A_p é a quantidade de água que percola da camada simulada para a camada inferior no dia i (mm) e Q_s é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i devido ao escoamento subsuperficial (mm) (Neitsch et al., 2011).

O escoamento superficial é o principal processo hidrológico modelado pelo SWAT, visto que é a partir dele que as cargas difusas de poluição são inseridas na rede de drenagem, e o modelo utiliza para tanto o método da Curva Número (SCS-CN), conforme descrito no tópico 3.5.3.

Devido à sua abordagem conceitual que modela os inúmeros processos interrelacionados que ocorrem na bacia hidrográfica, o SWAT demanda uma ampla gama de dados de entrada para alimentar suas rotinas computacionais, sendo que os principais, de acordo com Arnold et al. (2012) e Simões (2019) são: (i) dados topográficos (modelo digital de elevação – MDE), (ii) mapa de tipos de solo, (iii) características físicas e químicas dos tipos de solo, (iv) mapa de cobertura e uso da terra e (v) dados climáticos (precipitação, temperatura máxima/mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar).

Para ser capaz de representar a complexidade dos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, o SWAT realiza em paralelo ou sequencialmente uma série de processos de modelagem baseados em algoritmos, métodos e outros modelos já incorporados. Com base em Hari e Reddy (2018), podemos elencar os principais processos de modelagem realizado pelo SWAT:

- Clima – Utiliza dados de entrada fornecidos pelo usuário ou gerados pelo modelo WXGEN (incorporado);
- Hidrologia – Interceptação, derretimento da neve, escoamento superficial (SCS Curva Número), infiltração (equação de Green-Ampt), evapotranspiração (equações de Penman-Monteith, Priestley-Taylor ou Hargreaves

Samani), movimento da água através dos diferentes perfis do solo, escoamento subsuperficial, escoamento de base e recarga do aquífero;

- Crescimento vegetal – Estima colheitas e produção de biomassa de uma série de culturas rotativas e sistemas de pastagens e simula o crescimento da floresta dos estágios iniciais aos avançados;
- Manejo do solo – Simula práticas conservativas (terraceamento, barraginhas, plantio em curvas de nível, etc.), formas de irrigação e aplicação de nutrientes (fertilizantes químicos ou biomassa/esterco) e agrotóxicos;
- Transporte de poluentes, nutrientes e sedimentos – Simula o transporte e decaimento poluentes, o ciclo do nitrogênio e do fósforo, degradação, volatilização e percolação de agrotóxicos, transporte de substâncias através de canais, áreas alagadas, açudes e reservatórios.

Bactérias e patógenos – Simula cargas difusas (via escoamento superficial) e pontuais de bactérias e patógenos.

3.7.2 Aplicações da ferramenta

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) tem se consolidado como uma das ferramentas de modelagem da quantidade e qualidade da água em escala de bacia hidrográfica mais utilizadas internacionalmente, sendo aplicado a uma ampla gama de problemas hidrológicos e ambientais. A disseminação de seu uso pode ser atribuída à sua flexibilidade em representar as questões relacionadas aos recursos hídricos, à extensa colaboração e intercâmbio de profissionais e pesquisadores por meio de inúmeros workshops e conferências, à grande disponibilidade na internet de documentos de suporte e orientação para o uso do modelo e a seu código aberto, que permite que a ferramenta seja adaptada pelo usuário para aplicações específicas (Gassman et al., 2014).

Em consulta na base de dados de publicações sobre o SWAT (“*SWAT Literature Database for Peer-Reviewed Journal Articles*”) do *Center for Agricultural and Rural Development - CARD*, ligado à Universidade Estadual de Iowa (EUA), foram encontradas mais de 5.000 publicações revisadas por pares que utilizaram o modelo SWAT como ferramenta de modelagem (CARD, 2022). As publicações são concentradas nos Estados Unidos e China.

Fora dos grandes centros geradores de produção científica, os países africanos também passaram a adotar o SWAT como ferramenta para modelagem de bacias hidrográficas desde meados da década de 2000. Akoko et al. (2021) identificaram 206 publicações científicas africanas que utilizaram o SWAT entre 2005 e 2019, visando conduzir avaliações de alterações na cobertura e uso da terra, mudanças climáticas, processos erosivos e qualidade da água. De modo similar, Tan et al. (2019) realizaram uma revisão bibliográfica sobre o uso do SWAT na região do sudeste asiático e encontraram 126 publicações científicas, sendo cerca de 50% realizadas no Vietnã e Tailândia. Os objetivos mais recorrentes desses estudos foram a avaliação da aplicabilidade do modelo, dos efeitos das alterações de cobertura e uso da terra e de mudanças climáticas. A maioria dos estudos obtiveram resultados de calibração e validação classificados como satisfatórios ou muito bons.

Bressiani et al. (2015) publicaram uma revisão da literatura científica acerca da utilização do SWAT no Brasil e identificaram mais de 100 estudos, entre artigos, anais de congressos, dissertações e teses no período de 1999 a 2015. A maioria dos estudos identificados utilizaram o SWAT para modelar bacias hidrográficas nas regiões sul e sudeste do Brasil (67%) e 22% desses estudos modelaram bacias na região nordeste. O objetivo da maioria desses estudos foi o de avaliar a viabilidade da aplicação do SWAT em bacias específicas. Grande parte dessas publicações apresentou resultados para simulações de diferentes cenários, em geral relacionados a cobertura e uso da terra.

A partir da definição de 5 (cinco) categorias de simulação, a distribuição temática das publicações foi a seguinte: (i) 48% simularam vazão de rios, (ii) 36% a produção e o transporte de sedimentos, (iii) 9% o transporte de nutrientes, (iv) 6% focaram em aspectos teóricos ou apenas no delineamento da bacia hidrográfica e (v) 1% avaliou diferentes métodos de cálculo da evapotranspiração. Em termos de tamanho da bacia hidrográfica, 20% dos estudos modelaram bacias menores que 15 km², 33% bacias entre 15 e 200 km², 19% entre 200 1000 km², 19% entre 1.000 e 10.000 km² e 9% bacias maiores que 10.000km².

Com o intuito de atualizar o levantamento realizado por Bressiani et al. (2015) a respeito de publicações sobre o SWAT no Brasil, foi realizada uma pesquisa na base de dados de publicações sobre o SWAT vinculado à *Iowa State University* no período entre 2015 e 2021, tendo sido encontradas 111 publicações técnicas revisadas por pares, distribuídas nas seguintes categorias de aplicações primárias: (i) 32 sobre a

influência da cobertura e uso da terra, (ii) 21 sobre aspectos relacionados à calibração, sensibilidade e/ou análise de incertezas, (iii) 9 sobre comparações entre distintos modelos hidrológicos, (iv) 9 sobre geração e transporte de sedimentos, (v) 8 sobre a influência das mudanças climáticas e ainda outras categorias menos representativas, demonstrando a ampla gama de aplicações da ferramenta conforme alguns exemplos a seguir.

Lima et al. (2021) utilizaram o SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas com o intuito de avaliar a produção de sedimentos e o escoamento superficial em uma bacia hidrológica de Rondônia que drena para o reservatório da usina hidrelétrica de Jirau. Com abordagem similar, Mauri et al. (2020) aplicaram o SWAT para estimar a produção de sedimentos e seu transporte até o reservatório de uma usina hidrelétrica situado a jusante da bacia modelada. O estudo identificou uma boa performance do SWAT na simulação de vazões e cargas de sedimento, sendo possível, a partir dos resultados da modelagem, estimar a taxa de assoreamento do reservatório devido aos sedimentos produzidos na bacia modelada.

Machado et al. (2022) aplicaram o SWAT para avaliar especialmente como se distribui a produção de água em uma bacia hidrográfica do estado de Sergipe, visando identificar quais são as sub-bacias que mais produzem água e que, portanto, devem receber especial atenção em relação ao seu gerenciamento ambiental.

Martins et al. (2021) avaliaram a efetividade da recuperação de matas ciliares na redução da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica do estado de São Paulo por meio da modelagem com o SWAT. Foi simulada a recuperação da vegetação das APPs em 5, 8, 15 e 30 metros, faixas admitidas no Código Florestal, considerando três cenários de uso do solo que apresentam diferentes taxas de erosão (predomínio de áreas de floresta, pastagem e agricultura). O estudo concluiu que a recuperação da APP de maior largura (30 metros) proporcionou uma redução de 30% na produção de sedimentos da bacia, enquanto a recuperação de APPs em 5, 8 ou 15 metros ocasionou reduções inferiores a 10%. Além disso, observou-se que para minimizar os impactos dos sedimentos nos corpos hídricos é necessária, além de recuperar as APPs em no mínimo 30 metros, a adoção de práticas de conservação do solo em toda a área agrícola da bacia.

Lopes et al. (2020) desenvolveram um estudo para avaliar a performance do SWAT na simulação de vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total na bacia do Rio Piracicaba, estado de São Paulo. Os índices estatísticos utilizados

demonstraram que o modelo após a calibração foi capaz de simular adequadamente os parâmetros estudados, proporcionando um bom ajuste entre os dados simulados e observados, de modo que o SWAT se provou uma ferramenta importante para a gestão de recursos hídricos e para dar suporte ao Pagamento por Serviços Ambientais – PSA.

Siqueira et al. (2021) utilizaram o modelo SWAT para avaliar a influência das mudanças climáticas e de alterações da cobertura e uso da terra na disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica do cerrado brasileiro. Os autores construíram um cenário em que as matas ciliares da bacia seriam recuperadas seguindo os princípios dos programas de Pagamentos por Serviços Ambientais conduzidos no Brasil e avaliaram se essas práticas de restauração proporcionariam um aumento da disponibilidade hídrica futura em um cenário de mudanças climáticas. Os autores concluíram que a ampliação da área de floresta devido ao reflorestamento fez com que a evapotranspiração aumentasse em 38%, o que ocasionou uma redução dos escoamentos superficial e de base, reduzindo a disponibilidade hídrica. Dessa forma, os autores alertaram que muitos projetos de PSA associam diretamente a recuperação de matas ciliares com o aumento da disponibilidade hídrica, mas que não existe necessariamente essa relação direta.

O primeiro estudo publicado no Brasil que utilizou o modelo SWAT como ferramenta de modelagem foi conduzido por Oliveira e Medeiros (1999). As autoras utilizaram o modelo SWAT para avaliar os impactos das mudanças na cobertura e uso da terra (desmatamento, urbanização e construção de barramentos) nas características hidrossedimentológicas da bacia do rio Joanes, na Região Metropolitana de Salvador, estado da Bahia. O estudo concluiu que o nível de precisão alcançado nas simulações foi aceitável para fins de planejamento de bacias hidrográficas e ressaltou a importância de se conhecer, por meio da modelagem, os impactos ambientais das interferências planejadas (p. ex.: construção de barragens), para que se aprofundem os estudos de mitigação dos prováveis impactos.

Ainda no estado da Bahia, Silva et al. (2011) utilizaram o SWAT para estimar a perda de solo durante 27 anos na bacia do Rio Colônia (entre 1975 e 2002), na região do baixo sul baiano, considerando a cobertura e uso da terra real obtido pela interpretação de imagens de satélite. O estudo também simulou a perda de solo esperada em dois cenários teóricos: (i) toda a bacia sendo coberta por florestas e (ii) todas as áreas de preservação permanente – APP da bacia sendo cobertas por

florestas, com o restante da bacia mantendo o uso e ocupação real. Conforme esperado, em ambos os cenários teóricos a perda de solo foi substancialmente inferior à perda de solo nas condições vigentes de ocupação da bacia.

A maior bacia hidrográfica totalmente inserida no estado da Bahia, a do Rio Paraguaçu, foi modelada utilizando o SWAT por Santos et al. (2019) visando identificar as influências das mudanças climáticas nas vazões escoadas na bacia. Os autores utilizaram dados de precipitação e temperatura do ar obtidos por meio de Modelos de Climáticos Regionais baseados em cenários do IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) e o SWAT converteu esses dados climáticos em vazões para o período de 2020 a 2040. Em relação ao SWAT, o estudo concluiu que o modelo calibrado foi capaz de simular com ótima precisão as vazões da bacia do rio Paraguaçu, apresentando um valor do coeficiente de Nash–Sutcliffe (NSE) de 0,84, o que é considerado um ajuste excelente entre os valores simulados e observados.

Um notável esforço para disseminar as potencialidades do SWAT e democratizar seu uso como ferramenta de suporte à decisão é o projeto HAWQS (*Hydrologic and Water Quality System*) desenvolvido e lançado pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (*Environmental Protection Agency – EPA*) em 2016. O HAWQS é um sistema online de modelagem da qualidade e quantidade da água que permite ao usuário simular os efeitos de práticas da cobertura e uso da terra nas variáveis hidrológicas e de qualidade da água (sedimentos, pesticidas, nutrientes, oxigênio dissolvido, DBO, patógenos e temperatura), por meio de uma interface interativa e amigável, e utilizando o algoritmo do SWAT. O sistema online possui inúmeros dados de entrada já carregados referentes ao território americano (p. ex.: mapas de tipo de solo e de fontes pontuais de poluição), bem como permite que os resultados da modelagem sejam facilmente apresentados em tabelas e gráficos. O HAWQS conta com o apoio do Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e da Universidade Agrícola e Mecânica do Texas, desenvolvedores do SWAT (HAWQS, 2022).

Infelizmente o uso do SWAT no Brasil ainda se restringe fundamentalmente ao ambiente acadêmico, sendo raros os registros de estudos desenvolvidos por agências governamentais e pela iniciativa privada (Bressiani, 2015).

3.7.3 Limitações do SWAT

Vários estudos nacionais indicam que o modelo SWAT após a etapa de calibração consegue obter resultados simulados com bom ajuste em relação aos observados, demonstrando a capacidade do modelo em representar adequadamente os processos que ocorrem nas bacias hidrográficas brasileiras. No entanto, muitos trabalhos apontam também dificuldades e limitações da ferramenta, sendo as principais: (i) dificuldade de obtenção de dados de entrada, (ii) inexistência de séries históricas de dados para a etapa de calibração, (iii) complexidade na seleção de parâmetros para calibrar o modelo e as incertezas envolvidas na escolha de valores para esses parâmetros e (iv) inadequações de determinados algoritmos para representar alguns processos em bacias brasileiras (Arroio Junior, 2016).

O estudo de revisão da literatura feito por Bressiani (2015) corroborou que diversas publicações apontaram dificuldades na obtenção de dados de entrada para o SWAT. Muitos dos dados não estavam devidamente organizados, não estavam disponíveis nas bases públicas de buscas ou não estavam nos formatos diretamente utilizados pelo SWAT. As mesmas dificuldades relacionadas à obtenção de dados de entrada confiáveis são relatadas por Tan et al. (2019) em relação aos estudos desenvolvidos com o SWAT no sudeste asiático.

Os principais dados de entrada para o SWAT são a topografia (Modelo Digital de Elevação), dados climáticos, mapa de cobertura e uso da terra e mapa de tipos de solo. Dentre os dados de entrada do modelo SWAT, as informações pedológicas em níveis regionais e locais são tidas como as mais críticas para obtenção e manuseio, sendo que a carência de consistência dessas informações pode levar a incertezas significativas nas simulações (Moreira, 2019). A dificuldade na definição dos intervalos de variação dos valores de cada parâmetro do solo também impacta diretamente na qualidade do processo de calibração (Lima, 2013).

Devido a seu caráter conceitual, o SWAT exige uma grande quantidade de dados de pedológicos para ser capaz de realizar suas rotinas de cálculos que descrevem os diversos processos e interações nas matrizes água e solo. Esses dados podem ser classificados em dois tipos: (i) características físicas e (ii) características químicas. As propriedades físicas do solo governam o movimento da água e do ar através de seus perfis, sendo essenciais para que o processo motor da modelagem – o balanço hídrico – seja simulado. As propriedades químicas são utilizadas para

definir as concentrações iniciais de substâncias químicas no solo, que por sua vez influenciarão a qualidade da água e a fertilidade desse solo. Os dados de entrada relativos às características físicas do solo são obrigatórios para o funcionamento do modelo, enquanto os dados químicos são opcionais. (Arnold, 2012).

O banco de dados já previamente carregado no SWAT traz os valores dos principais parâmetros do solo para o contexto da América do Norte, mas não há compatibilidade com as classificações utilizadas no Brasil, em especial a concebida pela Embrapa, nem com as características físicas e químicas reais dos solos de regiões tropicais (Lima, 2013). Devido à carência de uma base de dados centralizada com valores de referência para os atributos dos solos brasileiros, para a aplicação do SWAT alguns estudos utilizaram parametrizações teóricas para o solo, como funções de pseudo-transferência, que permitem estimar propriedades hidrodinâmicas do solo a partir de propriedades e parâmetros básicos (Bressiani, 2015).

Alguns estudos têm abordado a lacuna de definição de valores de referência para os solos brasileiros e dão importantes contribuições para a definição dos dados pedológicos de entrada para o SWAT, como aqueles realizados por Baldissera (2005), Santos (2010) e Moreira (2019).

Além da disponibilidade limitada de alguns dados de entrada, há também limitações do SWAT relacionadas às rotinas internas de modelagem, devido a seus algoritmos e parâmetros não serem adequados para representar determinados processos. Diversos trabalhos realizados no Brasil indicam imprecisões na estimativa de alguns componentes do balanço hídrico, em especial a evapotranspiração, a qual tende a ser subestimada pelas simulações realizadas pelo SWAT (Arroio Junior, 2016). Esse fato tem relação com premissas e métodos adotados pelo modelo que são adequadas ao local em que foi desenvolvido (Estados Unidos), mas não necessariamente a outras regiões. Uma das principais deficiências da aplicação do SWAT em regiões tropicais é relacionada à rotina de crescimento das árvores e culturas perenes. O sistema adota um período de dormência durante o ano (que ocorre sazonalmente nas regiões temperadas devido à redução do fotoperíodo), que não ocorre nas regiões tropicais. Dessa forma, modelando um crescimento vegetal mais lento que o real, a evapotranspiração tende a ser subestimada em simulações de longo período (Arroio Junior, 2016).

Pontes et al (2021) aplicaram o SWAT para modelar a produção de vazões e sedimentos em uma bacia intensamente monitorada no estado de São Paulo, onde é

executado um amplo programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA. Eles encontraram indicadores estatísticos de desempenho do modelo bons e satisfatórios para vazão e sedimentos. No entanto, em uma investigação mais profunda sobre os resultados da simulação de sedimentos, os autores concluíram que o SWAT superestimava a perda de solo por erosão e, simultaneamente, também a deposição dos sedimentos no leito do rio, obtendo um balanço final próximo dos valores observados, mas por um caminho não condizente com as dinâmicas físicas reais da bacia. Dessa forma, os autores alertaram que o SWAT pode alcançar resultados adequados, mas por meios incorretos, portanto deve-se utilizá-lo de modo muito criterioso para avaliar as correlações entre cobertura e uso da terra e produção de sedimentos.

Devido à sua estrutura interna, em uma dada sub-bacia o SWAT simula paralelamente as componentes hidrológicas (escoamento superficial, por exemplo) em cada URH e as computa simultaneamente no exutório da sub-bacia, ignorando a posição relativa entre as URH. Essa simplificação pode prejudicar a avaliação dos impactos de mudanças na cobertura e uso da terra (Meng et al., 2018).

De acordo com Hari e Reddy (2018), há outras limitações do modelo SWAT relacionadas a seu algoritmo, quais sejam: (i) não se aplica a eventos isolados de chuvas, (ii) simula o transporte de metais apenas oriundos de fontes pontuais de poluição (iii) simula a propagação pela rede de drenagem de apenas um agrotóxico de cada vez e (iv) não lida com aplicações de fertilizantes realizadas em áreas específicas e (v) em grandes bacias, podem ser gerados centenas de Unidades de Resposta Hidrológicas, o que pode dificultar o manejo e o processamento.

3.8 Calibração e validação

Modelos hidrológicos computacionais com o SWAT são utilizados para simulação de diversos processos físicos, químicos e biológicos em escala de bacia hidrográfica. Para isso, são utilizadas inúmeras equações e centenas de parâmetros de modo a representar os processos. A maioria dos parâmetros são assumidos com valores padrões definidos no SWAT. Desse modo, para que os resultados simulados estejam condizentes com os resultados efetivamente medidos em campo (p. ex.: por uma estação fluviométrica), além de assegurar que os dados de entrada do modelo sejam os melhores disponíveis, é necessário que o modelo seja calibrado e validado

para as particularidades da bacia hidrográfica em questão. A etapa de calibração tem como objetivo a obtenção dos valores (ou o intervalo de valores) de um conjunto de determinados parâmetros que minimizam o erro do modelo, isto é, que reduzem a diferença entre os valores simulados e aqueles efetivamente observados em campo (Von Sperling, 2014).

Antes dos avanços computacionais, a calibração era realizada de modo manual. A partir do conhecimento em hidrologia e sobre a bacia hidrográfica modelada, um especialista variava os valores dos parâmetros utilizados no modelo e comparava os valores observados com os simulados, por meio de tentativa e erro. No entanto, a grande correlação entre os parâmetros (inerente aos sistemas ambientais), a não-linearidade do modelo e a elevada demanda por tempo implica em limitações ao método manual (Gupta et al., 1999).

De acordo com Abbaspour (2015), o método manual e determinístico de calibração não pode ser considerado adequado. Segundo o autor, deve ser utilizada uma abordagem estocástica, em que são reconhecidos os erros e as incertezas inerentes ao modelo e que busca capturar, em alguma medida, a falta de compreensão plena sobre os processos naturais que ocorrem na bacia hidrográfica.

Gupta et al. (1999) apresentaram a concepção básica de um processo de calibração automática baseada nas seguintes etapas: (i) seleção de um conjunto de dados observados/medidos, (ii) definição de valores (ou intervalos de valores) iniciais mais prováveis para um conjunto de parâmetros utilizados pelo modelo, (iii) simulação utilizando esse conjunto inicial de parâmetros, (iv) mensuração da diferença entre os valores simulados (saídas do modelo) e os valores observados, por meio de uma equação matemática chamada de função objetivo e (v) execução de um algoritmo que busca os valores (ou intervalo de valores) dos parâmetros que otimizam a função objetivo. As etapas iii, iv e v são realizadas de modo iterativo, com a substituição dos valores iniciais por aqueles indicados pelo algoritmo de otimização.

A etapa de validação do modelo consiste na demonstração de que determinado modelo construído para uma região em um determinado período seja capaz de realizar previsões suficientemente acuradas. Para tanto, o modelo calibrado deve ser aplicado a uma região ou período distintos daqueles utilizados para a calibração. Ou seja, a validação implica em executar o modelo a partir de uma nova série de dados de entrada e comparar os resultados com uma nova série de dados observados em

campo. Para ser validado, o modelo deve atender aos mesmos requisitos de desempenho definidos para a etapa de calibração (Henriksen et al., 2003).

Moriasi et al. (2007) avaliaram diversos estudos sobre técnicas de avaliação de modelos hidrológicos e propuseram um conjunto de indicadores estatísticos e faixas de valores para os indicadores associados à performance e acurácia do modelo de simulação. Os principais indicadores e faixas de interpretação de desempenho do modelo são apresentados a seguir.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual (ruído) comparada com a variância dos dados observados e é calculado pela seguinte equação:

$$NSE = 1 - \frac{\left[\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2 \right]}{\left[\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_{med}^{obs})^2 \right]}$$

Onde Y_i^{obs} são os valores de campo observados, Y_i^{sim} os valores simulados pelo modelo, Y_{med}^{obs} é a média dos valores observados e n é o número total de observações.

Os valores de NSE variam entre infinito negativo ($-\infty$) e 1, sendo o valor 1 correspondente ao ajuste perfeito entre os dados observados e simulados. Valores de NSE negativos significam que a média dos valores observados é uma melhor aproximação do que os valores simulados, o que indica a inadequação do modelo.

O percentual de tendência ou viés (PBIAS) representa a tendência média de os valores simulados serem maiores ou menores que os valores observados. Valores positivos de PBIAS indicam que o modelo tende a apresentar valores subestimados, enquanto valores negativos de PBIAS indicam tendência de que os dados simulados sejam superestimados em relação aos observados, sendo zero o valor ótimo. O PBIAS é calculado da seguinte forma:

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) \times 100}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right]$$

Outro indicador importante para se avaliar o erro associado a um modelo é o RSR. Esse indicador é calculado pela divisão entre o a raiz do erro quadrático médio

(RMSE) e o desvio padrão dos dados observados. O valor do RSR que indica uma simulação perfeita é zero e sua fórmula é indicada abaixo:

$$RSR = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_{med}^{obs})^2} \right]}$$

O Coeficiente de Determinação (R^2), por sua vez, é uma medida de ajuste de um modelo estatístico e descreve a proporção da variância dos dados medidos explicada pelo modelo, variando entre 0 e 1. Quanto maior o valor do R^2 , melhor o modelo se ajusta à amostra, sendo que valores de R^2 superiores a 0,5 são considerados indicativos de um desempenho aceitável do modelo.

O Quadro 1 apresenta a síntese dos principais indicadores estatísticos e as faixas de desempenho dos modelos hidrológicos.

Quadro 1 - Classificação do desempenho do modelo para simulações de vazões mensais

Desempenho	NSE		PBIAS (%)		R^2		RSR
	Vazão	Sedimentos	Vazão	Sedimentos	Vazão	Sedimentos	Vazão/ Sedimentos
Muito bom	$NSE > 0,80$	$NSE > 0,80$	$PBIAS < \pm 5,00$	$PBIAS < \pm 10,00$	$R^2 \geq 0,85$	$R^2 \geq 0,80$	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$
Bom	$0,70 < NSE \leq 0,80$	$0,70 < NSE \leq 0,80$	$\pm 5,0 \leq PBIAS < \pm 10,0$	$\pm 10,0 \leq PBIAS < \pm 15,0$	$0,75 < R^2 \leq 0,85$	$0,65 < R^2 \leq 0,80$	$0,50 \leq RSR \leq 0,60$
Satisfatório	$0,50 < NSE \leq 0,70$	$0,45 < NSE \leq 0,70$	$\pm 10,0 \leq PBIAS \leq \pm 15,0$	$\pm 15,0 \leq PBIAS \leq \pm 20,00$	$0,60 < R^2 \leq 0,75$	$0,40 < R^2 \leq 0,65$	$0,60 \leq RSR \leq 0,70$
Insatisfatório	$NSE \leq 0,5$	$NSE \leq 0,45$	$PBIAS \geq \pm 15,0$	$PBIAS \geq \pm 20,0$	$R^2 \leq 0,60$	$R^2 \leq 0,40$	$RSR \geq 0,70$

Fonte: Moriasi et al. (2007), Moriasi et al. (2015) e Abbaspour (2015).

3.8.1 SWAT-CUP

O software SWAT-CUP (*Calibration and Uncertainty Programs por SWAT*), desenvolvido por Abbaspour et al. (2007), pode ser definido como um método de modelagem inversa, semi-automatizado, que realiza a análise combinada de calibração e incerteza. Nesse programa, as incertezas relacionadas aos parâmetros a serem calibrados são expressas em intervalos de probabilidade e são decorrentes de todas as incertezas envolvidas em outros aspectos, como nas variáveis de entrada,

na concepção do modelo e nos dados medidos em campo. O objetivo é que a maior parte possível dos dados medidos seja englobada pelo intervalo de 95% de probabilidade associada às incertezas de predição (95PPU). Esse intervalo é determinado pela propagação das incertezas dos parâmetros utilizando o método de amostragem denominado Hipercubo Latino (Abbaspour et al., 2007).

Para realizar a calibração do modelo é necessária a definição de um conjunto de parâmetros de interesse e as faixas de valores iniciais, bem como possuir um conjunto significativo de dados observados em campo.

O SUFI-2 considera as incertezas advindas de diversos parâmetros do modelo e representa os resultados da simulação em termos da faixa de 95% de incertezas de predição (95PPU). Essa faixa é construída a partir das curvas de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa de uma variável de saída (resultado da simulação), obtida pelo método de amostragem do hipercubo latino. Tendo como base a faixa de 95PPU, são utilizados dois índices complementares para avaliar a qualidade da simulação do modelo: o *P-factor* e o *R-factor*. O *P-factor* representa o percentual dos dados observados que está contido dentro da faixa de 95PPU e varia entre 0 e 1. O *R-factor* é a espessura média da faixa 95PPU e pode variar entre 0 e infinito. *P-factor* igual a 1 e *R-factor* igual a 0 é a simulação que corresponde exatamente aos dados observados. Valores de *P-factor* maiores que 0,7 e *R-factor* por volta de 1,00 são indicativos de bom desempenho do modelo para a simulação de vazão, enquanto para sedimentos valores menores são admitidos (Abbaspour, 2007; Abbaspour, 2015).

O método de calibração mais utilizado é o *single site calibration* (SSC), em que são considerados dados observados em apenas um ponto da bacia hidrográfica, em geral seu exutório (Leta et al. 2017).

No entanto, a aplicação do método SSC em bacias com alto grau de variabilidade espacial deve ser avaliada com ressalvas, visto que os parâmetros obtidos pela calibração podem não representar adequadamente os processos hidrológicos que ocorrem no interior da bacia (Nkiaka et al. 2018).

Como alternativa, pode-se utilizar métodos de calibração que utilizam dados observados de vazão em diferentes partes da bacia. Dessa forma, a consideração da variabilidade espacial é favorecida e minimiza-se a possibilidade de que a calibração resulte em parâmetros irrealistas (Leta et al, 2017). De fato, muitos pesquisadores demonstraram que a utilização do método de calibração simultânea multi-sítio

(*simultaneous multi-site calibration - SMSC*), em comparação com o SSC, é mais efetiva em especial em bacias fisicamente heterogêneas (Nkiaka et al., 2018).

O SWAT-CUP utiliza três métodos de alteração nos valores dos parâmetros a cada simulação, sendo eles: (i) substituição, (ii) multiplicação e (iii) adição. No primeiro, o programa substitui diretamente o valor do parâmetro por outro valor, dentro do intervalo definido. No segundo, o programa multiplica o atual valor do parâmetro pelo coeficiente de multiplicação adicionado ao número 1 (porcentagem). No terceiro, o programa adiciona um número ao atual valor do parâmetro. Os dois primeiros métodos são os mais comuns, sendo que o método da multiplicação é indicado para parâmetros espacialmente heterogêneos, como aqueles relacionados ao tipo de solo e a classe de cobertura e uso da terra, visto que a variação do valor do parâmetro por uma porcentagem mantém as variabilidades espaciais (Abbaspour, 2015).

A etapa de validação tem o propósito de evidenciar a confiabilidade dos parâmetros calibrados. Para tanto, o modelo calibrado precisa ser aplicado a um conjunto distinto de dados de entrada e dados observados em campo, ou seja, a uma outra bacia ou a um outro período em comparação com o que foi utilizado na calibração. É importante que o período de validação possua atributos físicos compatíveis com os da calibração, como por exemplo médias e variâncias da precipitação e de vazões similares, ou seja, que englobe anos secos e úmidos na mesma medida (Abbaspour et al., 2017).

De acordo com a orientação de Abbaspour (2015), após realizada com sucesso a etapa de calibração, a validação consiste em realizar 1 (uma) iteração com o mesmo número de simulações de uma iteração da calibração, mantendo-se todas as configurações (limites superior e inferior) iguais àquelas iniciais da última interação da calibração, mas com um novo conjunto de dados observados (referentes ao período da validação).

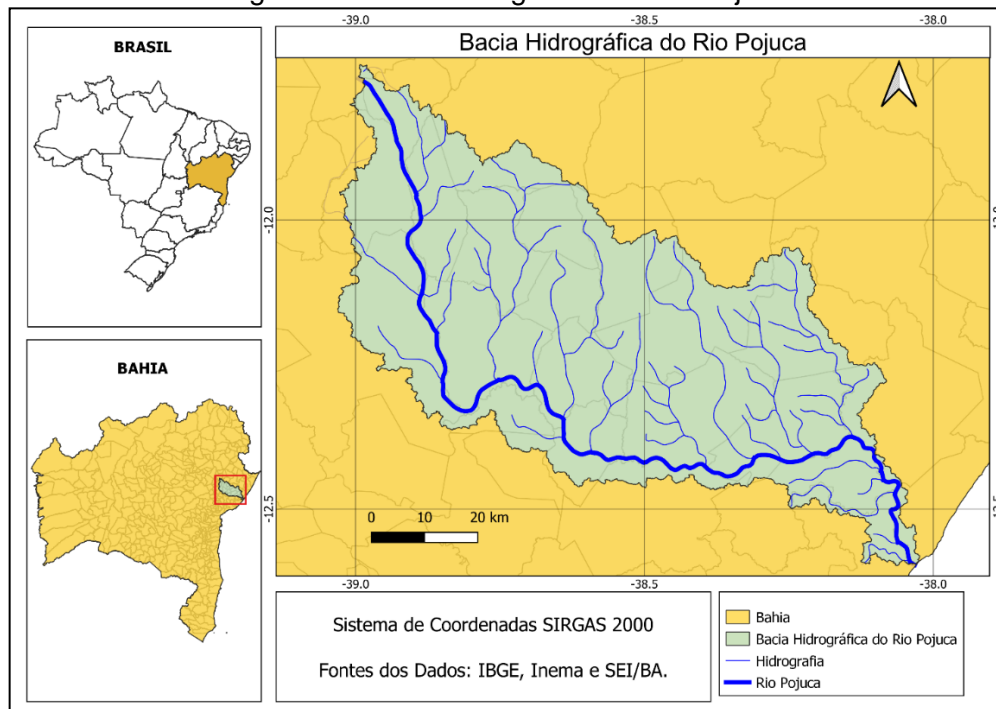
4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Pojuca (Figura 6) é situada no estado da Bahia, na Região de Planejamento e Gestão das Águas XI (RPGA XI), denominada Recôncavo Norte e Inhambupe. O Rio Pojuca, que é o maior rio em extensão dessa RPGA, com

cerca de 200 km, nasce na Serra da Mombaça, no município de Santa Bárbara, e desemboca entre as vilas de Praia do Forte e Itacimirim, constituindo-se no divisor físico dos municípios de Camaçari e Mata de São João (CRA, 2005). A bacia hidrográfica do Rio Pojuca abrange 4.790,51 km² de área total, engloba os limites territoriais de 22 municípios e 16 sedes municipais. Em 2017, a população residente na bacia foi estimada em 669.898 habitantes, com uma taxa de crescimento anual de 1,5% (INEMA, 2018).

Figura 6 - Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca



Fonte: Elaboração própria.

Os principais afluentes do Rio Pojuca são, pela margem esquerda, os rios Salgado, Paramirim, Camarojipe, Pitanga, Una, Catu, Quirocó Pequeno e Papucu Grande, e, pela margem direita, os rios São José, Cabuçu, Juruaba e Itapecerica. A área de drenagem do rio está sujeita a três diferentes regimes climáticos (sub-úmido a seco, úmido a sub-úmido e úmido) e os índices pluviométricos apresentam uma grande amplitude de variação, variando de 800 mm anuais nas cabeceiras até 1.700 mm na foz. Os biomas presentes são caatinga e mata atlântica (INEMA, 2018).

Do ponto de vista geológico, a bacia hidrográfica do Rio Pojuca é formada por rochas metamórficas gnáissicas associadas ao Complexo Santa Luz na porção oeste, rochas sedimentares juro-cretáceas da bacia sedimentar do Recôncavo Baiano

(Grupos Brotas e Santo Amaro) na porção central e estreita faixa de rochas cristalina do Complexo granulítico Salvador-Esplanada e depósitos costeiros na região da foz do Rio Pojuca. Deve-se destacar os pacotes sedimentares das Formações Marizal e São Sebastião, na parte central da bacia, que são caracterizados como um aquífero livre, passando gradualmente de semi-confinado a confinado à medida que se aprofunda, com fluxos de água fluindo regionalmente no sentido leste. As maiores vazões (entre 50 e 275 m³/h) produzidas por poços na região são concentradas no aquífero São Sebastião, que fornece expressivos volumes de água para o abastecimento humano e industrial (INEMA, 2018).

Os solos predominantes na bacia do Rio Pojuca são os Argissolos Vermelho-Amarelos, que abrangem 67,3 % da área total. Os solos dessa classe apresentam horizonte B textural e argila de atividade baixa, não hidromórficos. Apresentam sequência de horizontes A, Bt e C, com maior ocorrência de horizonte A fraco a moderado e de classe de textura média e textura argilosa no horizonte Bt. São solos profundos a muito profundos e moderadamente a fortemente ácidos (BAHIA, 2004; INEMA, 2018).

A região tem atividades econômicas associadas à agropecuária, destacando-se a avicultura e a bovinocultura. A substituição da cobertura vegetal nativa por pastagens e áreas agrícolas foi um fenômeno que ocorreu desde o início da ocupação da bacia. Mais recentemente, a exploração de petróleo, a silvicultura (eucalipto) e a expansão urbana destacam-se como principais aspectos ambientais. Estimativas indicaram que atualmente a bacia tem apenas 9% da área de vegetação nativa original, concentrada em sua porção inferior (Inema, 2018). A Figura 7 apresenta uma visão do Rio Pojuca em sua porção final, sob a BA-099.

Apenas 0,58% da área total da bacia do rio Pojuca (27,58 km²) é protegida com alguma categoria de Unidade de Conservação (UC), o que denota a fragilidade da gestão territorial em relação à proteção do meio ambiente e dos corpos hídricos. Nesse contexto de quase inexistência de área protegidas com UCs, a ocupação da bacia ocorre de forma espontânea e é regida somente pelos zoneamentos municipais.

Figura 7 - Vista na ponte da BA-099 próximo à foz do Rio Pojuca



Fonte: Aatoria própria.

Pinheiro (2014) concluiu que a bacia do rio Pojuca apresentava graves problemas de degradação da qualidade ambiental mesmo estando entre as mais importantes para o desenvolvimento econômico e social da Região Metropolitana de Salvador. O autor também indicou a importância e urgência da revitalização da bacia por meio da adoção de múltiplas agendas integradas, como ampliação das estruturas de saneamento, recuperação das matas ciliares e implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Cabe destacar que a RPGA XI (Recôncavo Norte e Inhambupe) não dispõe de Plano de Bacia e os corpos hídricos não foram enquadrados de acordo com a Resolução Conama nº 357/05, o que configura um cenário precarizado de implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos.

Desde a década de 1970 já se propõe a construção da Barragem de Itapecerica, no rio Pojuca, como manancial para atendimento às demandas do Sistema Integrado de Abastecimento de Água - SIAA de Salvador. Essa possibilidade tornou-se mais concreta a partir das discussões no Plano de Abastecimento de Água da RMS – PARMS (2015).

4.2 Evolução da cobertura e uso da terra na bacia do rio Pojuca

No presente estudo, a Coleção 6 do Projeto MapBiomas, que possui mapas anuais de cobertura e uso da terra do período de 35 anos compreendido entre 1985 e 2020, foi dividida em intervalos de sete anos e realizou-se o download dos anos 1985, 1992, 1999, 2006, 2013 e 2020. Cada mapa nacional (arquivo RASTER) foi recortado no software QGIS (versão 3.16) com base na poligonal da bacia hidrográfica do Rio Pojuca construída pelo complemento QWSAT (versão 1.1.1). Dessa forma, sete diferentes mapas de cobertura e uso da terra na bacia do Rio Pojuca foram obtidos. Cada mapa em formato RASTER foi transformado em formato SHAPE (polígono) para calcular com melhor precisão as áreas totais relacionadas a cada uma das 15 diferentes classes de ocupação nos 6 anos definidos para estudo. A análise da evolução temporal do perfil de ocupação da bacia, entre os anos 1985 e 2020, foi utilizada para a identificação de tendências e elaboração de cenários.

4.3 Produção e transporte de sedimentos

Não há estações de medição de descarga sólida (sedimentos) na bacia hidrográfica do Rio Pojuca. Por esse motivo, para ser possível realizar a calibração do modelo hidrológico em relação aos sedimentos foi necessário buscar dados de monitoramento da qualidade da água junto a diferentes órgãos com atuação regional.

Inicialmente foi consultada a base de dados do Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos – SEIA. Há o ponto de monitoramento denominado RCN-POJ750, coincidente com a estação fluviométrica mais a jusante no rio Pojuca, denominada Tiririca (considerada na calibração). No entanto, os dados de sólidos em suspensão nesse ponto são escassos e com limite de quantificação inadequado (50 mg/l).

Diante desse fato, buscou-se dados de monitoramento da qualidade da água da Empresa Baiana de Águas e Saneamento – Embasa, empresa estadual responsável pela prestação de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário na grande maioria dos municípios da bacia hidrográfica. Junto à Embasa constatou-se que a jusante da estação fluviométrica Tiririca há 1 (um) ponto de captação de água (para a ETA de Barra do Pojuca) e 3 (três) pontos de lançamento de efluentes tratados (ETE Barra do Pojuca, ETE Praia do Forte e ETE Iberostar).

Esses pontos se situam em distâncias entre 6 e 9 km a jusante da estação Tiririca. Para monitorar esses 4 (quatro) usos da água outorgados no Rio Pojuca, a Embasa realiza o monitoramento em 7 (sete) pontos distintos: a montante da captação de água e a montante e jusante dos pontos de lançamento de efluentes tratados.

A série histórica desse monitoramento realizado pela Embasa proporcionou um total de 492 análises de sólidos em suspensão, em todos os meses do ano no período entre os anos 2006 e 2016. Em muitos casos, no mesmo dia foram realizadas coletas em alguns desses pontos, portanto calculou-se a média dos valores obtidos em coletas que ocorreram no mesmo dia. Esse procedimento resultou em valores de sólidos em suspensão para 111 diferentes datas. Para essas datas, foram obtidas as vazões diárias medidas na estação Tiririca (série histórica de vazões). Da multiplicação das vazões pelas concentrações de sólidos suspensos, após ajuste de unidades, obteve-se os valores de descarga sólida em suspensão diária. Foi utilizado o procedimento indicado por Menezes e Marcuzzo (2018) para a construção da curva-chave de descarga sólida em suspensão em função da descarga líquida para 111 pares de dados. Dessa forma, obteve-se a seguinte equação exponencial que relaciona as duas variáveis, com coeficiente de determinação ($R^2 = 0,8579$) indicando bom ajuste (Gráfico 1):

$$Q_{ss} = 1,2229 X Q^{1,2184}$$

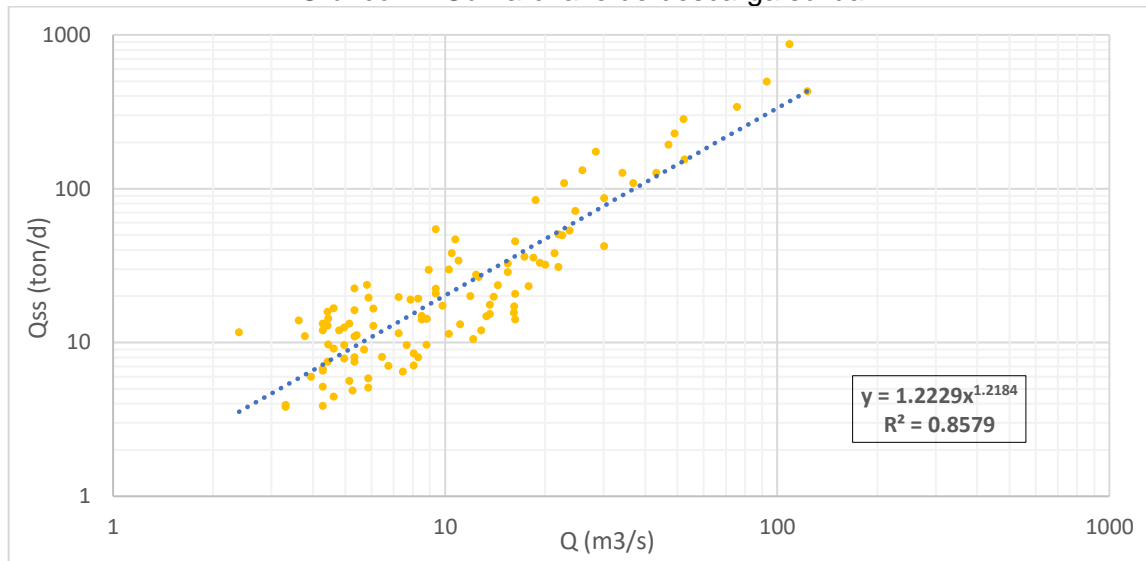
Onde Q_{ss} é a descarga sólida em suspensão em ton/dia e Q é a descarga líquida (vazão) em m^3/s .

No presente estudo considerou-se a carga sólida em suspensão como equivalente à carga total de sedimentos transportada pelo corpo hídrico, desconsiderando as componentes de fundo (arrasto e saltante), dada a ausência de dados medidos em campo. Considerou-se também que não há variação espacial significativa vertical e horizontalmente na concentração de sólidos em suspensão no corpo hídrico e que as coletas realizadas pela Embasa na margem do rio são representativas da concentração média na seção.

Importante destacar que essas premissas simplificadoras incorporam incertezas aos valores de descarga sólida simulados pela curva-chave, assim como a própria utilização da curva-chave construída com base em Menezes e Marcuzzo

(2018). Como não há estações de monitoramento de descarga sólida na bacia do Rio Pojuca, não seria possível realizar as etapas de calibração e validação do modelo. Dessa forma, optou-se por assumir as simplificações supracitadas e as incertezas dela advindas como forma de viabilizar a construção da série de dados de observados e permitir a calibração e validação do modelo.

Gráfico 1 - Curva-chave de descarga sólida



Fonte: Elaboração própria.

A curva-chave de descarga sólida foi utilizada então para gerar os dados de descarga sólida mensal para todo o período da simulação (2001 a 2020). Os dados entre 2001 e 2014 foram utilizados para a calibração do modelo (calibrado previamente para vazão) e os dados entre 2015 e 2020 foram utilizados para a etapa de validação do modelo calibrado.

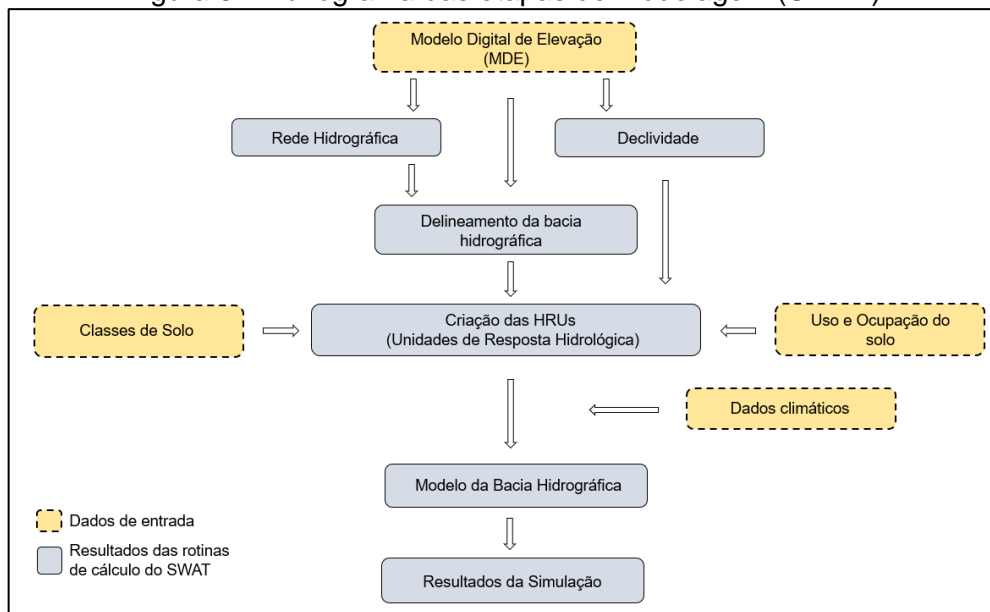
4.4 Modelagem com o SWAT

4.4.1 Etapas da modelagem

O SWAT inicialmente utiliza o Modelo Digital de Elevação (MDE) para delinear a bacia hidrográfica de interesse, definir as sub-bacias e a rede de drenagem. O próximo passo é incluir no modelo os mapas de tipos de solo, de cobertura e uso da terra e a definição das classes de declividade. O modelo define então as Unidades de Resposta Hidrológica ou *Hydrological Response Units* (HRUs), que são porções da bacia hidrográfica que possuem as mesmas características em termos de tipo de solo,

uso do solo e declividade. A modelagem de todos os processos se dá no nível das HRUs. Inserem-se, então, os dados climáticos (obtidos em estações reais de monitoramento ou gerados pelo próprio), o SWAT executa todos os cálculos envolvidos na simulação dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica e fornece os resultados da simulação (qualidade, quantidade e fluxos da água). A Figura 8 resume as etapas envolvidas na modelagem com o SWAT.

Figura 8 - Fluxograma das etapas de modelagem (SWAT)



Fonte: Adaptado de Srinivas e Gopal (2017).

4.4.2 Modelo Digital de Elevação - MDE

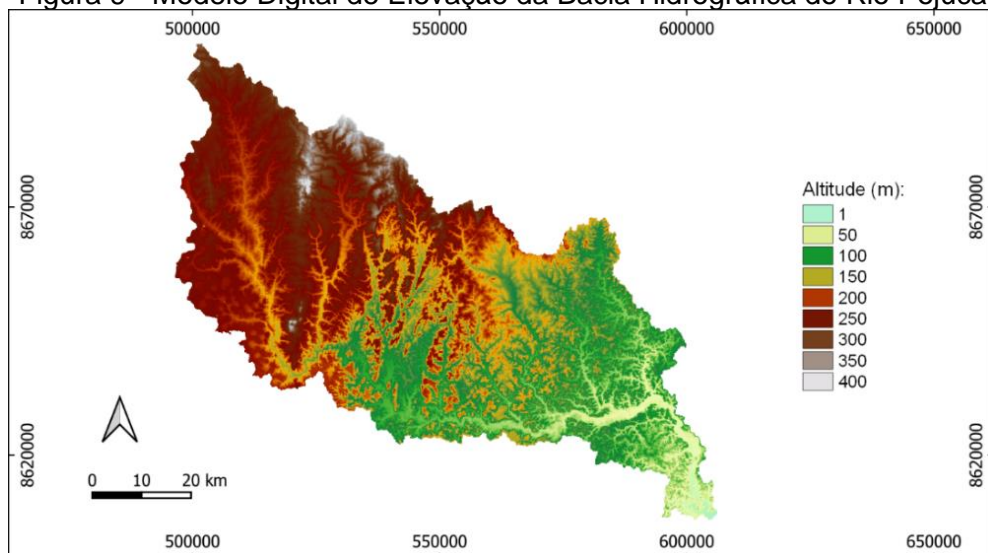
A partir de 2014 foi disponibilizado pela NASA para todo o território brasileiro o Modelo Digital de Elevação – MDE resultado do projeto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) na resolução espacial de 30 metros. Esse projeto consistiu na captura de dados altimétricos da superfície da Terra entre os dias 11 e 22/02/2000 por meio do sobrevoo do ônibus espacial Shuttle e posterior processamento dos dados. Esses dados foram disponibilizados gratuitamente na internet e ampliaram as possibilidades de utilização do SWAT em bacias de menor extensão, em comparação com o período até 2014 em que o MDE mais utilizado no Brasil era oriundo do projeto TOPODATA (INPE), que se baseava no levantamento SRTM com resolução espacial de 90 metros (Cremon, 2019; Arroio Júnior, 2016).

Para a construção do MDE da bacia do Rio Pojuca foram utilizadas 4 (quatro) cenas do *Shuttle Radar Topography Mission* - SRTM Global com resolução de 1 arco

de segundo (30 metros), disponíveis no site “EarthExplorer” do *United States Geological Service - USGS*. Para o recobrimento total da bacia do Rio Pojuca foram utilizadas as cenas referentes às coordenadas S12/W039, S12/W040, S13/W029 e S13/W040.

No software QGis, as quatro cenas obtidas em formato *raster* foram utilizadas para gerar um mosaico utilizando-se a ferramenta “Mesclar” e, posteriormente, o mosaico foi recortado para área de estudo (bacia do Rio Pojuca). Por fim, o arquivo *raster* foi reprojetoado para o sistema de coordenadas geográficas no datum SIRGAS200.

Figura 9 - Modelo Digital de Elevação da Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca



Fonte: Elaboração própria.

4.4.3 Cobertura e uso da terra

Utilizou-se como base o mapa referente ao ano de 2006 da Coleção 6 do projeto Mapbiomas (2022). Para a criação do mapa de entrada do modelo SWAT, foi necessária a compatibilização das classificações de cobertura e uso da terra utilizadas no projeto Mapbiomas com aquelas consideradas no SWAT. O SWAT possui 127 categorias de usos da terra pré-carregadas, que descrevem diversos tipos de cultura agrícola, feições naturais e coberturas específicas. Em relação às áreas urbanizadas, o SWAT possui 9 (nove) categorias de urbanização diferenciadas pela tipologia (residencial, industrial, comercial, dentre outras) e densidade das edificações (alta, média e baixa) (Arroio Jr, 2016).

Dessa forma, buscou-se associar cada classe de cobertura e uso da terra adotada pelo Mapbiomas à classe com maior similaridade presente no banco de dados do SWAT. A classe de cobertura “Praia, duna e areal” não encontrou correspondente satisfatório no banco de dados do SWAT, mas como ocupou em 2020 um percentual ínfimo da área total da bacia (apenas 0,0002 %) esta classe foi desconsiderada e sua área foi englobada pela classe de maior extensão (pastagem). No Quadro 2 são apresentadas as correspondências adotadas entre as classificações do MapBiomas e do SWAT.

Visando adaptar as especificações associadas às classes de ocupação do solo relativas a floresta, cerrado e pastagem à realidade brasileira, os coeficientes CN (curva número) presentes no banco de dados referenciais do SWAT foram alterados tendo como referência os valores apresentados por Castro (2013) e Santos e Lollo (2016).

Quadro 2 - Correspondência entre as classes de cobertura e uso da terra do MapBiomas e do SWAT

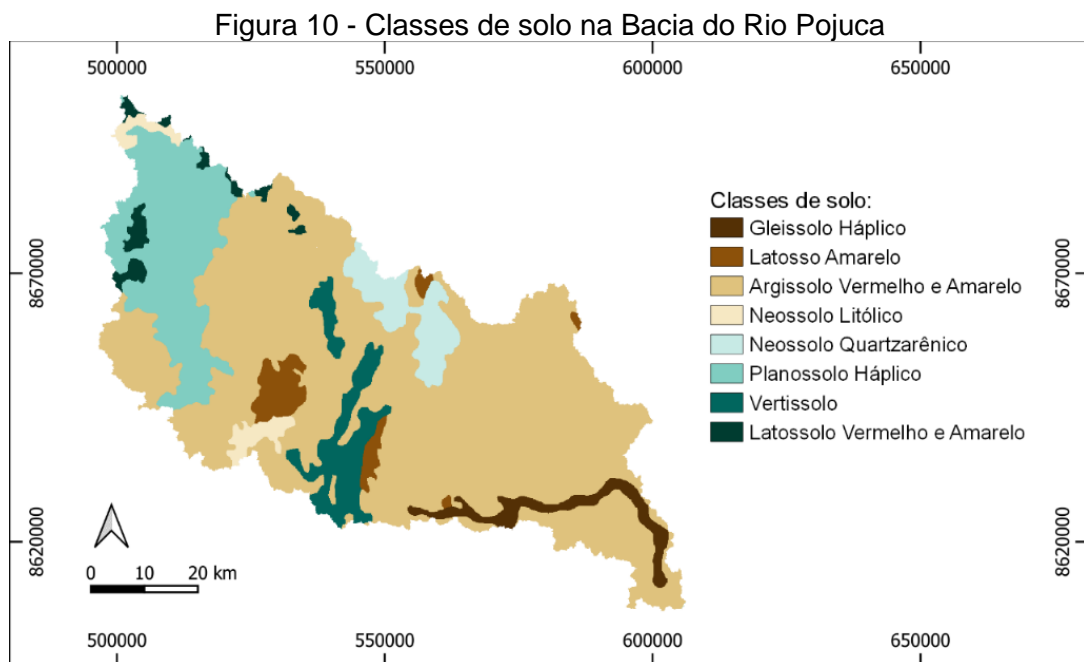
MAPBIOMAS	SWAT	DESCRIÇÃO
Formação Florestal	FRSE	Floresta sempre verde
Formação Savânica	FRST	Floresta tropical seca
Mangue	WETF	Área alagada vegetada
Campo Alagado e Área Pantanosa	WETL	Área alagada
Formação Campestre	RNGB	Variedade de arbustos / Floresta aberta
Apicum	WETL	Área alagada vegetada
Outras Formações não Florestais	RNGE	Gramíneas variadas
Pastagem	PAST	Pastagem
Outras Lavouras Temporárias	AGRL	Culturas agrícolas em geral
Silvicultura	EUCA	Eucalipto
Mosaico de Agricultura e Pastagem	AGRL	Culturas agrícolas em geral
Área Urbanizada	URMD	Área urbana de média densidade
Outras Áreas não Vegetadas	BARR	Área aberta não vegetada
Rio, Lago e Oceano	WATR	Água

Fonte: Elaboração própria.

4.4.4 Classes de solo

Os solos da bacia hidrográfica do Rio Pojuca foram classificados a partir da base de dados do Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH (2004), que teve como principal referência o Projeto RADAMBRASIL. A partir do arquivo em formato *Shapefile* com a classificação de solos de todo o estado da Bahia, foi realizado um recorte por meio da ferramenta “Recortar” do software QGis tendo como contorno a poligonal da bacia hidrográfica do Rio Pojuca, que foi construída no complemento QSWAT. As características de saturação por bases foram desconsideradas uma vez que não trariam influências na modelagem (p. ex.: distrófico ou eutrófico). Desse modo, os solos foram agrupados em classes principais e posteriormente o arquivo vetorial foi convertido em arquivo *raster*, que é o formato compatível com o modelo SWAT, e reprojetoado para o sistema de coordenadas geográficas. As classes de solo presentes na bacia do rio Pojuca são apresentadas na Figura 10 e na Quadro 3.

Segundo Arnold et al. (2012), os dados de entrada para o modelo SWAT devem caracterizar todos os horizontes do solo (até no máximo 25 horizontes distintos) e são divididos entre propriedades físicas (obrigatórias) e químicas (opcionais). No Quadro 4 são apresentadas as variáveis obrigatórias para a caracterização de cada classe de solo.



Fonte: Elaboração própria.

Quadro 3 - Classes de solo na Bacia do Rio Pojuca

CLASSE DE SOLO	ÁREA (km ²)	%
Argisso Vermelho e Amarelo - PVA	3.213,319	67,27
Planossolo Háptico - SX	670,564	14,04
Vertissolo - V	251,605	5,27
Neossolo Quartzarênico - RQ	202,615	4,24
Latossolo Amarelo - LA	137,957	2,89
Glaissolo Háptico - GX	132,736	2,78
Neossolo Litólico - RL	86,367	1,81
Latossolo Vermelho e Amarelo - LVA	81,631	1,71

Fonte: PERH (2004)

Quadro 4 - Variáveis de entrada do SWAT obrigatórias (solo)

PARÂMETRO	DEFINIÇÃO
NLAYERS	Número de horizontes do solo
HYDGRP	Grupo hidrológico baseado nas características da infiltração (A, B, C ou D)
SOL_ZMX	Profundidade máximas das raízes no solo (mm)
SOL_Z	Profundidade do horizonte do solo (mm)
SOL_BD	Densidade aparente do solo (g/cm ³)
SOL_AWC	Capacidade de água do solo disponível (mm H ₂ O/mm solo)
SOL_CBN	Carbono orgânico (% em peso do solo)
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h)
CLAY	Percentual de argila (%)
SILT	Percentual de silte (%)
SAND	Percentual de areia (%)
ROCK	Percentual de rocha (%)
SOL_ALB	Albedo (%)
USLE_K	Fator de erodibilidade do solo
ANION_EXCL	(Opcional) Fração da porosidade (%)

Fonte: Elaboração própria.

O parâmetro HYDGRP (grupo hidrológico), relacionado às características de infiltração do solo, é utilizado diretamente na estimativa do escoamento superficial pelo método do Serviço de Conservação do Solo (SCS) dos Estados Unidos da América (EUA). Os solos são classificados nos grupos: A (baixo potencial de escoamento), B (moderado potencial de escoamento), C (alto potencial de escoamento), D (muito alto potencial de escoamento), partindo de areias bem graduadas e profundas com alta taxa de infiltração (A) até as argilas compactas com baixíssima taxa de infiltração (D). No Quadro 5 é apresentada a classificação geral dos solos brasileiros segundo o grupo hidrológico.

Quadro 5 - Grupos hidrológicos dos solos brasileiros

GRUPOS HIDROLÓGICOS	TIPOS DE SOLOS BRASILEIROS
A	Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.
B	Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; Latossolo Bruno; Nitossolo Vermelho; Neossolo Quartzarênico; Argissolo Vermelho ou Vermelho Amarelo de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta.
C	Argissolo pouco profundo, mas não apresentando mudança textural abrupta ou Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos profundos e apresentando mudança textural abrupta; Cambissolo de textura média e Cambissolo Háptico ou Húmico, mas com características físicas semelhantes aos Latossolos (latossólico); Espodossolo Ferrocárbico; Neossolo Flúvico.
D	Neossolo Litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Alissolo; Luvissolo; Plintossolo; Solos de Mangue; Afloramentos de Rocha; demais Cambissolos que não se enquadram no Grupo C; Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta.

Fonte: Sartori et al. (2005).

Para cada tipo de solo identificado na bacia do Rio Pojuca, foram obtidas as caracterizações detalhadas necessárias para a simulação do modelo SWAT. Baldissera (2005), Santos (2010), Silva e Medeiros (2014) e Freire (2019) realizaram estudos de aplicação do modelo SWAT para simulações em bacias hidrográficas do Mato Grosso, Rio Grande do Norte, Paraíba e São Paulo e contribuíram com o compartilhamento de dados de entrada do modelo referentes a solos similares àqueles encontrados na bacia do Rio Pojuca. Lima (2014) realizou uma caracterização morfológica, física, química, mineralógica e micromorfológica de vertissolos da região nordeste do Brasil, derivados de diferentes materiais de origem. As informações utilizadas para caracterizar os solos vetissolos na bacia hidrográfica do rio Pojuca foram oriundas do perfil de solo coletado no município de Terra Nova, Bahia, inserido na Bacia do Recôncavo Baiano, Grupo Santo Amaro, sobre a Formação Recôncavo, obtidas do estudo de Lima (2014). Ainda em relação aos solos vertissolos, Amaral et al. (2007) analisaram a condutividade hidráulica desse tipo de solo em distintas condições de irrigação. Por fim, Moreira (2019) apresentou um conjunto de

procedimentos metodológicos necessários para a obtenção dos valores de cada parâmetro pedológico exigido pelo modelo SWAT para estimativa de vazões em bacias hidrográficas.

O banco de dados do SWAT em formato Microsoft Acess, que faz parte do conjunto de arquivos instalados junto com o SWAT Editor 2012, possui centenas de tipos de solos encontrados nos EUA, bem como todas as suas características detalhadas exigidas pelo modelo. No entanto, conforme já exposto, os solos brasileiros possuem particularidades que exigem que novas classes de solos e os parâmetros sejam inseridas no banco de dados do SWAT. Os dados apresentados no Quadro 6 foram preenchidos em uma planilha eletrônica (soil.xls) formatada de modo compatível com banco de dados do SWAT. Essa planilha, então, foi carregada no banco de dados em formato Microsoft Acess e criou-se um arquivo em formato CSV para vincular as classes de solos contidas no arquivo *raster* (Quadro 3) com os parâmetros específicos de cada classe (Quadro 6). Esse arquivo de compatibilização é chamado nos documentos técnicos do SWAT de “*lookup table*”.

Quadro 6 - Parâmetros de entrada do Modelo SWAT (solos da bacia do Rio Pojuca)

Parâmetros	PVA	GX	LVA	RQ	RL	SX	V	LA
NLAYERS	3	4	4	3	2	4	5	5
HYDGRP	B	B	A	B	D	B	D	A
SOL_ZMX	1300	1300	1500	300	300	740	1000	1450
ANION_EXCL	0,32	0,39	0,38	0,4	0,4	0,26	-	0,35
SOL_Z1	200	80	360	100	150	120	160	125
SOL_BD1	1,7	1,4	1,5	1,8	1,7	1,7	1,61	1,4
SOL_AWC1	0,4	1	0,3	0,02	0,12	0,3	0,15	0,023
SOL_K1	90	12,5	12,5	500	20	90	0,16	20,3
SOL_CBN1	1,3	2,8	1,1	1,54	0,56	0,71	1,32	0,555
CLAY1	11,7	26,4	30,3	1	17,86	16	52,8	9
SILT1	18,1	71,5	16	2	20,68	14	19,9	7
SAND1	70,2	2,1	53,7	97	55,46	70	27,3	84
ROCK1	0	0	0	0	6	0	0	0
SOL_ALB1	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,16	0,16	0,16
USLE_K1	0,14	0,31	0,13	0,15	0,16	0,16	0,12	0,5
SOL_EC1	0	0	0	0	0	0	0	0
SOL_Z2	550	450	760	270	700	200	100	295
SOL_BD2	1,7	1,5	1,7	1,8	1,7	1,7	1,82	1,4
SOL_AWC2	0,4	0,1	0,3	0,02	0,12	0,3	0,14	0,023
SOL_K2	90	5	12,5	500	20	40	0,16	20,3
SOL_CBN2	0,6	0,7	0,2	0,57	0,31	0,53	1,23	0,285
CLAY2	18,8	37,8	29,8	1	21,36	44	64,8	10,5
SILT2	17,2	56,3	14,3	2	23,14	15	23,9	5,5
SAND2	64	5,9	55,9	97	44,5	41	11,3	84
ROCK2	0	0	0	0	11	0	0	0
SOL_ALB2	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,16	0,16	0,16
USLE_K2	0,15	0,3	0,14	0,1	0,17	0,131	0,13	0,0935
SOL_EC2	0	0	0	0	0	0	0	0
SOL_Z3	1300	750	1210	1600		500	270	605

Quadro 6 – Parâmetros de entrada do Modelo SWAT (solos da bacia do Rio Pojuca) – (cont.)

Parâmetros	PVA	GX	LVA	RQ	RL	SX	V	LA
ROCK2	0	0	0	0	11	0	0	0
SOL_ALB2	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,16	0,16	0,16
USLE_K2	0,15	0,3	0,14	0,1	0,17	0,131	0,13	0,0935
SOL_EC2	0	0	0	0	0	0	0	0
SOL_Z3	1300	750	1210	1600		500	270	605
SOL_BD3	1,7	1,6	1,7	1,8		1,9	1,77	1,3
SOL_AWC3	0,7	0,7	0,4	0,01		0,3	0,18	0,024
SOL_K3	12,5	40	12,5	500		40	0,16	15,4
SOL_CBN3	0,3	0,3	0,5	0,22		0,27	0,83	0,235
CLAY3	20,8	25,6	29,5	1		47	76,5	13,5
SILT3	18,3	62,4	13,8	5		20	22,4	6,5
SAND3	60,9	12	56,7	94		33	1,1	80
ROCK3	0	0	0	0		0	0	0
SOL_ALB3	0,15	0,16	0,15	0,16		0,15	0,15	0,15
USLE_K3	0,16	0,26	0,14	0,161		0,139	0,13	0,1085
SOL_EC3	0	0	0	0		0	0	0
SOL_Z4		1300	1500			740	180	1000
SOL_BD4		1,7	1,6			1,9	1,84	1,3
SOL_AWC4		0,5	0,4			0,3	0,18	0,024
SOL_K4		12,5	12,5			40	0,16	15,4
SOL_CBN4		0,3	0,4			0,24	0,52	0,2
CLAY4		21,5	35,6			32	76,9	19
SILT4		57,3	15,9			22	22,2	7,5
SAND4		21,2	48,5			46	0,9	74
ROCK4		0	0			0	0	0
SOL_ALB4		0,16	0,15			0,15	0,15	0,15
USLE_K4		0,21	0,14			0,15	0,13	0,125
SOL_EC4		0	0			0	0	0
SOL_Z5							290	1450
SOL_BD5							1,83	1,3
SOL_AWC5							0,15	0,024
SOL_K5							0,16	15,4
SOL_CBN5							0,46	0,175
CLAY5							81,9	23
SILT5							17	6
SAND5							1,1	71
ROCK5							0	0
SOL_ALB5							0,15	0,15
USLE_K5							0,14	0,115
SOL_EC5							0	0

Fonte: Elaborado a partir de Baldissera (2005), Amaral et al. (2007), Santos (2010), Lima (2014), Silva e Medeiros (2014), Freire et al. (2019) e Moreira et al. (2019).

4.4.5 Dados hidroclimáticos e estações de monitoramento

Os dados climatológicos obrigatórios para executar o modelo SWAT são temperaturas máximas e mínimas do ar (°C), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%), radiação solar (MJ/m²) e precipitação (mm). Os dados climatológicos da bacia do Rio Pojuca foram obtidos da Rede Meteorológica Brasileira, que é operada pela Agência Nacional de Águas (ANA), em parceria com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e o Serviço Geológico do Brasil (SGB) e outras instituições, que é integrada com o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos

Hídricos (SNIRH) por meio do Portal HidroWeb. Também foram considerados os dados da estação meteorológica Lamarão, operada pela CETREL, que fica próxima da bacia do rio Pojuca (15 km de distância). As estações de monitoramento climático utilizadas na construção do modelo são apresentadas no Quadro 7 e na Figura 11.

Quadro 7 - Estações de monitoramento climático

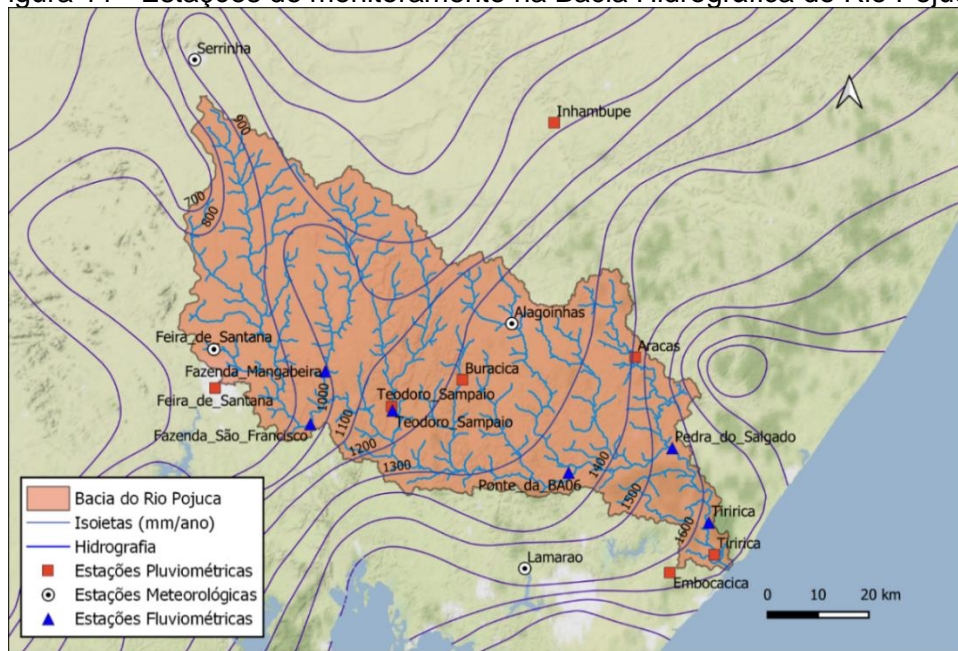
Nome	Responsável	Código	Lat	Long	Altitude (m)	Período	Dados
Feira de Santana	INMET	83221	-12,196	-38,967	229,52	1994 - 2018	Evp; Ins; Prec; TempMed, TempMin; TempMax; UR; VV
Alagoinhas	INMET	83249	-12,149	-38,425	129,78	1980 - 2020	Evp; Ins; Prec; TempMed, TempMin; TempMax; UR; VV
Serrinha	INMET	83190	-11,668	-39,002	362,39	1980 - 2020	Evp; Ins; Prec; TempMed, TempMin; TempMax; UR; VV
Lamarão	CETREL	-	-12,595	-38,401	60,00	2001 - 2021	Prec; TempMed; UR; VV; DR; RS
Feira de Santana	INEMA	1238120	-12,266	-38,965	-	2000 - 2014	Prec
Buracica	ANA	1238042	-12,251	-38,515	13,00	1963 - 2021	Prec
Teodoro Sampaio	ANA	1238051	-12,300	-38,644	116,00	1963 - 2021	Prec
Tiririca	ANA	1238000	-12,570	-38,057	34,00	1963 - 2021	Prec
Araçás	ANA	1238010	-12,210	-38,201	80,00	1963 - 2021	Prec
Inhambupe	ANA	1138002	-11,783	-38,348	158,00	1948 - 2021	Prec

EVP = Evaporação / INS = Insolação / Prec = Precipitação / TempMed = Temperatura Média / TempMin = Temperatura Mínima / TempMax = Temperatura Máxima / UR = Umidade Relativa / VV = Velocidade do vento.
 Fonte: Elaboração própria a partir de dados da ANA, Cetrel e Inmet.

Após a análise dos dados das duas estações localizadas em Feira de Santana, optou-se por descartá-las devido ao grande número de falhas e inconsistências nas séries históricas. As 5 (cinco) estações pluviométricas operadas pelo SGB apresentaram boa consistência e poucas falhas no período de 2000 e 2020. Algumas lacunas de dados de precipitação foram preenchidas a partir dos dados das estações vizinhas, levando em consideração a proximidade entre as estações, o regime climático e as faixas de isoietas. As três estações operadas pelo INMET, por sua vez, apresentaram grandes descontinuidades nos dados, com exceção dos dados de precipitação da estação Serrinha e de precipitação, temperatura e velocidade do vento da estação Alagoinhas, as únicas que possuíam série contínuas e com poucas falhas,

portanto somente esses dados do Inmet foram considerados na modelagem. A estação de Alagoinhas do INMET teve especial importância para o preenchimento de lacunas pontuais que afligiram simultaneamente todas as estações da ANA/CPRM. A estação Lamarão, operada pela Cetrel, apresentou uma boa continuidade na série de dados de velocidade e direção do vento, radiação e temperatura média, mas os dados de precipitação só foram gerados de modo sistemático a partir de 2011, o que impediu que esses últimos dados fossem considerados na simulação.

Figura 11 - Estações de monitoramento na Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca



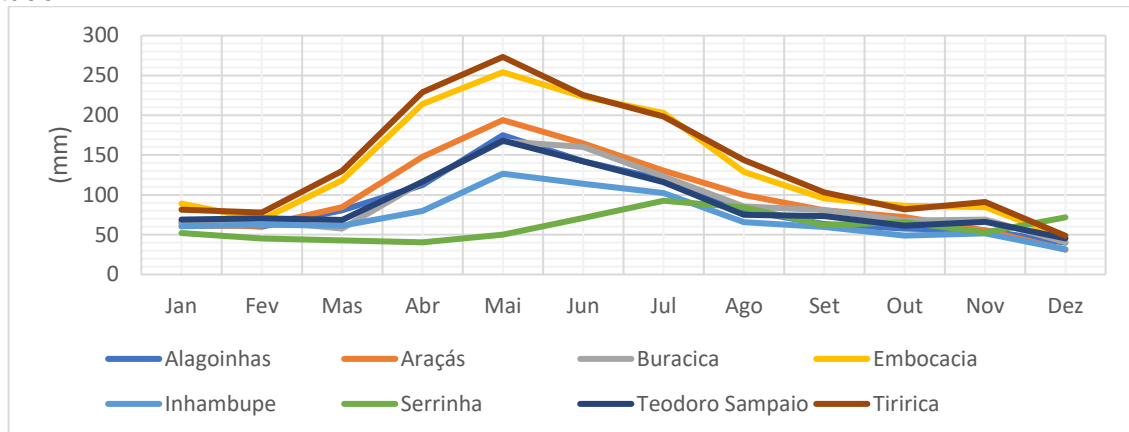
Fonte: Elaboração própria.

A precipitação na bacia foi obtida a partir 7 (sete) estações pluviométricas, sendo 5 (cinco) delas inseridas dentro da bacia e 2 (duas) localizadas nas proximidades (Serrinha e Inhambupe). A precipitação obtida das séries históricas disponíveis (Gráfico 2) apresentou-se coerente com a dinâmica das isoietas observadas na Figura 11 em que se observa um aumento da precipitação em direção ao exutório da bacia (estação Tiririca), no sentido leste.

As séries históricas de dados climáticos diários (precipitação, umidade relativa, temperaturas mínimas e máximas, radiação solar e velocidade do vento) referentes ao período de 2001 a 2020 foram formatadas em arquivos de texto (.txt) seguindo a padronização requerida pelo SWAT. Para cada variável climática, é necessário criar um arquivo de texto listando todas as estações de monitoramento consideradas. Para cada estação, deve-se criar um outro arquivo contendo a data inicial na primeira linha

e os dados diários em uma lista simples vertical. No caso em questão em que a simulação abarcou 24 anos considerando o período de aquecimento (de 1997 a 2020) todos os arquivos de texto referente aos dados climáticos possuíram 8.767 linhas.

Gráfico 2 - Precipitações médias mensais nas estações pluviométricas consideradas no estudo



Fonte: Elaboração própria a partir de dados da ANA e do Inmet.

4.4.6 Discretização da Bacia Hidrográfica

Para realização dos cálculos no SWAT, a área de interesse é dividida em três dimensões espaciais: bacia hidrográfica, sub-bacias e unidades de resposta hidrológica (URH ou HRU, em inglês). A bacia e as sub-bacias são definidas a partir da rede de drenagem, que por sua vez é gerada por meio das informações topográficas extraídas do MDE. As sub-bacias são concatenadas de modo que toda a saída de uma sub-bacia a montante seja a entrada da sub-bacia a jusante. Cada sub-bacia deve possuir pelo menos uma HRU, um canal principal e um canal tributário. As HRUs, por sua vez, são porções de terra hidrológicamente homogêneas, uma vez que possuem internamente características uniformes em termos de declividade, tipo de solo e classe de cobertura e uso da terra (Arnold et al., 2012).

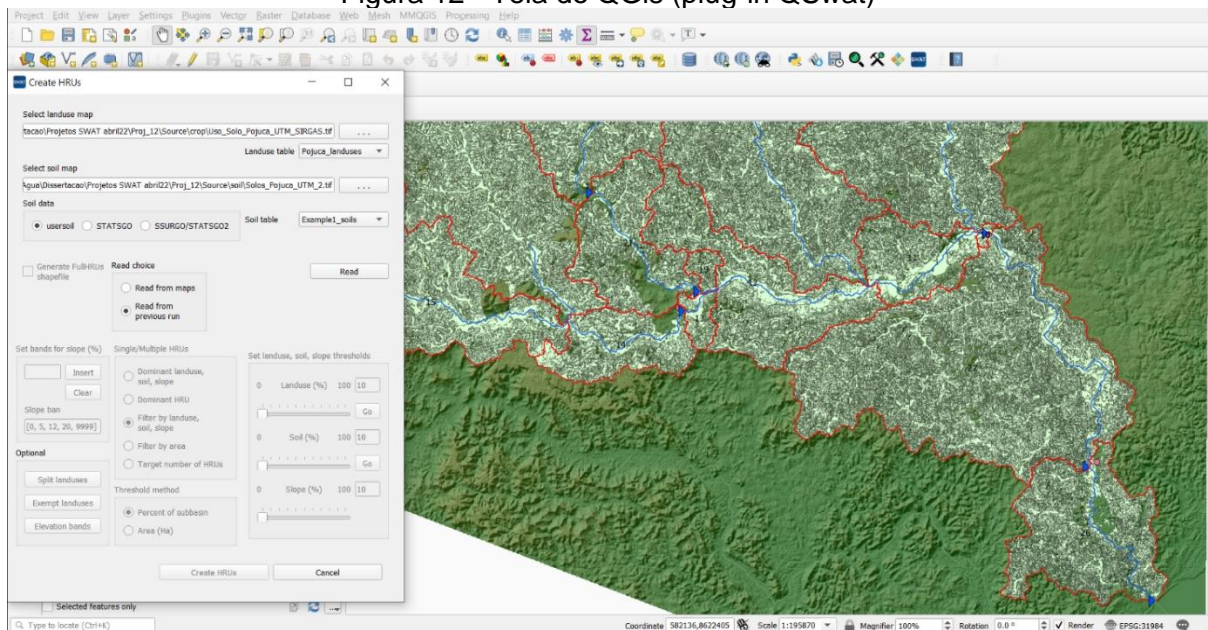
O procedimento para delineamento da bacia e das sub-bacias inicia-se com a definição da área de drenagem mínima para a formação da rede de drenagem. Jha et al. (2004) sugeriram que a área mínima seja entre 2 e 6 % da área total da bacia, com o valor de 3 % sendo inicialmente o mais adequado para a simulação de sedimentos.

A definição das sub-bacias também é influenciada pela relação de entradas e saídas (*inlets* e *outlets*) que se deseja inserir na bacia hidrográfica. Por exemplo, caso

se deseje calibrar o modelo com dados de vazões medidas em uma estação fluviométrica, será necessário indicar a localização dessa estação como um *outlet* do modelo, para que sejam geradas informações de vazão especificamente para esse ponto da rede de drenagem, de modo que se possa, então, comparar os valores simulados e observados em campo. Dessa forma, a definição desse *outlet* cria automaticamente uma sub-bacia cujo exutório corresponde exatamente a esse ponto.

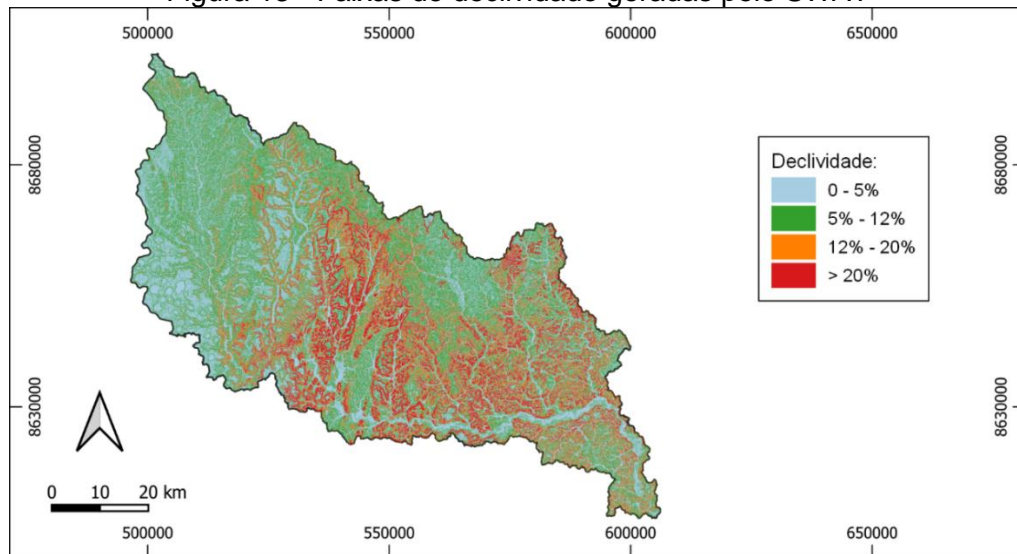
Foram inseridos 9 (nove) *outlets* que correspondem a estações fluviométricas ou pontos de monitoramento da qualidade da água, criando divisões nas sub-bacias que são construídas a partir do modelo digital de elevação, resultando em 9 (nove) novas sub-bacias. A escolha por segmentar sub-bacias é uma estratégia sugerida por Meng et al. (2018) para ampliar a acurácia com que o SWAT simula os efeitos de alterações na cobertura e uso da terra. A tela do QGis (plug-in QSwat) durante a etapa de criação das HRUs pode ser visualizada na Figura 12.

Figura 12 - Tela do QGis (plug-in QSwat)



Após ser carregado com os mapas de tipo de solo e classes de cobertura e uso da terra, é necessário definir as faixas de declividade que serão consideradas no modelo. As informações sobre declividade são automaticamente extraídas no MDE, mas o usuário precisa definir os intervalos das faixas que serão utilizadas para criar um mapa de declividade (Figura 13) que represente adequadamente sua área de estudo. Uma vez definidas essas faixas, o SWAT processa essas três camadas de informação e cria o conjunto global potencial de HRUs da bacia.

Figura 13 - Faixas de declividade geradas pelo SWAT



Fonte: Elaboração própria.

Esse conjunto global de HRUs é posteriormente filtrado para que se otimize os processos de simulação trabalhando apenas com as HRUs mais representativas. A interface QSWAT permite que o usuário escolha entre diferentes critérios para a definição das HRUs, sendo que alguns critérios conduzem para a definição de apenas uma HRU por sub-bacia, enquanto outros proporcionam a geração de múltiplas HRU para cada sub-bacia. Alguns estudos indicaram que as simulações são mais precisas quando se trabalha com um número maior de HRUs (Bueno et al., 2017). Esses autores utilizaram o critério de “Filtro por classe de uso do solo, tipo de solo e declividade”, definindo os limiares percentuais mínimos de 20 % para classes de cobertura e uso da terra, 10 % para tipo de solo e 20 % para as faixas de declividade, encontrando bons resultados na simulação de vazões em uma bacia com área de drenagem de 2.030 km². No presente estudo, optou-se por utilizar o percentual mínimo de 10 % para as três variáveis, visando um maior detalhamento do modelo, o que resultou na definição de 440 HRUs. Arnold et al. (2012) recomendaram que, em um caso geral, cada sub-bacia tenha entre 1 e 10 HRUs, sendo que podem ser necessárias mais HRUs para representar bacias com grande variabilidade nos atributos.

4.4.7 Calibração e validação

No presente estudo, a calibração e a validação do modelo foram realizadas com o software SWAT-CUP (*Calibration and Uncertainty Programs for SWAT*) versão 5.1.6.2 (gratuita).

Conforme exposto no item 3.8.1, o método de calibração do SWAT-CUP mais utilizado é o *Single Site Calibration* (SSC), em que são considerados dados observados em apenas um ponto da bacia hidrográfica, em geral seu exutório. Na bacia hidrográfica do rio Pojuca esse método de calibração é favorecido, visto que a estação fluviométrica mais a jusante (Tiririca) é aquela que apresenta a série de dados de vazão mais extensa, íntegra e contínua. No entanto, essa bacia apresenta alta heterogeneidade em seus atributos físicos e climáticos, com grandes variações no sentido montante-jusante, o que pode comprometer a capacidade do modelo calibrado com método SSC em representar de modo adequado os processos hidrológicos que ocorrem no interior da bacia. Portanto, optou-se por realizar a calibração também com o método *Simultaneous Multi-Site Calibration* (SMSC) e comparar o desempenho da simulação com ambos os métodos. A calibração sequencial (*Sequential Calibration – SC*), outro método possível de calibração multi-sítio, não foi utilizado devido à elevada demanda por tempo e capacidade de processamento exigido pelo método.

A calibração no método SSC foi realizada com base na estação fluviométrica Tiririca (cód. 50795000), localizada próxima ao exutório da bacia (área de drenagem de aproximadamente 98 % da área total da bacia). No método SMSC foi considerada adicionalmente a estação Ponte da BA-06 (cód. 50755000), cuja área drenagem corresponde a cerca de 67% da área total da bacia. As outras estações fluviométricas possuem séries históricas com grandes descontinuidades, o que impediu que fossem consideradas na calibração.

Inicialmente, foi realizada a calibração das vazões mensais e, posteriormente, a calibração da produção e transporte de sedimentos, conforme sequência indicada por Abbaspour (2015) e considerando os parâmetros indicados no Quadro 8.

Quadro 8 - Parâmetros e intervalos iniciais utilizados na calibração da vazão e de sedimentos

Processo	Parâmetro	Descrição	Vazão	Sed	Método	Límite inferior	Límite Superior
Água Subterrânea	ALPHA_BF	Fator alfa de recessão do escoamento base (dias)	X		Substituição	0	1
	GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)	X		Substituição	0	500
	GW_REVAP	Coefficiente de ascensão da água à zona insaturada	X		Substituição	0,02	0,2
	GWQMN	Profundidade limite de água no aquífero raso necessária para ocorrer retorno de fluxo (mm)	X		Substituição	0	5000
	REVAPMN	Profundidade limite de água no aquífero raso para percolação até o aquífero profundo (mm)	X		Substituição	0	500
	DEEPST	Profundidade inicial da água no aquífero profundo (mm)	X		Substituição	0	50000
	RCHRG_DP	Coefficiente de percolação do aquífero	X		Substituição	0	0,5
Escoamento Superficial	CN2	Número da curva inicial para a condição de umidade II	X		Multiplicação	-0,5	0,2
	SLSUBBSN	Média do comprimento de declive (m)	X		Multiplicação	-0,5	1
	SURLAG	Coefficiente de retardo do escoamento superficial (dias)	X		Substituição	0,05	24
Evapotranspiração	CANMX	Armazenamento máximo do dossel (mm)	X		Substituição	0	100
	EPCO	Fator de compensação da absorção de água pelas plantas	X		Substituição	0,01	1
	ESCO	Fator de compensação da evaporação no solo	X		Substituição	0,5	0,75
Água no solo	SOL_AWC	Capacidade de água disponível na camada de solo (mm água/mm de solo)	X		Multiplicação	-0,03	1
	SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h)	X		Multiplicação	-1	0,5
Fluxo de água no canal	CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal principal (mm/h)	X		Substituição	0	200
Erosão	LAT_SED	Concentração de sedimentos no fluxo lateral e na água subterrânea (mg/l)		X	Substituição	0	100
	USLE_K	Fator de erodibilidade (Equação Universal de Perda de Solo - USLE)		X	Multiplicação	-0,2	0,2
	USLE_P	Fator de Práticas Conservacionistas (Equação Universal de Perda de Solo - USLE)		X	Multiplicação	-0,2	0,2
	ADJ_PKR	Fator de ajuste de pico para o fluxo de sedimentos na sub-bacia (tributários)		X	Substituição	0,5	2
Fluxo de sedimento no canal	SPEXP	Coefficiente exponencial		X	Substituição	1	2
	SPCON	Coefficiente linear		X	Substituição	0,0001	0,01
	PRF_BSN	Fator de ajuste de pico para o fluxo de sedimentos no canal principal		X	Substituição	0	2
	CH_COV2	Fator de erodibilidade do canal		X	Substituição	0	1
	CH_COV1	Fator de cobertura do canal		X	Substituição	0	1

Fonte: Adaptado de Bressiani *et al.* (2015), Teixeira (2017), Mauri *et al.* (2020) e Raposo (2020).

O desempenho da simulação com o uso de ambos os métodos de calibração foi avaliado segundo os indicadores apresentados no item 3.8. Os indicadores *p-factor* e *r-factor* não possuem faixas explícitas de classificação de desempenho para sedimentos. Para vazões, adotou-se que valores de *p-factor* superiores a 0,8 correspondem a um desempenho muito bom e entre 0,6 e 0,8 a um bom desempenho. Para o *r-factor*, considerou-se muito bom acima de 0,95, bom entre 0,85 e 0,95, satisfatório entre 0,75 e 0,85, conforme discutido no tópico 3.8.1.

4.5 Períodos de calibração e validação do modelo

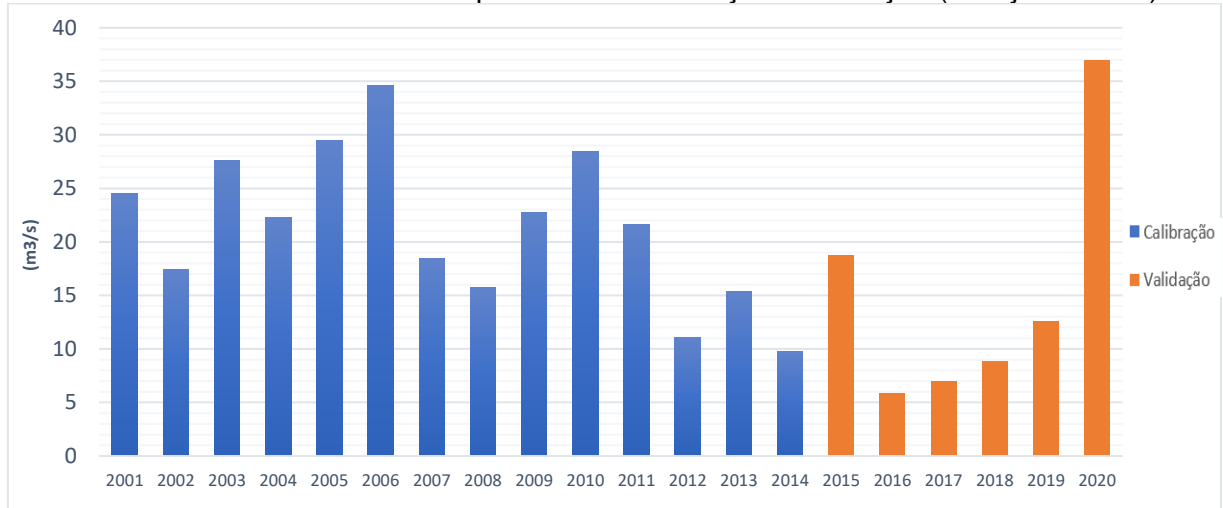
As redes de monitoramento pluviométrico e meteorológico presentes na bacia hidrográfica do Rio Pojuca proporcionaram a construção de séries históricas de precipitação, temperaturas mínimas e máximas, umidade, radiação e velocidade do vento para o período entre os anos 2001 e 2020, que foi considerado como o período total da simulação. Fora desse intervalo há grandes lacunas nas séries de dados. Esse período deve ser subdividido em, pelo menos, dois intervalos distintos para a calibração e validação do modelo.

Nota-se no Gráfico 3 que os anos entre 2016 e 2019 constituem-se no período mais seco desse intervalo. Como tentativa de abarcar condições hidrológicas equivalentes nas etapas de calibração e validação, optou-se por estender o período de calibração até o ano de 2014, para que contemplasse o intervalo entre 2012 e 2014, o segundo período mais seco dessa série histórica. Dessa forma, a calibração do modelo foi realizada no período de 2001 a 2014 (14 anos) e a validação no período entre 2015 e 2020 (6 anos).

A simulação dos processos na bacia se inicia sem que haja a definição dos valores iniciais para diversos parâmetros importantes, como, por exemplo, a umidade do solo e as vazões de base. Dessa forma, os resultados iniciais da simulação devem ser desconsiderados, pois carecem de significado físico. Para solucionar essa limitação, deve-se definir um período inicial de aquecimento do modelo (*warm-up*) suficiente para que a simulação dos processos hidrológicos nesse período inicial conduza o modelo a um estado de coerência física. Abbaspour (2015) recomenda que esse período seja da ordem de alguns anos. Neste estudo foi considerado um período de aquecimento de 4 anos, entre 1997 e 2000. Dessa forma, as variáveis de entrada para esse período (dados climáticos) foram igualadas aos 4 primeiros anos da

simulação efetiva (2001 a 2004), já que, conforme exposto, o período de aquecimento não tem a finalidade de gerar resultados e os dados de entrada precisam tão somente possuir as ordens de grandeza dos processos que ocorrem na bacia.

Gráfico 3 - Vazões médias nos períodos de calibração e validação (Estação Tiririca)



Fonte: Elaboração própria a partir de dados fluviométricos da ANA (Hidroweb, 2022).

Para que o modelo construído fosse compatível com o período utilizado para calibração (2001 a 2014), o SWAT foi carregado inicialmente com o mapa de cobertura e uso da terra do ano de 2006.

4.6 Elaboração de cenários de cobertura e uso da terra

Com o intuito de avaliar como o perfil de cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Pojuca pode influenciar nas vazões de escoamento e na produção e transporte de sedimentos, foram construídos quatro diferentes cenários espaciais para serem posteriormente utilizados como elementos de entrada do modelo SWAT. Para tanto, cada cenário foi materializado em um mapa matricial (formato *raster*). A metodologia utilizada na construção dos cenários é descrita a seguir:

- **Cenário base (2020)** – Trata-se do mapeamento de classes de cobertura e uso da terra publicado pelo projeto MapBiomass com base em imagens de satélite do ano de 2020.
- **APP 100 metros** – Esse cenário corresponde à recomposição florestal de uma faixa de 100 metros no entorno de toda a malha hidrográfica da bacia, representando o efeito de uma Área de Proteção Permanente – APP (conforme definida na Lei

Federal nº 12.651/2012 para rios com largura entre 50 e 200 metros) ocupada integralmente por floresta. Todos os outros usos da terra foram mantidos iguais ao cenário base. Essa situação poderia ser fomentada por um amplo programa intersetorial de reflorestamento e estímulo à recuperação de APPs, por exemplo por meio do conceito de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA. Para a construção desse cenário, utilizando o software QGis (versão 3.16) foram realizadas as seguintes etapas: (i) o arquivo *raster* referente ao cenário base (2020) foi transformado em arquivo vetorial com a função “Polygonize”, (ii) à hidrografia da bacia em formato vetorial foi adicionada uma faixa marginal de 100 metros de largura por meio da função “Buffer”, representando a APP dos rios, (iii) foi criado um novo campo de atributo no polígono que representa a APP e inserido o valor correspondente à tipologia de cobertura do solo por Formação Florestal (FRSE), (iv) com a função “Union” foi realizada a fusão entre o mapa de cobertura e uso da terra em 2020 e a faixa de APP construída a partir da hidrografia e (v) esse novo mapa em formato vetorial foi convertido para *raster* com a função “Rasterize”.

- Desmatamento total – Esse cenário corresponde à conversão em pastagem de toda a área coberta por floresta em 2020. Para tanto, no mapa de cobertura e uso da terra no formato vetorial todos os polígonos que apresentavam a tipologia de uso Formação Florestal (FRSE) tiveram seus atributos alterados para Pastagem (PAST).
- Reflorestamento total – Esse cenário corresponde à recomposição florestal de toda a área da bacia ocupada em 2020 por pastagem. Para tanto foi utilizado o procedimento inverso do cenário anterior.
- Cenário tendencial (2055) – Representa a cobertura e uso da terra simulados para o ano de 2055, traçado a partir das tendências de mudança no uso da terra detectadas no período entre 1985 e 2020. Para a construção desse cenário foi utilizado o Molusce (*Modules for Land Use Change Evaluation*) versão 3.0.13, que é uma extensão gratuita para QGis (versão 2.18). O Molusce foi utilizado com essa mesma finalidade por Souza (2020). O programa exige que sejam carregados como elementos de entrada dois mapas de cobertura e uso da terra em momentos distintos (foram utilizados os mapas do MapBiomias dos anos de 1985 e 2020, em formato *raster*) e mapas com outras variáveis espaciais que auxiliam o modelo a compreender a dinâmica das transformações espaciais. Foram utilizados mapas de declividade, hidrografia, rodovias e de localidades/sedes municipais, modificados

com a função “Proximidade (distância raster)” do QGis. Deve ser escolhido qual método de modelagem do potencial de transição da cobertura e uso da terra o programa irá utilizar, sendo que as opções são: Rede Neural Artificial, Regressão Logística, Avaliação Multi-Critério e Pesos de Evidências. Após diversos testes utilizando todas essas opções, o método que demonstrou melhor aplicabilidade à bacia em questão e aos dados disponíveis foi o de Pesos de Evidências.

Após a etapa de treinamento do modelo, foi gerado um mapa simulado para o ano de 2055 a partir da ferramenta “Simulação Autômata Celular”. Cada processo iterativo do programa simula as transformações ocorridas em um período igual àquele existente entre os mapas de uso do solo utilizados como dados de entrada, nesse caso de 1985 e 2020, portanto foi realizada apenas uma iteração para projetar o período de 35 anos após 2020, ou seja, até 2055.

Cada cenário de desenvolvimento deu origem a um novo projeto no SWAT, cada um com seu mapa específico de cobertura e uso da terra, mantidas as outras variáveis de entrada (MDE, tipos de solo, dados climáticos e de precipitação). Para cada novo projeto do SWAT foi associado um novo projeto de calibração do SWAP-CUP. Em cada novo projeto de calibração, foram utilizados como limites inferior e superior para os 23 parâmetros selecionados os valores da simulação com o melhor desempenho na etapa de calibração e foi realizada uma única simulação. Dessa forma, o SWAT-CUP executou o SWAT com todos os parâmetros já calibrados e imprimiu todas as novas especificações nos arquivos de texto que definem os modelos (um para cada cenário). Esses arquivos foram então copiados da pasta do projeto do SWAT-CUP para a pasta do projeto do SWAT (Scenarios\Default). Após esse procedimento, cada projeto SWAT foi executado novamente por meio da interface QSWAT, agora já devidamente calibrado, e os resultados da simulação foram importados para planilhas eletrônicas.

5. RESULTADOS

5.1 Dinâmica da cobertura e uso da terra

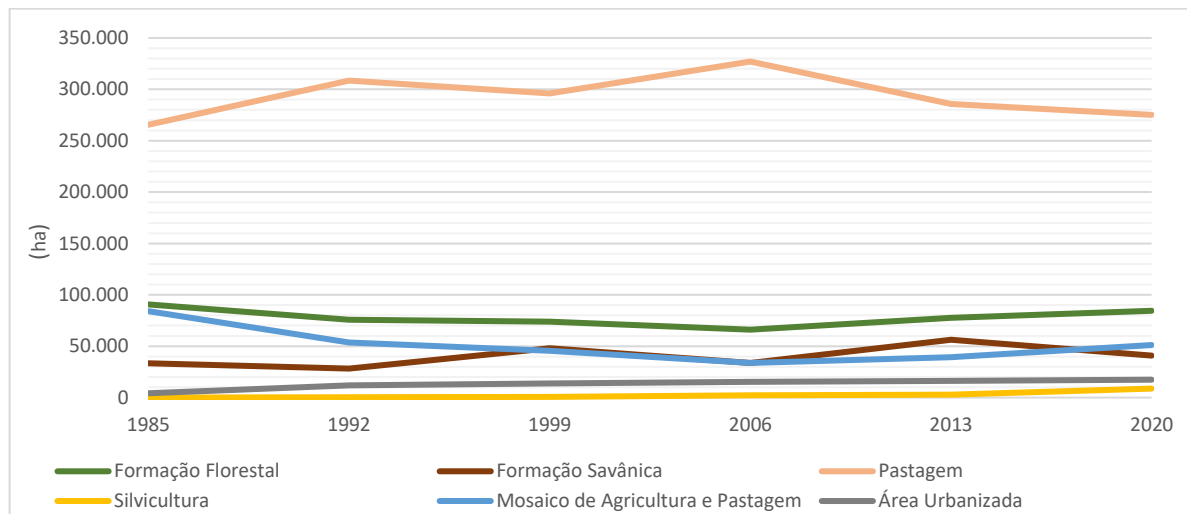
Foram elaborados 6 (seis) mapas de cobertura e uso da terra entre 1985 e 2020, 1 (um) a cada sete anos. As áreas ocupadas por cada classe de uso são apresentadas na Tabela 1. O Gráfico 4 exibe a evolução das principais classes (que representam 99,7% do total da área da bacia), o Gráfico 5 apresenta o recorte específico das classes “Área Urbanizada” e “Silvicultura” e 4 (quatro) desses mapas estão representados na Figura 14.

Tabela 1 - Perfil da cobertura e uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Pojuca

Classe	1985 (ha)	1992 (ha)	1999 (ha)	2006 (ha)	2013 (ha)	2020 (ha)	% em 2020
1. Floresta							
1.1 Formação Florestal	90.667,34	75.717,77	74.017,55	66.101,73	77.668,50	84.447,74	17,63%
1.2 Formação Savânica	33.430,20	28.216,15	47.974,12	33.732,32	56.299,22	41.003,59	8,56%
1.3 Mangue	4,45	3,93	4,19	4,89	6,11	6,90	0,00%
2. Formação Natural não Florestal							
2.1 Campo Alagado e Área Pantanosa	148,07	122,74	92,51	93,12	94,42	115,74	0,02%
2.2 Formação Campestre	88,31	81,95	95,80	278,26	40,40	485,42	0,10%
2.3 Apicum	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%
2.4 Outras Formações não Florestais	16,76	11,79	13,71	15,37	8,91	9,69	0,00%
3. Agropecuária							
3.1 Pastagem	265.548,70	308.449,46	296.079,90	327.042,85	285.846,84	275.316,69	57,47%
3.2 Outras Lavouras Temporárias	0,00	0,00	0,00	0,96	54,41	111,65	0,02%
3.3 Silvicultura	0,00	278,46	603,17	2.234,97	2.996,62	8.741,28	1,82%
3.4 Mosaico de Agricultura e Pastagem	84.084,65	53.597,31	45.642,57	33.720,91	39.324,25	51.032,96	10,65%
4. Área não Vegetada							
4.1 Praia, Duna e Areal	10,91	10,82	2,97	2,88	2,88	0,96	0,00020%
4.2 Área Urbanizada	4.189,99	11.956,40	13.910,27	15.206,58	16.295,24	17.428,76	3,64%
4.3 Outras Áreas não Vegetadas	367,00	20,62	144,36	241,84	175,49	140,73	0,03%
5. Corpo D'água							
5.1 Rio, Lago e Oceano	495,09	584,18	471,28	376,40	238,27	209,46	0,04%
Total:						479.051,56	100,00%

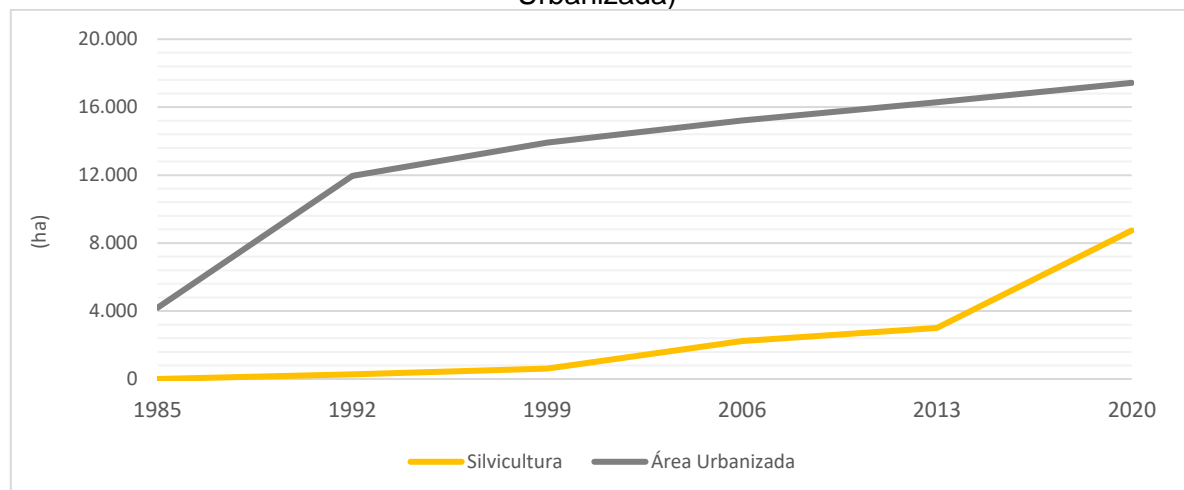
Fonte: Elaboração própria a partir de dados do MapBiomias (2022).

Gráfico 4 - Evolução da cobertura e uso da terra entre 1985 e 2020



Fonte: Elaboração própria a partir de dados do MapBiomias (2022).

Gráfico 5 - Evolução da cobertura e uso da terra entre 1985 e 2020 (Silvicultura e Área Urbanizada)



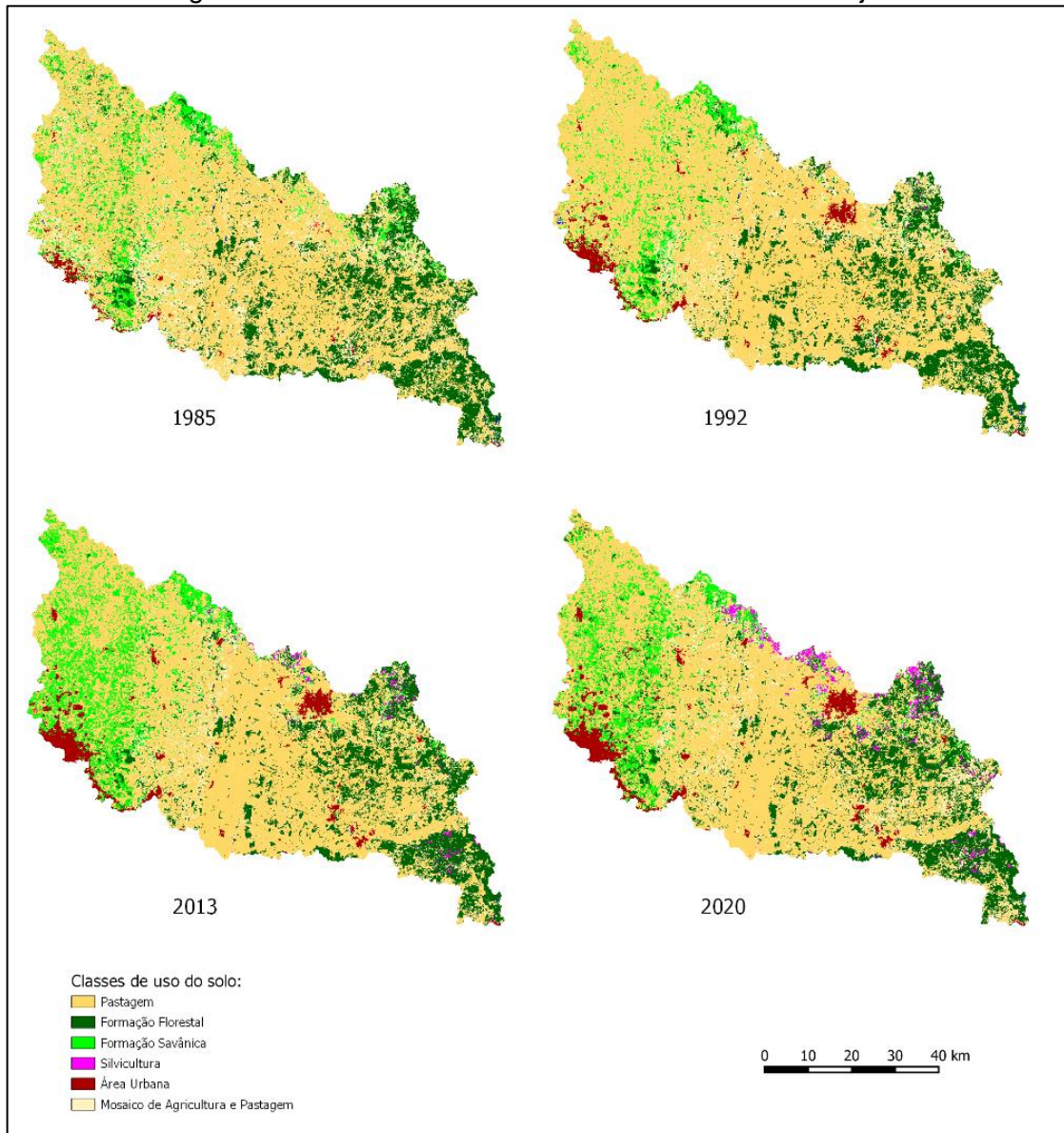
Fonte: Elaboração própria a partir de dados do MapBiomias (2022).

A bacia é ocupada majoritariamente por atividades agropecuárias, sendo que as classes de uso “Pastagem” e “Mosaico de Agricultura e Pastagem” somadas alcançam 68,1% da área total. Esse tipo de uso e ocupação da terra apresentou variação negativa de 6,7% no período entre 1985 e 2020. A cobertura por mata atlântica (Formação Florestal) está presente em 17,63% da área da bacia, apresentando redução de aproximadamente 7% no período de análise. Observa-se que ambas as variações foram pouco expressivas para um período de 35 anos. Isso indica que a conversão em massa de florestas em áreas para atividades agropecuárias foi uma dinâmica que ocorreu intensamente em períodos anteriores ao

analisado e que atualmente esse não é um processo preponderante, confirmando a análise de Inema (2018).

Por outro lado, conforme apresentado no Gráfico 5, a área urbanizada na bacia apresentou um expressivo crescimento nesse período (316%) e a o uso da terra por silvicultura, inexistente na bacia em 1985, intensificou-se vertiginosamente nas duas últimas décadas e em 2020 alcançou 8.741,28 hectares (1,82% da bacia). De fato, a expansão acelerada das áreas urbanas e da silvicultura (além da exploração de petróleo) foram apontadas por Inema (2018) como os grandes tensores ambientais presentes na bacia.

Figura 14 - Cobertura e uso da terra na Bacia do Rio Pojuca



Fonte: Elaboração própria a partir de dados do MapBiomas (2022).

Em relação às áreas urbanizadas, tanto MapBiomas (2022) quanto Inema (2018) indicaram o mesmo percentual de ocupação da área total da bacia (3,7%). Em relação à silvicultura, o estudo de Inema (2018) indicou uma área ocupada por essa atividade quase 6 vezes maior que o registrado pelo projeto MapBiomas. Quando se analisa a área ocupada pelo conjunto de florestas naturais e silvicultura os dados se aproximam (19,45% da bacia pelo MapBiomas e 19,3% pelo Inema), indicando que provavelmente as metodologias utilizadas por esses dois estudos resultaram em classificações intercambiadas das mesmas áreas entre as duas tipologias.

Rosa (2020) afirma que diferenciar o plantio de exóticas para fins comerciais (silvicultura) das áreas de florestas naturais é um dos principais desafios do projeto MapBiomas para a região de Mata Atlântica. Esse autor apresenta grandes contribuições metodológicas para a classificação das florestas no bioma Mata Atlântica com base em mapas anuais de cobertura e uso da terra produzidos por algoritmos de aprendizado de máquina e processamento em nuvem na plataforma *Google Earth Engine*. O autor também propõe filtros de pós-classificação que melhoram a qualidade dos mapas anuais e aumentam a acurácia da diferenciação entre florestas naturais e plantadas. Essas contribuições foram incorporadas pelo MapBiomas a partir da Coleção nº 5 (2020) e estão presentes na Coleção nº 6 (2022), que foi a base dos mosaicos de mapas utilizados na presente pesquisa.

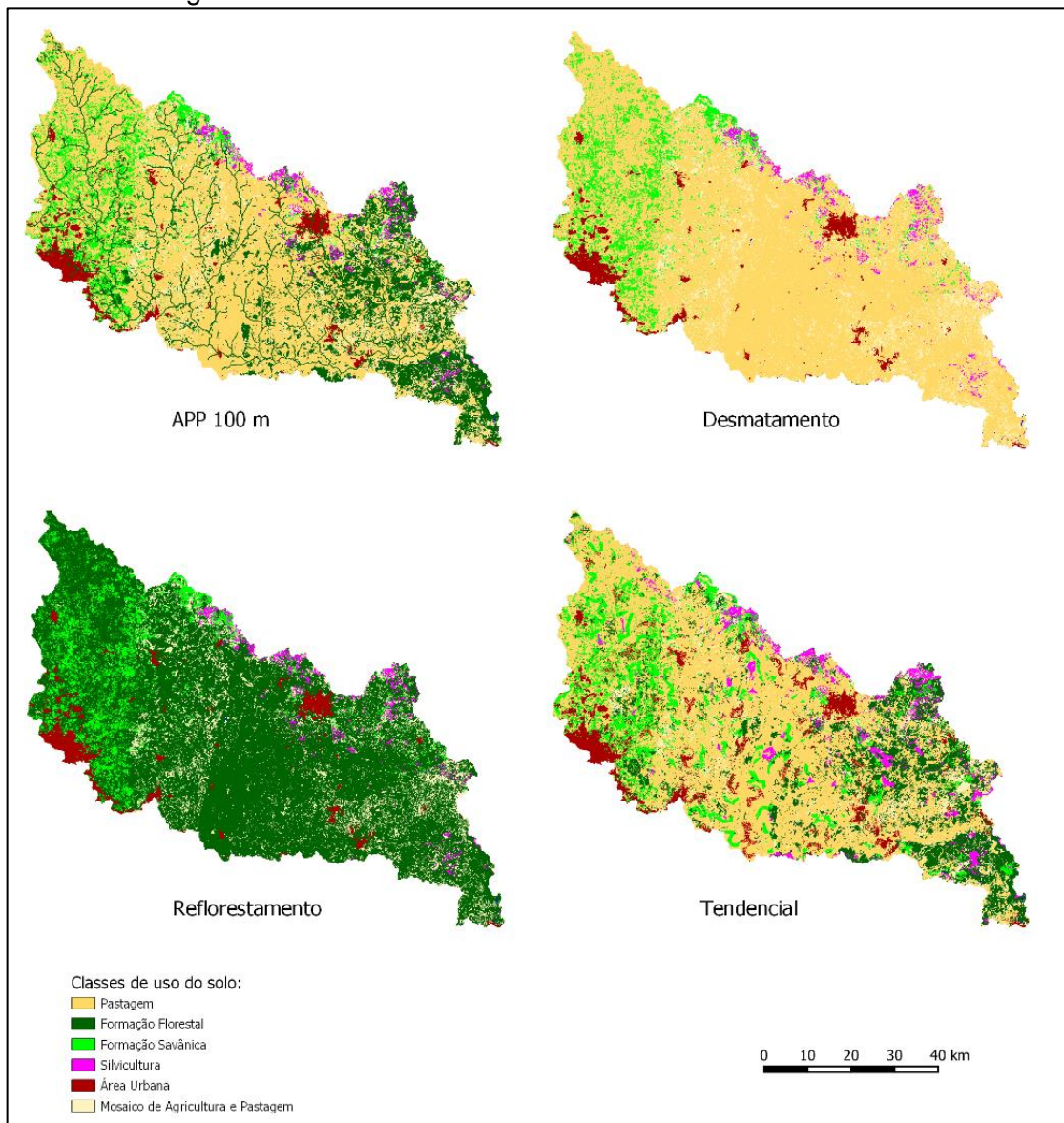
Em relação a uma possível superestimativa da área de florestas naturais pelo MapBiomas, Rosa (2020) afirma que enquanto outros levantamentos como o Atlas da Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica/INPE) monitoram florestas geralmente bem conservadas e com baixo nível de interferência antropogênica, as coleções MapBiomas incluem todas as formações naturais com porte florestal, mesmo que estejam em estágios de recuperação ou sob o arranjo de Sistemas Agroflorestais – SAFs, o que permite identificar áreas que mesmo sem toda a diversidade de uma floresta bem preservada ainda prestam serviços importantes para a proteção hídrica e a conexão entre fragmentos florestais.

5.2 Cenários de cobertura e uso da terra

A partir dos aspectos metodológicos apresentados no item 4.6, foram construídos quatro cenários alternativos, apresentados na Figura 15, sendo eles: (i) APP 100 metros, (ii) Desmatamento total, (iii) Reflorestamento total e (iv) Tendencial.

O primeiro cenário representa a situação de 2020 com o acréscimo de 100 metros de faixa de floresta no entorno dos corpos hídricos da bacia, representando a área de preservação permanente – APP. Esse cenário representa um acréscimo de 27.003,5 hectares de florestas em relação ao cenário base (2020). Os cenários (ii) e (iii) representam situações hipotéticas extremas de conversão total da floresta em pastagem e vice-versa. O cenário (iv), por sua vez, representa uma projeção do que pode vir a ser a configuração de cobertura e uso da terra dessa bacia no ano de 2055.

Figura 15 - Cobertura e uso da terra nos cenários simulados



Fonte: Elaboração própria a partir de dados do MapBiomias (2022).

Na construção do cenário tendencial, foi estimada uma expansão da área urbanizada de 17.427,96 ha (2020) para 30.299,58 ha (2055). Essa ampliação

representa uma taxa média anual de 367,76 ha/ano, similar à que ocorreu entre 1985 e 2020 (378,25 ha/ano) e superior a que ocorreu no período entre 2013 e 2020 (161,93 ha/ano). Em relação à ocupação por silvicultura, foi estimada uma expansão de 8.741,28 ha (2020) para 17.423,91 ha (2055), representando uma ampliação de 99,7 % no período. Essa taxa de ampliação (248,01 ha/ano) foi similar a que ocorreu no período entre os anos 1985 e 2020 (249,75 ha/ano). No entanto, a expansão da silvicultura no período mais recente (entre os anos 2013 e 2020) apresentou uma rápida intensificação (830,67 ha/ano) que não foi capturada pela simulação, o que pode significar um subdimensionamento da área projetada para silvicultura em 2055. A síntese da composição de cada cenário é apresentada na Tabela 2.

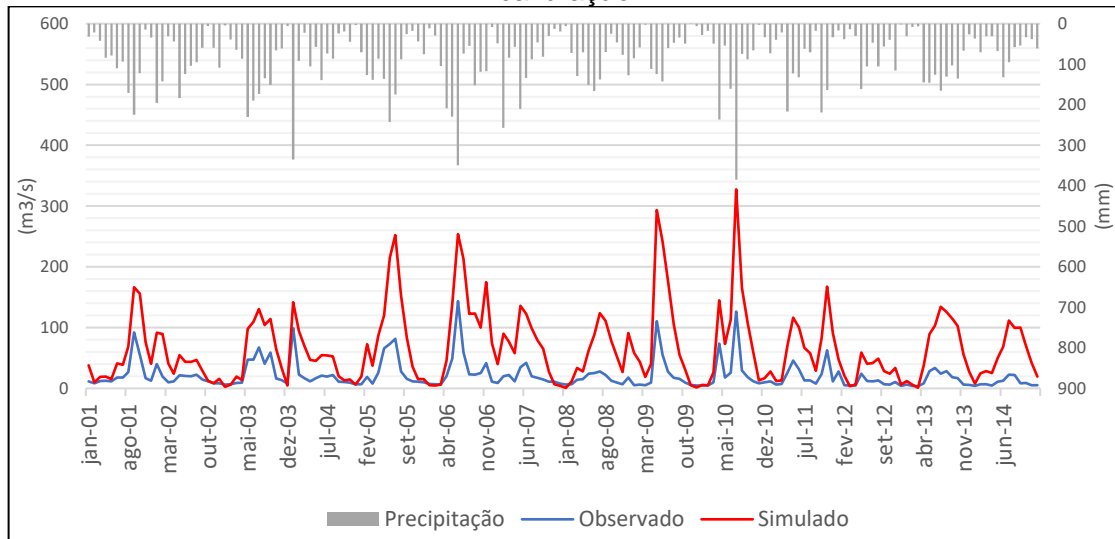
Tabela 2 - Composição dos cenários

		Cenário Base (2020)	APP 100 m	Desmatamento Total	Reflorestamento Total	Tendencial (2055)
Pastagem	Área (ha)	274.733,26	256.018,19	358.724,65	0	252.119,02
	%	57,56%	53,63%	75,15%	0,00%	52,82%
Formação Florestal	Área (ha)	84.028,95	111.135,43	0,00	358.724,27	81.883,31
	%	17,60%	23,28%	0,00%	75,15%	17,15%
Formação Savânica	Área (ha)	41.063,91	37.801,18	41.093,91	41.093,91	55.055,07
	%	8,60%	7,92%	8,61%	8,61%	11,53%
Agricultura	Área (ha)	50.803,83	46.752,88	50.854,08	50.854,08	39.783,29
	%	10,64%	9,79%	10,65%	10,65%	8,33%
Área Urbanizada	Área (ha)	17.074,28	16.228,71	17.058,64	17.058,64	29.995,61
	%	3,58%	3,40%	3,57%	3,57%	6,28%
Silvicultura	Área (ha)	8.706,62	8.594,14	8.673,01	8.673,01	17.112,06
	%	1,82%	1,80%	1,82%	1,82%	3,58%
Outros	Área (ha)	9.635,73	9.403,57	9.608,68	9.609,06	18.503,66
	%	2,02%	1,97%	2,01%	2,01%	3,88%

5.3 Simulação e calibração

De posse de todos os dados de entrada requeridos pelo SWAT, foi realizada a simulação inicial da vazão mensal para o período selecionado para a calibração (2001 a 2014). Observa-se que houve correspondência entre os picos das vazões observadas, simuladas e da precipitação, mas a simulação superestimou substancialmente as vazões.

Gráfico 6 - Vazões simuladas x Vazões observadas x Precipitação (Buracica) - Antes da calibração



Procedeu-se então a calibração por meio do SWAT-CUP. Os parâmetros e limites do intervalo inicial indicados na seção 4.4.7 foram carregados no programa. Foram utilizados os métodos SSC e SMSC, apresentados no tópico 3.8.1. O método SSC obteve os melhores resultados após duas iterações com 500 simulações cada uma, enquanto o método SMSC alcançou o melhor desempenho com três iterações com 500 simulações.

Os Gráficos 7, 8 e 9 apresentam os resultados das simulações de vazão com a aplicação dos métodos SSC e SMSC. O SSC realizou a calibração somente no ponto correspondente à estação fluviométrica de jusante (Tiririca) e o SMSC calibrou nos pontos correspondentes às estações de montante (BA-06) e de jusante. Os Gráficos 10 e 11 apresentam os resultados das simulações de sedimentos. A calibração para sedimentos foi realizada nos modelos já previamente calibrados para vazão. Os dados observados de sedimentos foram oriundos da curva-chave apresentada no tópico 4.3. O período entre 2015 e 2020 foi utilizado para validar o modelo em ambas as variáveis.

Gráfico 7 – Vazões simuladas x Vazões observadas (SSC)

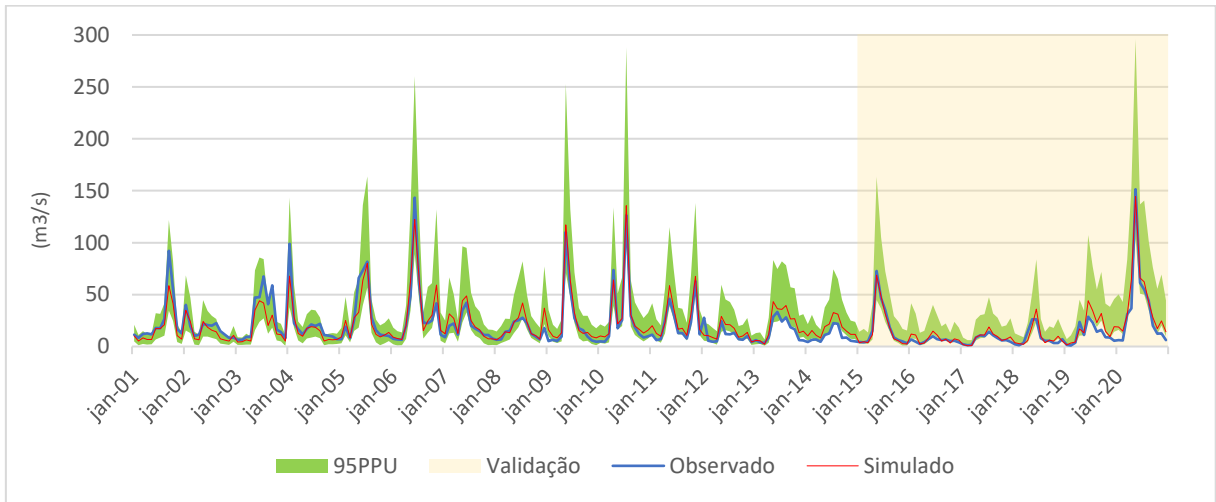


Gráfico 8 – Vazões Simuladas x Vazões observadas – Montante (SMSC)

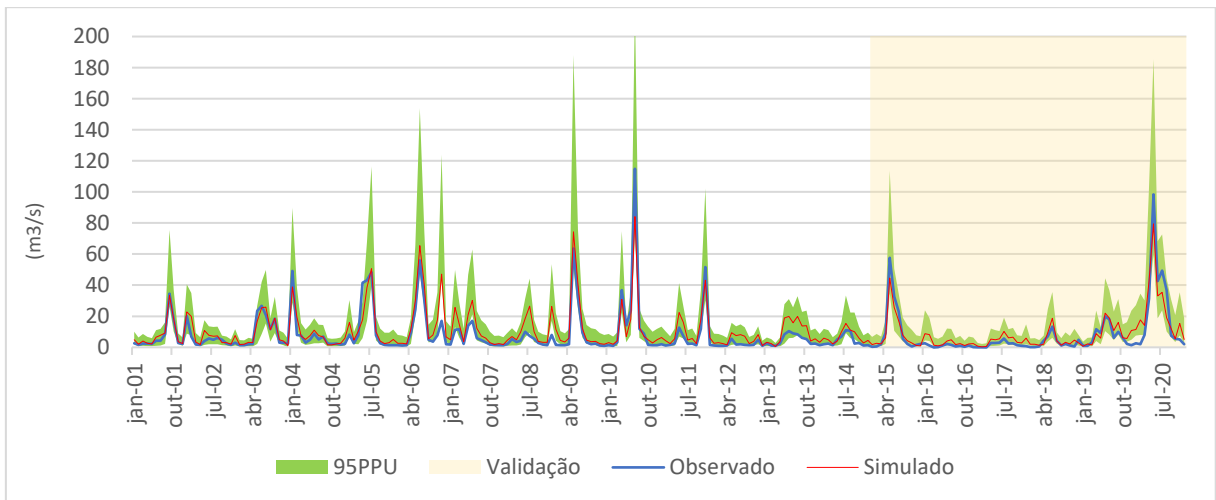


Gráfico 9 – Vazões Simuladas x Vazões observadas – Jusante (SMSC)

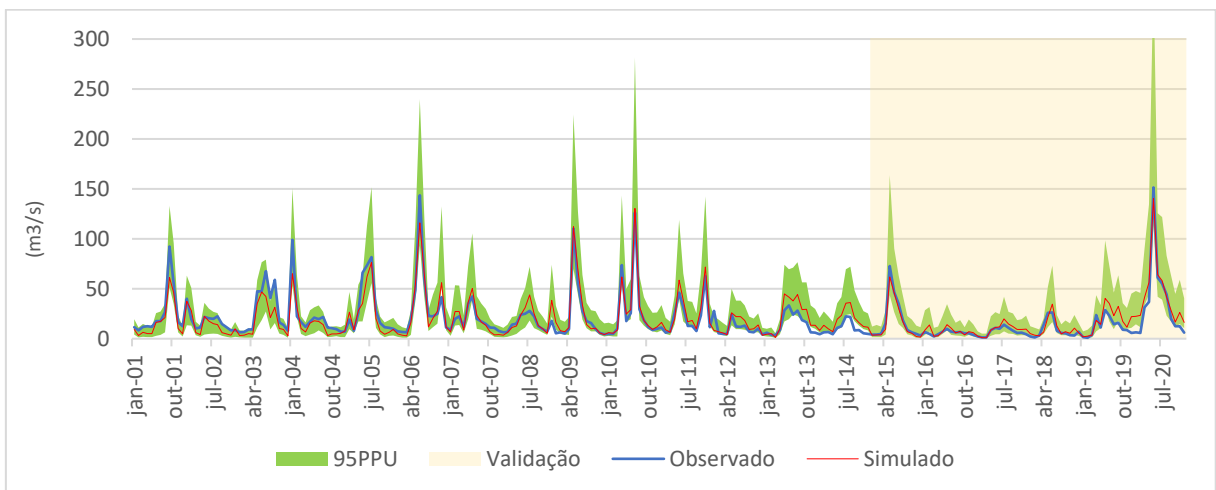


Gráfico 10 - Sedimentos simulados x Sedimentos observados (SSC)

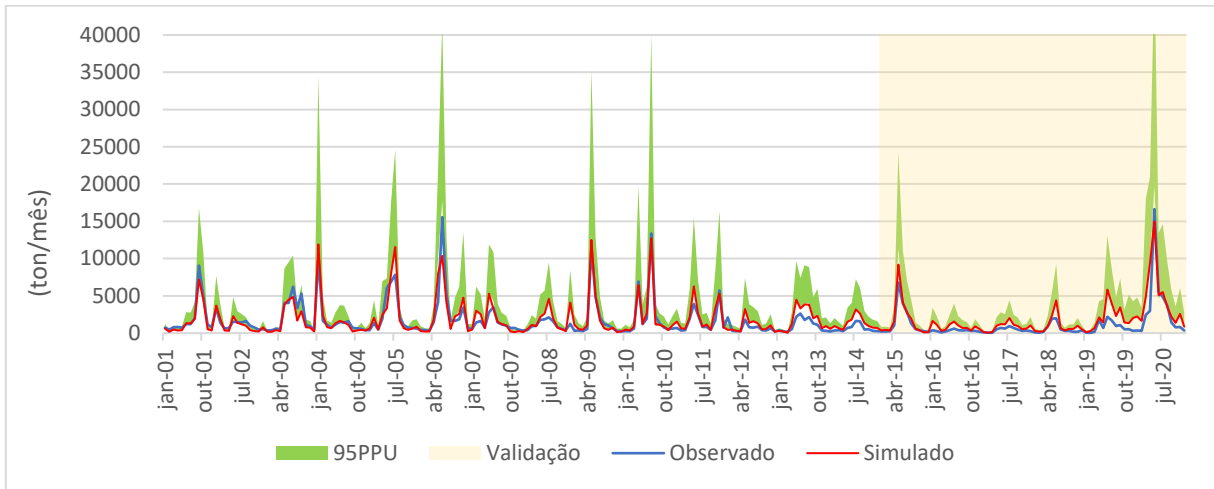
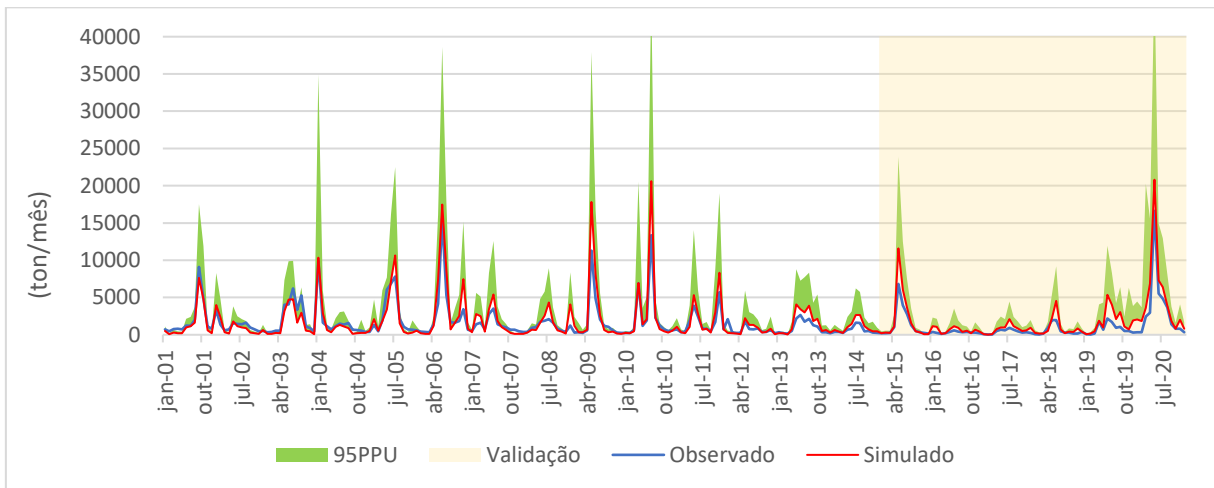


Gráfico 11 - Sedimentos simulados x Sedimentos observados (SMSC)



O desempenho dos modelos é apresentado na Tabela 3, avaliado a partir dos índices estatísticos e faixas de valores apresentados nos tópicos 3.8. A maioria dos índices indicou um desempenho adequado, com exceção do PBIAS que indicou tendência a superestimar os valores de vazão e sedimentos, principalmente na etapa de validação.

Bressiani et al (2015) concluíram que 61% de um conjunto de 31 estudos utilizando o SWAT para simular vazões mensais obtiveram performances do índice de Nash-Sutcliffe (NSE) superiores a 0,75, consideradas muito boas conforme classificação de Moriasi et al. (2007). Na classificação mais recente de Moriasi et al. (2015) esse desempenho situa-se na faixa de bom ou muito bom.

Tabela 3 - Classificação de desempenhos dos modelos

			NS	R2	RSR	PBIAS	P-factor	R-factor
SSC	Vazão (jusante)	Calibração	0.86	0.87	0.37	-3.2	0.85	0.91
		Validação	0.91	0.93	0.29	-16.8	0.69	0.88
	Sedimento	Calibração	0.82	0.83	0.43	-9.3	0.29	0.34
		Validação	0.69	0.82	0.43	-59.1	0.14	0.35
SMSC	Vazão (montante)	Calibração	0.8	0.83	0.45	-31.2	0.86	0.87
		Validação	0.87	0.9	0.36	-12	0.63	0.75
	Vazão (jusante)	Calibração	0.85	0.85	0.39	1.9	0.87	0.89
		Validação	0.9	0.92	0.31	-18.3	0.81	0.93
	Sedimento	Calibração	0.73	0.89	0.52	-11.7	0.23	0.23
		Validação	0.7	0.94	0.55	-59.7	0.21	0.24

Muito bom
 Bom
 Satisfatório
 Insatisfatório

Resultados similares foram obtidos por Santos et al. (2019) ao modelar com o SWAT a bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu, na Bahia, obtendo PBIAS variando entre -14,0 e 4,2 (de satisfatório a muito bom), R^2 entre 0,80 e 0,85 (bom) e RSR entre 0,32 e 0,40 (muito bom).

Ferraz et al. (2021) simularam com o SWAT as vazões mensais do rio Correntina, no oeste do estado da Bahia, e obtiveram PBIAS entre -3,95 e 0,5 (muito bom), NSE entre 0,57 e 0,64 (satisfatório) e R^2 entre 0,74 e 0,76 (bom).

Observa-se que os modelos calibrados com o SSC e com o SMSC apresentaram desempenho similar aos estudos citados, apresentando no geral um desempenho adequado segundo Moriasi (2015) e Abbaspour et al (2015). O indicador PBIAS na etapa de validação indicou uma tendência do modelo em superestimar as vazões a partir de 2015. Esse fato pode ser decorrente na mudança no perfil de precipitação no período da validação (2015 – 2020) em relação ao período da calibração (2001 – 2014). Em ambos os períodos a média anual foi similar (1.689 mm/ano na calibração e 1.681 mm/ano na validação), no entanto o desvio padrão do período de calibração foi de 324 mm e no de validação foi 521 mm. Além disso, o período de validação apresenta o ano mais seco da série histórica (1.135 mm em 2016,) a sequência de 3 anos mais seca (2016, 2017 e 2018) e o ano mais úmido da série (2.616 mm em 2020).

Os modelos foram capazes de simular a produção de sedimentos de modo adequado, apresentando desempenho superior aos estudos analisados por Bressiani (2015) e aqueles obtidos por Mauri (2020) e Simões (2019). A tendência de

superestimar a produção de sedimento (valores negativos de PBIAS) também foi observada na análise de Bressiani (2015) e de Mauri (2020). Esse comportamento se torna mais pronunciada no período da validação, possivelmente agravado pela modificação do perfil de chuvas nesse período em comparação com o período da calibração (conforme discutido para a simulação de vazões). Em geral, as simulações com o SWAT apresentam melhores resultados na simulação de vazões do que de sedimentos, muitas vezes devido à deficiência nos dados relacionados às medições de sedimentos e às imprecisões inerentes à adoção de uma curva-chave de descarga sólida (BRESSIANI, 2015; SIMÕES, 2019).

É importante destacar que a avaliação do desempenho por meio de indicadores estatísticos considera apenas o comportamento da melhor simulação. Essa abordagem determinística é adotada pela grande maioria dos estudos apresentados na seção 3.7.2, mas pode levar a conclusões equivocadas sobre a capacidade do modelo em representar adequadamente os diferentes processos físicos que ocorrem na bacia. Abbaspour (2015) reforça que o processo de calibração não objetiva alcançar a melhor simulação e sim o melhor intervalo dos parâmetros do modelo, que conduz a uma faixa de 95PPU que apresenta um balanço equilibrado entre altos valores de *P-factor* e baixos valores de *R-factor*, em uma abordagem de caráter estocástico. Em ambas as abordagens (determinística e estocástica) os modelos construídos apresentaram resultados adequados para a maioria dos indicadores, com exceção do PBIAS, conforme já exposto, indicando tendência a superestimar vazões e produção de sedimentos no período de validação.

A Tabela 3 demonstra que as calibrações com os métodos SSC e SMSC não apresentaram diferenças significativas de desempenho na simulação de vazões e sedimentos no ponto de jusante, conforme evidenciado nos Gráficos 12 e 13. No entanto, o Gráfico 14 demonstra que ambos os modelos superdimensionaram as vazões simuladas no ponto de montante, mas o método SMSC proporcionou uma melhor simulação de vazões que o SSC. Esse último fato era esperado, visto que no SMSC o processo de calibração objetivou definir parâmetros da bacia que minimizassem simultaneamente os erros em ambos os pontos (montante e jusante), enquanto o SSC considerou apenas o ponto de jusante. Desse modo, fica evidente que mesmo apresentando desempenhos similares em relação a vazões e sedimentos na saída da bacia hidrográfica, o método SMSC possibilita uma melhor representação

dos processos hidrológicos que ocorrem no interior da bacia, conforme apontam por Leta et al. (2017) e Nkiaka (2018).

Gráfico 12 - Vazões simuladas com os métodos SMSC e SSC (jusante)

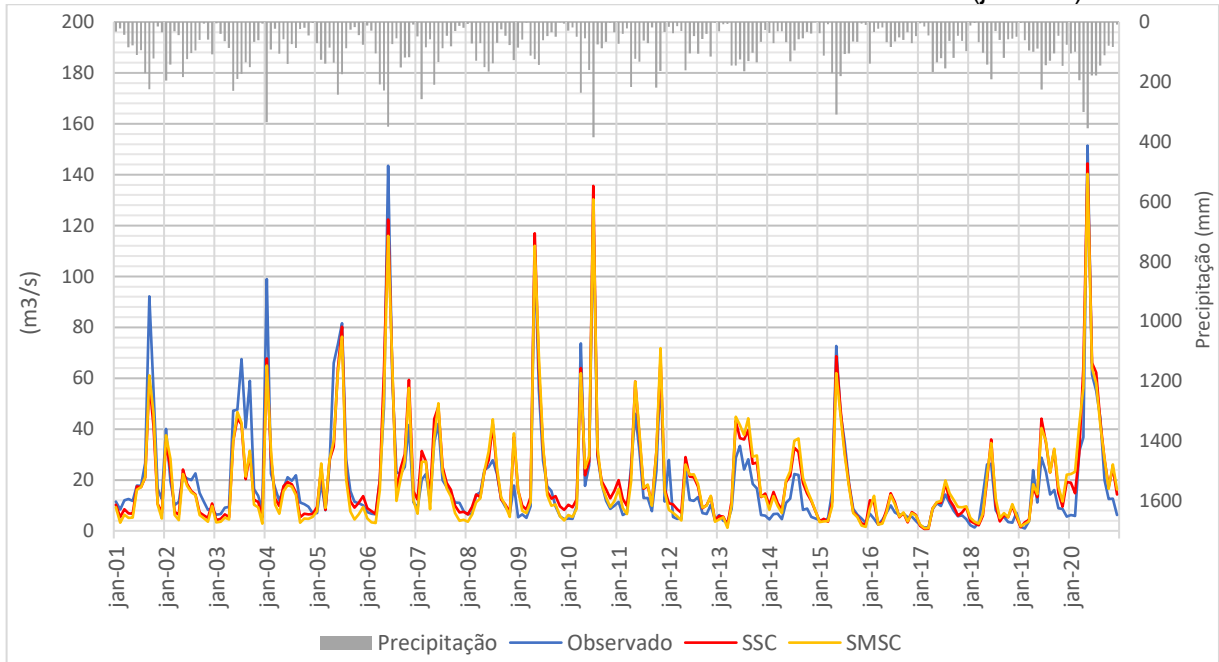


Gráfico 13 - Sedimentos simulados com os métodos SMSC e SSC (jusante)

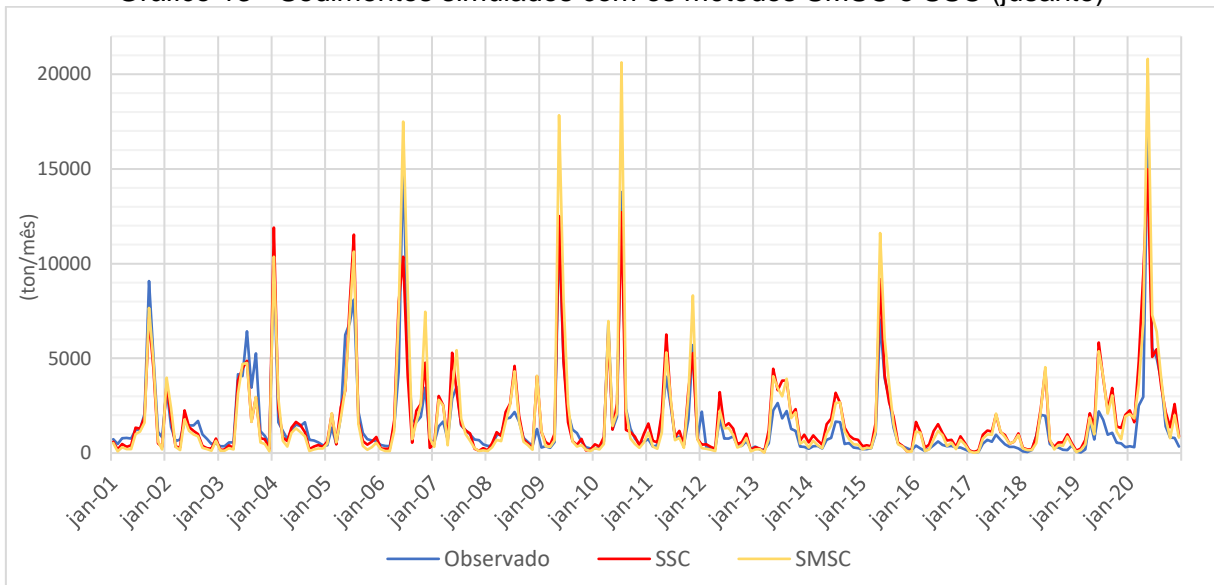
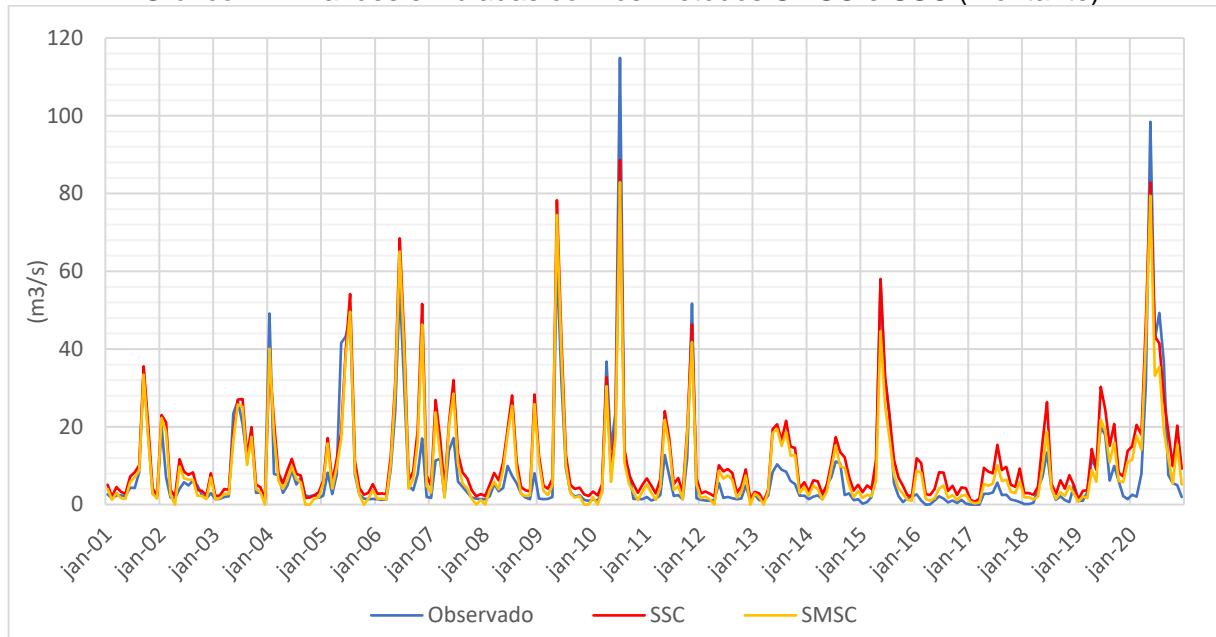


Gráfico 14 - Vazões simuladas com os métodos SMSC e SSC (montante)



Considerando todo o período de modelagem, o desempenho do modelo calibrado com o método SSC apresentou para o ponto de montante o valor de $NS = 0,78$ (bom) e $PBIAS = -44,90$ (insatisfatório), enquanto o SMSC apresentou $NS = 0,84$ (muito bom) e $PBIAS = -16,82$ (insatisfatório). Observa-se em ambos os indicadores o desempenho do método SMSC foi superior ao do SSC, conforme esperado.

Quanto ao superdimensionamento das vazões simuladas no ponto de montante, observa-se que foi um erro comum aos dois métodos de calibração, em maior grau com a utilização do método SSC. É necessário, portanto, levantar algumas hipóteses para explicar esse fenômeno.

A primeira é que as retiradas de água realizadas por usuários na bacia ocorram em uma escala que reduza substancialmente as vazões medidas, afastando-as do que seriam as vazões naturais da bacia. Essa hipótese parece remota quando se avalia os dados de demandas outorgadas apresentadas por Inema (2018), que não parecem significativas a ponto de ocasionar esse fenômeno, mas deve-se considerar que é usual que ocorram captações não outorgadas.

A segunda hipótese é que a existência de reservatórios não cadastrados possa ocasionar o represamento de escoamento superficial e a consequente redução das vazões de pico observadas nas estações fluviométricas. Isso poderia explicar em parte as diferenças significativas entre as vazões observadas e simuladas, em especial nos eventos de cheias intermediárias.

A terceira hipótese remete à simplificação de processos hidrológicos inerente à modelagem e à calibração. Alguns parâmetros que regem fluxos importantes como a interação entre as águas superficiais e subterrâneas são definidos de modo homogêneo para toda a área modelada, o que evidentemente conflita com a natureza espacialmente heterogênea da bacia do rio Pojuca. Além disso, todos os parâmetros são considerados temporalmente constantes, o que também não reflete precisamente a realidade. De fato, Embasa (2023) demonstrou com base em medições automáticas de vazão realizadas em dois pontos do rio Pojuca entre 2021 e 2022, que o rio apresentou um comportamento efluente (recebeu água do aquífero) em 6 meses e influente (perdeu água para o aquífero) nos outros 6 meses, este último vetor ocorrendo mais fortemente nos meses de maio/21 e março/22. Dessa forma, o comportamento influente do rio observado em metades dos meses do ano, não considerado no processo de modelagem, pode contribuir com o superdimensionamento das vazões simuladas.

Conforme exposto, o modelo calibrado com o método SMSC obteve vazões simuladas mais próximas daquelas observadas na estação fluviométrica BA-06 em comparação com o método SSC e ambos apresentaram resultados similares para o ponto de jusante. Desse modo, optou-se por utilizar o modelo calibrado pelo método SMSC para realizar as simulações dos cenários de cobertura e uso da terra descritos no tópico 5.2. O Quadro 9 apresenta os intervalos de parâmetros resultantes do processo de calibração de vazão e sedimentos com o método SMSC.

Quadro 9 - Intervalos obtidos pela calibração de vazão e sedimentos (SMSC)

Processo	Parâmetro	Limite inferior	Limite Superior	Melhor valor
Água Subterrânea	ALPHA_BF	0,550	0,693	0,645
	GW_DELAY	114,319	202,334	148,909
	GW_REVAP	0,149	0,200	0,197
	GWQMN	3.896,315	5.599,344	5.073,108
	REVAPMN	206,170	480,214	279,340
	DEEPST	2.960,613	4.703,503	4.328,782
	RCHRG_DP	0,040	0,000	0,169
Escoamento Superficial	CN2	-0,320358	0,039158	-0,230839
	SLSUBBSN	-0,253	0,241	0,105
	SURLAG	5,859	10,692	7,942

Quadro 9 - Intervalos obtidos pela calibração de vazão e sedimentos (SMSC) (Cont.)

Processo	Parâmetro	Limite inferior	Limite Superior	Melhor valor
Evapotranspiração	CANMX	18,769	39,545	35,494
	EPCO	0,010	0,572	0,392
	ESCO	0,566	0,698	0,697
Água no solo	SOL_AWC	0,214	0,703	0,321
	SOL_K	-1,000	-0,420	-0,572
Fluxo de água no canal	CH_K2	135,573	200,000	157,285
Erosão	LAT_SED	10,561	16,562	12,583
	USLE_K	-0,858	-0,577	-0,777831
	USLE_P	-0,944	-0,559	-0,918
	ADJ_PKR	1,895	1,965	1,933
Fluxo de sedimento no canal	SPEXP	1,266	1,632	1,423
	SPCON	0,000	0,003	0,001
	PRF_BSN	0,664	1,143	0,879
	CH_COV2	0,743	0,968	0,764
	CH_COV1	0,598	0,721	0,649

5.4 Simulações dos cenários de cobertura e uso da terra

As componentes hidrológicas e principais resultados da simulação de cada cenário são apresentados na Tabela 4. Na Tabela 5 os resultados de cada cenário são comparados com os resultados do Cenário Base, que corresponde à cobertura e uso da terra existente em 2020.

Tabela 4 - Resultados da simulação dos cenários (valores absolutos)

	Cenário Base (2020)	APP 100 metros	Desmatamento Total	Reflorestamento Total	Tendencial (2055)
Vazão média (m3/s)	23,06	23,61	21,83	26,55	23,44
Vazão mensal com 90% de permanência (m3/s)	4,57	4,63	4,29	5,10	4,72
Escoamento superficial (mm/ano)	20,14	18,89	20,55	20,31	25,21
Escoamento subterrâneo (mm/ano)	127,90	134,58	120,73	151,20	127,60
Recarga para o aquífero profundo (mm/ano)	13,82	14,11	13,13	16,12	13,52
Curva Número (CN)	42,19	41,20	42,94	37,53	42,64
Sedimentos (ton/ano)	2.350,19	2.422,99	2.243,12	2.840,17	2.428,13
Evapotranspiração (mm/ano)	667,30	658,60	683,80	599,90	671,90

Tabela 5 - Resultados da simulação dos cenários (percentuais)

	Cenário Base (2020)	APP 100 metros	Desmatamento Total	Reflorestamento Total	Tendencial (2055)
Vazão média	100%	102%	95%	115%	102%
Vazão mensal com 90% de permanência	100%	101%	94%	111%	103%
Escoamento superficial	100%	94%	102%	101%	125%
Escoamento subterrâneo	100%	105%	94%	118%	100%
Recarga para o aquífero profundo	100%	102%	95%	117%	98%
Curva Número	100%	98%	102%	89%	101%
Sedimentos	100%	103%	95%	121%	103%
Evapotranspiração	100%	99%	102%	90%	101%

O cenário Reflorestamento Total apresentou elevações nas vazões média (15%) e mensal com 90% de permanência (11%), bem como no escoamento subterrâneo (18%) e na recarga para o aquífero (17%). Por outro lado, no cenário Desmatamento Total ocorreu um efeito inverso, com reduções nas mesmas variáveis. A evapotranspiração variou somente no cenário Reflorestamento Total, com redução de 10%.

Identifica-se, dessa forma, que as simulações indicam que o reflorestamento da bacia hidrográfica contribuiria com o aumento das vazões de base, o que significaria um contexto com maior segurança hídrica para o atendimento às múltiplas demandas por água superficial. Além disso, dada a importância crescente do sistema aquífero Marizal/São Sebastião para o abastecimento público e para o suprimento das demandas de atividades produtivas, a ampliação da recarga subterrânea proporcionada pelo reflorestamento seria um fator de relevância estratégica para o desenvolvimento socioeconômico regional com sustentabilidade hídrica a longo prazo.

Outro ponto relevante foi o substancial aumento do escoamento superficial (25%) no cenário Tendencial. Esse fato é condizente com a natureza dos processos de mudança na cobertura e uso da terra identificados na bacia, onde se observa um intenso processo de espalhamento das áreas urbanas, que notadamente favorecem

a impermeabilização do solo, a redução da infiltração e o consequente aumento do escoamento superficial.

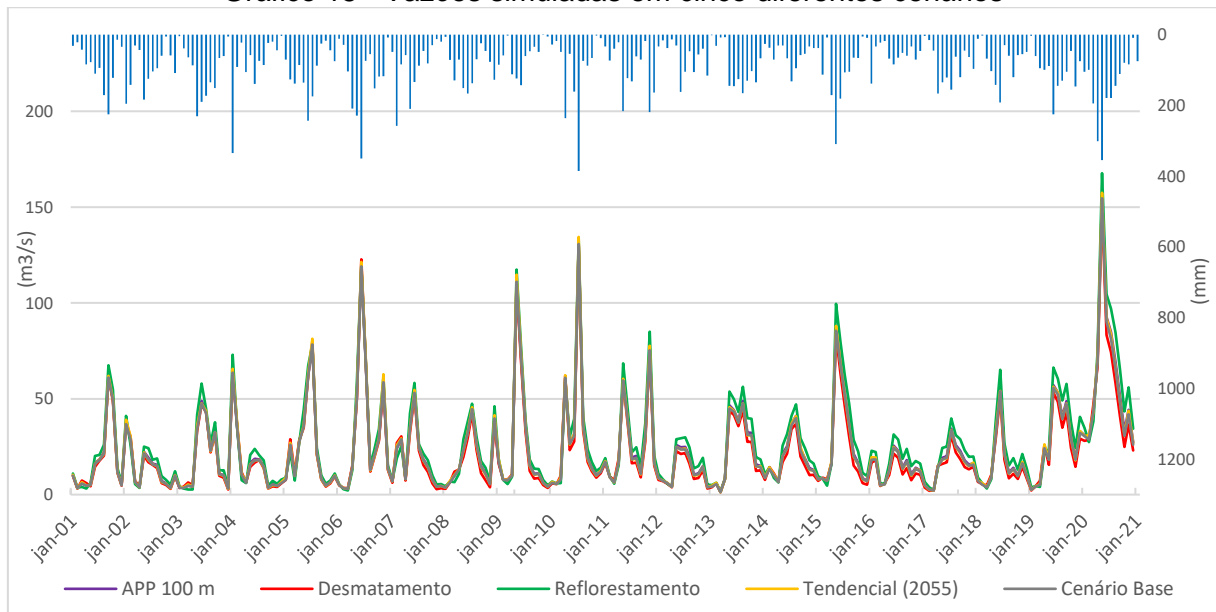
O valor do coeficiente CN variou de modo relevante apenas no cenário de “Reflorestamento total”, indicando que as alterações na cobertura e uso da terra nos outros cenários em comparação com o “Cenário Base” se deram em menor escala, condizente com os percentuais indicados na Tabela 2. Os valores de CN encontrados são considerados baixos, mas adequados a uma bacia hidrográfica predominante rural, em que a área urbana corresponde a menos de 4% da área total. Os valores de CN são compatíveis com aqueles encontrados por Almeida (2019). Esses valores indicam uma alta capacidade de infiltração da água no solo e um baixo nível de escoamento superficial em relação ao volume precipitado.

A produção média mensal de sedimentos entregue pela bacia em seu exutório variou de modo similar às vazões médias. Essa produção equivale a cerca de $5 \text{ t.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, que é considerada baixa por Carvalho *et al.* (2000). Importante ressaltar que esse valor pode estar subdimensionado já que a curva-chave de descarga sólida utilizada para a calibração do modelo foi construída a partir de dados de sólidos em suspensão do monitoramento realizado pela empresa estadual de saneamento, que não tinha como objetivo a medição da descarga sólida do rio, conforme discutido no item 4.3. Esse monitoramento feito a partir de coletas nas margens do rio pode ter ignorado frações relevantes dos sedimentos totais, em especial aquelas que fluem nos estratos mais profundos da coluna d’água. Esse possível subdimensionamento dos valores de sedimentos totais observados pode ter forçado o processo de calibração a minorar os parâmetros da MUSLE (discutida no tópico 3.2) e, por conseguinte, reduzir o efeito das alterações na cobertura e uso da terra na produção de sedimentos. De fato, o processo de calibração SMSC reduziu os valores iniciais dos parâmetros da “USLE_K” e “USLE_P” em 78% e 92% respectivamente, conforme apresentado no Quadro 9.

O Gráfico 15 demonstra que as vazões simuladas para o exutório da bacia em todos os cenários foram bastante próximas entre si durante todo o período em termos de magnitude e sazonalidade. Em alguns períodos é possível observar pequenas variações entre os cenários, em especial em situações de cheias moderadas. Nessas ocasiões, via de regra, o cenário “Reflorestamento total” apresentou as maiores vazões médias mensais e o “Desmatamento Total” as menores. Essa diferença se mostrou mais acentuada nos meses chuvosos (entre abril e agosto) no período entre

2012 e 2019, que foi marcado por uma estiagem prolongada ocorrida em diversas regiões do estado da Bahia, incluindo a bacia do rio Pojuca.

Gráfico 15 - Vazões simuladas em cinco diferentes cenários



6. CONCLUSÕES

A cobertura e uso da terra de uma região é o resultado direto de como as atividades humanas modificam de modo cumulativo os atributos naturais do território, criando, a cada momento, uma nova configuração espacial. Esse processo de transformação ocorre continuamente e tem sido acelerado pelas dinâmicas econômicas e sociais decorrentes de uma população crescente, de cadeiras produtivas cada vez mais interligadas e pela urgência em se gerar e distribuir riqueza. Desse modo, torna-se estratégico avaliar como essas mudanças na ocupação do território se refletem nos processos hidrológicos, para que políticas públicas possam ser traçadas em prol da sustentabilidade hídrica das bacias hidrográficas e da garantia de atendimento aos múltiplos usos demandados pela sociedade.

O presente estudo utilizou a ferramenta *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT para modelar a bacia hidrográfica do rio Pojuca, no estado da Bahia. Essa bacia apresenta elevada variabilidade espacial em seus principais atributos, com precipitações anuais médias variando longitudinalmente entre 800 e 1.700 mm, o que traz ainda mais desafios à representação fidedigna dos processos hidrológicos pelo SWAT.

Para minimizar os efeitos da simplificação adotada pelo SWAT no endereçamento das componentes hidrológicas diretamente para o exutório da sub-bacia, desconsiderando a interação entre HRUs, foi utilizada a abordagem alternativa sugerida por Meng et al. (2018), por meio da segmentação de sub-bacias. Além disso, buscando um processo de calibração que resultasse em uma melhor representação dos processos hidrológicos no interior da bacia hidrográfica, foi utilizado o método *Simultaneous multi-site calibration (SMSC)*, indicado por Leta et al. (2017) e Nkiaka (2018).

O modelo apresentou, em ambos os métodos de calibração, um excelente desempenho para simular vazões mensais no ponto localizado próximo ao exutório da bacia, com cinco indicadores de um total de seis classificados como “muito bom” ou “bom”. No ponto a montante, foi observada a tendência de superestimar as vazões em ambos os métodos, mas o SMSC (NS = 0,84 e PBIAS = -16,82) apresentou um desempenho superior ao SSC (NS = 0,78 e PCIAS = -44,90), conforme esperado, comprovando a importância de se utilizar o maior número possível de estações fluviométricas para a calibração do SWAT, em especial em bacias heterogêneas. No período de validação, foi observada a tendência a superestimar as vazões, possivelmente devido às diferenças entre o perfil de precipitação desse período em relação ao período de calibração.

Quando à simulação de sedimentos, o desempenho do modelo mostrou-se “bom” e “muito bom” nos quatro indicadores no período de calibração, mas no período de validação houve a tendência a superestimar os resultados (PBIAS insatisfatório) em ambos os métodos de calibração. Essa distorção pode ser decorrente da fragilidade dos dados de sedimentos utilizados na calibração, uma vez que o monitoramento que deu origem à curva-chave não teve o intuito de medir a descarga sólida produzida pela totalidade do corpo hídrico, portanto pode ter resultado em um subdimensionamento da produção de sedimentos.

A cobertura do solo na bacia do rio Pojuca tem passado por grandes modificações nas últimas décadas. A análise dos mapas gerados pelo projeto MapBiomias entre 1985 e 2020 indicou que nesse período houve um crescimento de 316% na área urbanizada e a silvicultura, inexistente em 1985, saltou para 8.741 hectares em 2020. Essas dinâmicas acionam um alerta sobre o acelerado processo de antropização da bacia e suas possíveis consequências.

Em linhas gerais a bacia do rio Pojuca demonstrou um comportamento hidrológico relativamente estável na comparação entre os cenários simulados. O cenário correspondente ao reflorestamento total da bacia foi aquele que apresentou as maiores variações em relação ao cenário base. Esse cenário resultou em variáveis hidrológicas mais compatíveis com um contexto de segurança hídrica, visto que apresentou crescimento nas vazões médias (15%), vazões mínimas (11%), escoamento de base (18%) e recarga para o aquífero profundo (17%). A recarga para o aquífero possui especial importância na bacia do rio Pojuca, visto que ela se situa em grande medida sobreposta ao Sistema Aquífero Marizal/São Sebastião, um dos mananciais subterrâneos mais importantes do estado da Bahia.

No entanto, esse cenário de reflorestamento total da bacia corresponde a uma situação hipotética, visto que tamanho nível de intervenção não seria factível na escala de uma bacia hidrográfica de grandes dimensões como a do rio Pojuca. A revegetação em menor escala, correspondente ao cenário de recuperação das áreas de preservação permanente em 100 metros marginais dos rios, não demonstrou exercer influência significativa nos processos hidrológicos quantitativos.

Importante destacar também que o cenário tendencial apresentou a maior variação de uma componente hidrológica em relação ao cenário base. Nesse cenário, os resultados indicaram um aumento de 25% no escoamento superficial. Esse fato é compatível com a tendência de aumento da impermeabilização do solo decorrente do processo de antropização identificado na bacia. O aumento do escoamento superficial provoca impacto nas vazões máximas ocorridas logo após intensos episódios de precipitação, o que exige dimensionamento, operação e manutenção adequadas das estruturas de drenagem urbana para que o risco de enchentes e inundações seja minimizado.

Com o presente estudo foram identificados novos aspectos da modelagem da bacia do rio Pojuca que podem ser abordados em pesquisas subseqüentes, quais sejam: (i) simulação de vazões diárias e não apenas mensais, (ii) calibração utilizando o método multi-sítio sequencial, (iii) calibração de outras variáveis de saída do modelo, como, por exemplo, a evapotranspiração, (iv) seleção de outros períodos para calibração e validação do modelo e (v) modificação das especificações dos tipos de uso do solo existentes no banco de dados do SWAT, visando particularizar para a área de estudo variáveis relacionadas ao crescimento vegetal e aos coeficientes da equação universal de perda de solo.

Importante destacar que o desempenho dos modelos hidrológicos está diretamente relacionado à disponibilidade e qualidade de seus dados de entrada e dos dados utilizados para a sua calibração. Infelizmente, a grande maioria das bacias brasileiras, em especial nas regiões norte e nordeste, dispõe de redes de monitoramento hidroclimático e sedimentométrico aquém da condição ideal em termos de densidade espacial, continuidade da operação e diversidade de parâmetros. Esse déficit de dados amplia substancialmente o esforço do modelador para obter simulações adequadas.

Em relação à bacia do Rio Pojuca, identifica-se que a ausência de uma rede de monitoramento de descarga sólida compromete a qualidade dos estudos e modelagens hidrossedimentológicas. Desse modo, em que pese a bacia do Pojuca ser uma das mais monitoradas do estado da Bahia em termos de estações fluviométricas, é importante que os órgãos competentes planejem e executem a implantação também de uma rede de medição de descarga sólida, especialmente dada a possibilidade de implantação de barragens de acumulação para abastecimento humano.

Por fim, a ausência de Plano de Recursos Hídricos da Região de Planejamento e Gestão das Águas – RPGA do Recôncavo Norte e Inhambupe, que engloba a bacia do rio Pojuca, compromete a caracterização e a compreensão aprofundada dos processos gerais que ocorrem na bacia, trazendo dificuldades adicionais à construção de modelos hidrológicos e à interpretação pormenorizada dos resultados das simulações. Espera-se que o presente trabalho possa contribuir com elementos técnicos para a construção desse Plano.

7. REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. **SWAT-CUP Calibration and uncertainty programs for SWAT**. International Congress On Modelling And Simulation, Modelling And Simulation Society Of Australia And New Zealand (Modsim). Oxley, 2007.

ABBASPOUR, K.C. **SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – A User Manual**. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. 2015.

ABBASPOUR, K.C., ROUHOLAHNEJAD, E., VAGHEFI, S.A., SRINIVASAN, R., YANG, H., KLOVE, 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**. V. 524, p. 733-752. 2015.

ABBASPOUR, K.C., VAGHEFI, S.A., SRINIVASAN, R. A Guideline for Successful Calibration and Uncertainty Analysis for Soil and Water Assessment: A Review of Papers from the 2016 International SWAT Conference. **Water**. 2018, 10, 6. 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. Cadernos de capacitação em recursos hídricos - Volume 5. Brasília, 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DO ÁGUAS – ANA. **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília: ANA, 2019.

AKOKO, G., LE, T.H., GOMI, T., KATU, T. A Review of SWAT Model Application in Africa. **Water**, v. 13. 2021.

ALMEIDA, A.L.S.P. **Gestão dos recursos hídricos na Bacia do Rio das Velhas: como podem os modelos hidrológicos distribuídos subsidiar o planejamento?** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte/MG, 2019.

AMARAL, F.C.S., FERNANDES, L.A.C., ARAÚJO FILHO, A.A., VIEIRA, V.J.S., FARIA JÚNIOR, W.G. **Influência da irrigação na condutividade hidráulica de um Vertissolo**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 113. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. Rio de Janeiro, 2007.

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**. Vol. 34. No. 1. 1998.

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

ARROIO JUNIOR, P.P. **Aprimoramento das rotinas e parâmetros dos processos hidrológicos do modelo computacional Soil and Water Assessment Tool –**

SWAT. Tese de doutoramento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos/SP. 2016.

BACELAR, L.A.P. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. **Geo.br (1)**. Ouro Preto/MG, 2005.

BAHIA. Governo do Estado. Secretaria de Infraestrutura. Superintendência de Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH**. Relatório Final da Etapa 1. Diagnóstico e Regionalização. Salvador. 2004.

BAHIA. Governo do Estado. Secretaria de Infraestrutura Hídrica e Saneamento. **Plano de Abastecimento de Águas da Região Metropolitana de Salvador, Santo Amaro e Saudara - PARMS**. Salvador, 2015.

BALDISSERA, G.C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Mato Grosso. 2009.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1990.

BRASIL. Lei Federal no 9.433 de 8 de janeiro 1997. **Diário Oficial da União**. Seção 1, p. 470. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – SNIS**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em abril/2022.

BRESSIANI, D.A., GASSMAN, P.W., FERNANDES, J.G., GARBOSSA, L.H.P., SRINIVASAN, R., BONUMÁ, N.B., MEDIONDO, E.M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural & Biological Engineering**. 2015.

BRESSIANI, D.A., SRINIVASAN, R., JONES, C.A., MENDIONDO, E.M. Effects of spatial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 8, n. 3, p. 125-138, 2015.

BRUIJNZEEL., L.A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. UNESCO/IAHS. Amsterdam, 1990.

BUENO, E.O., OLIVEIRA, V.A., VIOLA, M.R., MELLO, C.R. Desempenho do modelo SWAT para diferentes critérios de geração de Unidades De Resposta Hidrológica. **REVISTA SCIENTIA AGRARIA**. SA vol. 18 n°. 2, p. 114-125. Curitiba. 2017.

BUYTAERT, W., CÉLLERI, R., DE BIÉVRE, B., CISNEROS, F., WYSEURE, G., DECKERS, J., HOFSTEDÉ, R. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. **Earth-Science Reviews**, v. 79, n. 1–2, p. 53–72, 2006.

CARVALHO, A.T.F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil.

Caderno Prudentino de Geografia. Presidente Prudente, n. 42, v. 1, p. 140-161, jan-jun, 2020.

CARVALHO, N.O. FILIZOLA, J.R., SANTOS, P.M., LIMA, J.E.F.W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios.** ANEEL. Brasília/DF, 2000.

CASTRO, K.B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – UNB. Instituto de Geociências. 2013.

CENTER FOR AGRICULTURAL AND RURAL DEVELOPMENT – CARD. Iowa State University. **SWAT Literature Database of Peer-Reviewed Journal Articles.** Disponível em: < https://www.card.iastate.edu/swat_articles/>. Acesso em 09/03/22.

CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS – CRA. Governo do Estado da Bahia. **Relatório de Monitoramento das Águas do Estuário do Rio Pojuca.** Salvador, 2005.

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

CREMON, E.H. **Modelos digitais de elevação globais disponíveis gratuitamente. Existe um novo MDE de 12,5 m de resolução espacial?** Grupo de Estudo em Geomática. Instituto Federal de Goiás. 2019. Disponível em: <<http://pesquisa.ifg.edu.br/geo/2019/10/14/modelos-digitais-de-elevacao-globais-disponiveis-gratuitamente-existe-um-novo-mde-de-125-de-resolucao-espacial/>>. Acesso em 17/03/22.

EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO - EMBASA. **Estudo Hidrogeológico da Borda Leste da Bacia do Recôncavo, Fase 2 – Produto 5 (Relatório Final).** Cooperação Técnica IICA/ABC/Embasa. Salvador/BA, 2023.

FERRAZ, L. L.; SOUSA, L. F.; SILVA, L. S.; SILVA, J. O.; TAGLIAFERRE, C.; SANTOS, C. A. S.; ROCHA, F. A.. Calibration and validation of the SWAT model for hydrological simulation in a basin in Western Bahia. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.1, p.276-285, 2021.

FREIRE, P.M.R., PISSARA, T.C.T., FILHO, M.V.M. **Modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para análise relação solo-paisagem na microbacia hidrográfica do Córrego Seco (SP).** IV Congresso Internacional de Ciências Agrárias. 2019.

GAMA, R.G. **Usos da Água, Gestão de Recursos Hídricos e Complexidades históricas no Brasil: Estudo sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.** Dissertação de Mestrado apresentada à Escola Nacional de Ciências Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. RJ/2009.

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. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Vol. 50(4): 1211-1250. 2007.

GASSMAN, F.W., SADEGHI, A.M., SRINIVASAN, R. Applications of **the SWAT Model Special Section: Overview and Insights.** *Journal of Environmental Quality*, v. 43, p. 1–8, 2014.

GUPTA, H. V.; 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.

HARI, D. REDDY, K.R. A review on Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and its applications. *Journal of Emerging Technologies and Innovative Research (JETIR)*. Volume 5, Issue 7. 2018.

HAWQS - Hydrologic and Water Quality System (Version 1.2). **A National Watershed and Water Quality Assessment Tool.** Disponível em: <https://hawqs.tamu.edu/#/>. Acesso em 14/03/2022.

HENRIKSEN, H.J., TROLDBORG, L., NYEGAARD, P., SONNENBORG, T.O., REFSGAARD, J.C., MADSEN, G. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *Journal of Hydrology*. 280 52–71. 2003.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - INEMA. **Plano de ações estratégicas para gerenciamento dos recursos hídricos da bacia do Recôncavo Norte e Inhambupe.** Salvador, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Manuais Técnicos em Geociências. **Manual Técnico de Uso da Terra.** 3a edição. Rio de Janeiro, 2013.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability.** 2022.

IWA – The International Water Association. **Integrated Water Resources Management: Basic Concepts.** Disponível em: <<https://www.iwapublishing.com/news/integrated-water-resources-management-basic-concepts>>. Acesso em 27/02/2022.

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

LAIGNEAU, P.; FORMIGA-JOHNSSON. R.M., MARQUES, G. F., GOLDENSTEIN, S., BONILHA, I. A experiência francesa de planejamento de bacias hidrográficas vinculada à cobrança pelo uso de recursos hídricos. **XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos** (ISSN 2318-0358). 2021.

LETA, O.T., GRIENSVEN, A., BAUWENS, W. Effect of Single and Multisite Calibration Techniques on the Parameter Estimation, Performance, and Output of a SWAT Model of a Spatially Heterogeneous Catchment. **J. Hydrol. Eng.** Vol. 22, No. 3. 2017.

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

LIMA, G.K. **Caracterização de vertissolos do nordeste brasileiro.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2014.

LIMA, J.S., NUNES, D.D., CHECHIA, T.E. Aplicação do modelo SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas na bacia hidrográfica do Rio Mutum Paraná – Rondônia. **Geosul**, Florianópolis, v. 36, n. 434-453, jan./abr. 2021.

LOPES, T.R., FOLEGATTI, M.V., DUARTE, S.N., ZOLIN, C.A., JUNIOR, L.S.F., MOURA, L.B., OLIVEIRA, R.K., SANTOS, O.N.A. Hydrological modeling for the Piracicaba River basin to support water management and ecosystem services. **Journal of South American Earth Sciences.** Vol 103. 2020.

MACHADO, C.A., FACCIOLI, G.G., NETTO, A.O.A., ALMEIDA, C.A.P., FOPPEL, E.F.C., CUNHA, M.M., SIVA, M.G. Modelagem hidrológica como instrumento de manejo ambiental de bacias hidrográficas. **Revista Educação Ambiental em Ação.** vol. XX, n. 77. 2022.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. SEEG/OC - Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima.** Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em 17/03/2022.

MARTINS, W. A. **Simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica e avaliação da produção de sedimentos em função da recuperação progressiva da vegetação em áreas de preservação permanente.** Dissertação de Mestrado. Instituto Agrônomo. Campinas, 2020.

MARTINS, W.A., MARTINS, L.L., MARIA, I.C., MOARES, J.F.L., PEDRO JÚNIOR, M.J. Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. **Ciência e Agrotecnologia.** V. 45, 2021.

MAURI, E.N.E, VIOLA, M.R., NORTON, L.D., OWENS, P.R., MELLO, C.R., PINTO, L.C., CURI, N. Hydrosedimentological modeling in a headwater basin in Southeast Brazil. **Rev Bras Cienc Solo.** v. 44. 2020.

MELONE, F., BARBETTA, S., DIOMEDE, T., PERUCCACCI, S., Rossi, M., TESSAROLO, A., VERDECCHIA, M. **Review and selection of hydrological models–Integration of hydrological models and meteorological inputs.** Contract (12). Itália, 2005.

MENEZES, D.; MARCUZZO, F. F. N. **Traçado e ajuste de curva-chave de sedimentos utilizando dados disponíveis no HIDROWEB**. 2018. 87p. Versão 1.0. Tutorial. CPRM-PA/GEHITE. Porto Alegre, 2018.

MENG., F., LIU, T., WANG, H., LUO, M., DUAN, Y., BAO, A. An Alternative Approach to Overcome the Limitation of HRUs in Analyzing Hydrological Processes Based on Land Use/Cover Change. **Water**, v. 10, p. 434, 2018.

MOREIRA, L.L., SCHWAMBACK, D., RIGO, D. Parâmetros pedológicos para estimativa de vazões em bacias hidrográficas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v. 14, n.1, p.78-84, 2019.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, 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.

MORIASI, D.N., GITAU, M.W., PAI, N., DAGGUPATI, P. **Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria**. American Society of Agricultural and Biological Engineers. v. 58, p. 1763-1785, 2015.

NEDD, R.; LIGHT, K.; OWENS, M.; JAMES, N.; JOHNSON, E.; ANANDHI, A. A Synthesis of Land Use/Land Cover Studies: Definitions, Classification Systems, Meta-Studies, Challenges and Knowledge Gaps on a Global Landscape. **Land** 2021, 10, 994. 2021.

NEITSCH, S. ARNOLD, J.G., Kiniry, J.R, Williams, J.R. **Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation Version 2009**. Texas Water Resources Institute, p. 1–647, 2011.

NKIAKA, E., NAWAZ, N.R., LOVETT, J.C. Effect of single and multi-site calibration techniques on hydrological model performance, parameter estimation and predictive uncertainty: a case study in the Logone catchment, Lake Chad basin. **Stoch Environ Res Risk Assess**. Vol 32, p. 1665-1682. 2018.

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

Organização das Nações Unidas – ONU. **Agenda 21**. United Nations Conference on Environment & Development. Brasil, 1992.

Pádua, J.A., CHAMBOULEYRON, R. Dossiê: rios e sociedades. **Revista Brasileira de História**. São Paulo, v. 39, nº 81, 2019.

PAIXÃO, J.F., ALMEIDA, E.S., ROSA, E.V.C. **Análise espaço-temporal da qualidade das águas do Rio Pojuca**. IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Salvador/BA, 2013.

PEGDEN, C.D., SHANNON, R.E., SADOWSKI, R.P. **Introduction to Simulation Using SIMAN**. McGraw-Hill, New York, USA. v. 2. 1990.

PINHEIRO, L.A.P. **Evolução dos aspectos de qualidade das águas do Rio Pojuca, Bahia**. Dissertação de Mestrado – UFBA. Salvador, 2014.

POLINO, M.A. **Participação e conflito entre usuários da água nas Bacias Hidrográficas do Recôncavo Norte/Inhambupe**. Dissertação de Mestrado em Ciências Sociais na Faculdade de Filosofia e Ciências Humanas. Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2020.

PONTES, L.M., BATISTA, P.V.G., SILVA, B.P.C., VIOLA, M.R., ROCHA, H.R., SILVA, M.L.N. Right for the wrong reasons: SWAT simulates accurate catchment sediment loads while overestimating hillslope erosion rates. **Rev Bras Cienc Solo**. 2021.

POUR, K. C. **SWAT CUP: SWAT Calibration and uncertainty programs – A user manual**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, EWAG. 2015.
Porto, M. F. A., & Porto, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas . *Estudos Avançados*, 22(63), 43-60, 2008.

RAPOSO, V.M.B. **Impacto na produção de sedimentos devido à cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão Piçarrão, Triângulo Mineiro**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. 2020.

RODRIGUES, E.L. **Avaliação da produção de água (vazão), em função de alterações de uso do solo e da implantação de florestas de eucalipto em larga escala na bacia do Rio Pará - Alto São Francisco/MG**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte, 2013.

RODRIGUEZ, D.A., TOMASELLA, J., LINHARES, C. Is the forest conversion to pasture affecting the hydrological response of Amazonian catchments? Signals in the Ji-Parana Basin. **Hydrol. Process**. v. 24, p. 1254–1269, 2010.

ROSA, M.R. **Metodologia de classificação de uso e cobertura da terra para análise de três décadas de ganho e perda anual da cobertura florestal nativa na Mata Atlântica**. Tese de Doutorado. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. FFLCH – USP. São Paulo, 2020.

SANTOS, M. **A Natureza do Espaço: Técnica e Tempo, Razão e Emoção**. 4. ed. 2. Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

SANTOS, M.S., LOLLO, J.A. Cartografia digital para estimativa de escoamento superficial visando ao planejamento urbano. **Eng Sanit Ambient**. v. 21 n.4. 2016.

SANTOS, R.O. **Avaliação da produção de sedimento na bacia hidrográfica do rio Potengi através do modelo SWAT**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN. Natal, 2010.

SANTOS, C.A.S., ROCHA, F.A., RAMOS, T.B., ALVES, L.M., MATEUS, M., OLIVEIRA, R.P., NEVES, R. Using a Hydrologic Model to Assess the Performance of Regional Climate Models in a Semi-Arid Watershed in Brazil. **Water**, v. 11, n. 170, 2019.

SARTORI, A., GENOVEZ, A.M., LOMBARDI NETO, F. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 2: Aplicação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 10, n.4. 2005.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p.409-419, 2005.

SILVA, R.M., MEDEIROS, I.C. Análise hidrossedimentológica em ambiente SIG usando o modelo SWAT. **GeoFocus**. International Review of Geographical Information Science and Technology, v. 14, p. 211–231. 2014.

SILVA, V.A., MOREAU, M.S., MOREAU, A.M.S.S, REGO, A.C. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n.3, p.310–315, 2011.

SIMÕES, K. **Modelagem hidrossedimentológica da bacia do rio Indaiá, Alto São Francisco – MG, utilizando SWAT**. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas e Geodinâmica) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2019.

SIQUEIRA, P.P., OLIVEIRA, P.T.S, BRESSIANI, D., NETO, A.A.M., RODRIGUES, D.B.B. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, 37. 2021.

SRINIVAS, G., GOPAL, M.N. Hydrological Modeling of Musi River Basin, India and Sensitive Parameterization of Stream Flow Using SWAT CUP. **Journal of Hydrogeology & Hydrologic Engineering**. 2017.

SILVA, M.B., HERREROS, M.M.A.G., BORGES, F.Q. Gestão integrada dos recursos hídricos como política de gerenciamento das águas no Brasil. **Rev. Adm. UFSM**, Santa Maria, v. 10, número 1, p. 101-115. 2017.

SOUZA, N.C. **Dinâmica do uso e ocupação da terra associada ao crescimento de processos erosivos lineares e aos aspectos sociodemográficos e físico-estruturais**. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR. São Carlos, 2020.

TAN, M.O., GASSMAN, P.W., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J.G., YANG, X.Y. A Review of SWAT Studies in Southeast Asia: Applications, Challenges and Future Directions. **Water**, 11, 914. 2019.

TEIXEIRA, L.F.C. **Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo hidrológico SWAT em função de diferentes características de bacias hidrográficas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2017.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos.** 2. ed. Porto Alegre: ABRH: Editora da UFRGS, 2005.

TUCCI, C. E. M. 2010. **Urbanização e Recursos Hídricos.** pp. 113-128. In BICUDO, C. E. M. et al. (orgs.) **Águas do Brasil. Análises Estratégicas.** Academia Brasileira de Ciências; Secretaria do Meio Ambiente. Estado de São Paulo. 222 pp. 2010.

VANZELA, L.S., HERNANDEZ, F.B.T., FRANCO, R.A.M. Influência da cobertura e uso da terra nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Rev. bras. eng. agríc. Ambiente.** 14 (1). Jan 2010.

VON SPERLIG, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da água de Rios.** UFMG, 2014.

WILLIAMS, J.R., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., GASSMAN, P.W., GREEN, C.H. History of model development at Temple, Texas. **Hydrologic Science Journal.** 2008.

ZHANG, C.; LI, X. Land Use and Land Cover Mapping in the Era of Big Data. **Land** 2022, 11, 1692. 2022.

ZHANG, L., KHARTHIKEYAN, R., BAI, Z., SRINIVASAN, R. Analysis of streamflow responses to climate variability and land use change in the Loess Plateau region of China. **Catena**, v. 154, p. 1–11, 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
Departamento de Engenharia Ambiental
Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional
Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua

APÊNDICE A

RELATÓRIO TÉCNICO

ANÁLISE PROPOSITIVA DA ABORDAGEM DA COBERTURA E USO DA TERRA
NA ESTIMATIVA DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NOS PLANOS DE RECURSOS
HÍDRICOS DO **ESTADO DA BAHIA**

Thiago Hiroshi de Oliveira

Salvador, BA
2023

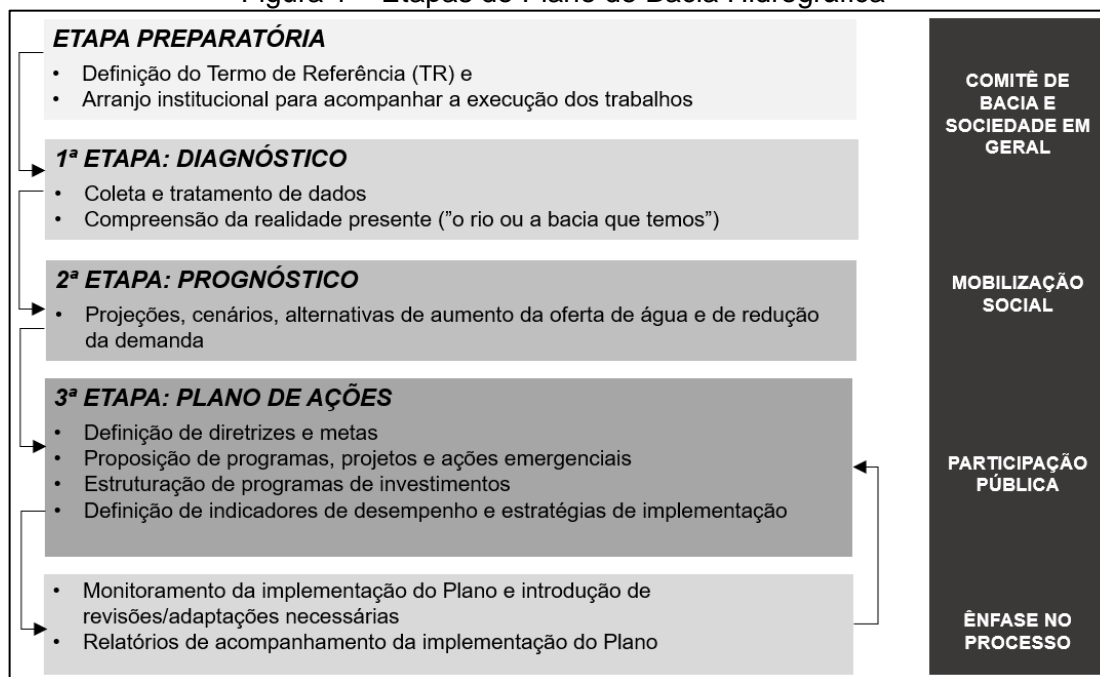
1. INTRODUÇÃO

A Lei Federal 9.433/97, conhecida como Lei das Águas, enumera em seu artigo 5º os instrumentos de gestão de recursos hídricos, sendo o primeiro deles o Plano de Recursos Hídricos. A ordem posta pelo legislador na redação do dispositivo legal não é por mero acaso; são os Planos que constroem o entendimento geral sobre o contexto dos recursos hídricos e suas tendências, o que possibilita o delineamento dos demais instrumentos de gestão, na sequência: o enquadramento, a outorga, a cobrança e o sistema de informações. Dessa forma, os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores que fundamentam e orientam a implementação dos demais instrumentos (Ana, 2020).

Os Planos de Recursos Hídricos são distribuídos em três recortes espaciais: (i) Plano Nacional, (ii) Planos Estaduais e (iii) Planos de Bacias Hidrográficas. O Plano Nacional abrange todo o território do país e possui caráter eminentemente estratégico. Os Planos Estaduais (e Distrital) possuem também cunho estratégico, mas atento às particularidades regionais, com ênfase nos sistemas estaduais de recursos hídricos. Por fim, o Plano de Bacia Hidrográfica é o documento programático da bacia, contendo todas as principais diretrizes de uso dos recursos hídricos, mas também ações de natureza executiva e operacional, configurando-se como a agenda concreta e prática para a gestão dos recursos hídricos (Ana, 2013).

Os Planos de Bacia Hidrográfica são compostos basicamente por três grandes seções (Figura 1), quais sejam: (i) diagnóstico, que apresenta a situação da qualidade e quantidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, bem como todas as características importantes da(s) bacia(s) hidrográfica(s) e suas potencialidades, além de mapear as agendas setoriais de relevância; (ii) prognóstico, que apresenta, por meio da construção de cenários, as perspectivas de crescimento das demandas, de alterações na disponibilidade e, portanto, dos níveis de comprometimento dos corpos hídricos, bem como possíveis restrições de usos e a indicação da situação desejada; (iii) o plano de ações, que estabelece as soluções negociadas para a bacia, definindo intervenções, metas, indicadores, prioridades, matriz de responsabilidades institucionais e os investimentos necessários para o alcance da situação desejada possível.

Figura 1 – Etapas do Plano de Bacia Hidrográfica



Fonte: Adaptado de ANA (2013).

A Lei Federal 9.433/97 afirma que deve ser observada como diretriz geral de ação "a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo". Essa consideração reflete o consenso de que o modo como a superfície de uma bacia hidrográfica é ocupada por atributos naturais ou por construções e sistemas de origem antropogênica influencia de modo substancial a qualidade e a quantidade de suas águas, além da forma como a precipitação se converte em vazões que darão suporte às demandas ecossistêmicas e humanas. A mesma legislação, por fim, reforça o caráter dinâmico da cobertura e uso da terra ao estabelecer como conteúdo mínimo dos Planos de Recursos Hídricos a análise das "modificações dos padrões de ocupação do solo".

Dessa forma, para atendimento integral da referida legislação, os Planos de Recursos Hídricos devem abordar a cobertura e uso da terra e suas transformações como elementos que influenciam diretamente na disponibilidade hídrica atual e naquela projetada para o horizonte temporal dos diferentes cenários analisados na etapa de Prognóstico.

Sob essa ótica, o presente relatório técnico visa avaliar como essa questão foi abordada pelos últimos 4 (quatro) Planos de Recursos Hídricos aprovados no estado da Bahia, bem como apresentar proposições de aperfeiçoamentos.

2. ABORDAGEM ATUAL

Foram avaliados os Planos de Recursos Hídricos da RPGA do Rio Corrente e Riachos do Ramalho, Serra Dourada e Brejo Velho (PRHRC) e da RPGA do Rio Grande (PRHRG), ambos elaborados pelo Consórcio Águas do Oeste (Hydros – Engeplus) e aprovados pelos respectivos Comitês de Bacia em 2021, bem como os Planos de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Contas (PRHRDC) e das Bacias Hidrográficas do Recôncavo Sul (PRHRS), ambos elaborados pelo Consórcio Águas da Bahia (Gama – Água e Solo) e aprovados pelos respectivos Comitês de Bacia em 2020.

2.1. Modelagem hidrológica

Para estimar a disponibilidade hídrica nos diversos trechos de interesse dos rios pertencentes à RPGA é necessário dispor de séries históricas de vazões para cada trecho. Para tanto, como sempre há, na prática, uma disponibilidade limitada de estações pluviométricas, é necessário lançar mão de ferramentas de modelagem hidrológica do tipo chuva-vazão para gerar as séries de vazão para todos os pontos desejados. Os quatro PRH em questão utilizam para este fim o Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH).

O MGB-IPH é um modelo físico semi-distribuído que trabalha com Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são áreas dentro de uma bacia hidrográfica que possuem comportamento hidrológico considerado homogêneo, definidas a partir do cruzamento de dois tipos de mapas, sendo eles: (i) classes de solo e (ii) categorias de cobertura e uso da terra (Collischonn et al., 2010). As URHs são as unidades espaciais para as quais o MGB realiza o balanço hídrico, portanto têm influência direta nos processos hidrológicos representados na ferramenta. Enquanto as características das classes de solo influenciam no armazenamento e transmissão da água no solo, as categorias de cobertura e uso da terra interferem diretamente no balanço vertical (p. ex.: evapotranspiração e interceptação) e no escoamento superficial (INEMA, 2019).

Os tipos de solo em uma bacia hidrográfica são atributos naturais decorrentes de longos processos de intemperismo de rochas e deposição de sedimentos e, portanto, podem ser considerados constantes ao longo do tempo em qualquer horizonte de planejamento de recursos hídricos. As categorias de cobertura e uso da

terra, por outro lado, são reflexos de processos dinâmicos de transformação do território pela ocupação humana, a partir da urbanização e da conversão de florestas em áreas produtivas, por exemplo. Dessa forma, essas categorias podem variar de modo célere, o que intensifica a importância da consideração de recortes temporais compatíveis com a realidade que se quer representar.

Os PRHs aqui analisados utilizaram o MGB para converter as séries históricas de precipitação em séries de vazão, que podem ser obtidas para cada exutório de uma mini-bacia (correspondente a um conjunto de URHs). Essas séries de vazões simuladas são comparadas com as séries registradas nas estações fluviométricas existentes na bacia e o modelo é então calibrado para que haja o melhor ajuste possível entre as séries simuladas e as observadas. Desse modo, é natural que o modelador carregue inicialmente a ferramenta com um mapa de cobertura e uso da terra compatível com o período selecionado para a calibração, visando representar de forma mais fidedigna possível os processos físicos que ocorreram na bacia nesse período.

O PRHRC e o PRHRG selecionaram para a calibração do modelo o período entre os anos de 1990 e 2010, devido à disponibilidade de dados de vazões medidas e ao fato desse período apresentar um comportamento intermediário nem tão “natural”, nem tão antropizado (Inema, 2020). Portanto, optou-se por utilizar um mapa de cobertura e uso da terra que representa a condição dessas RPGAs no ano de 1998.

O PRHRDC e o PRHRS não abordam de forma explícita o período adotado para a calibração, mas se depreende da figura 4.10 na página 657 do PRHRDC (Inema, 2018) que o período da calibração foi de 2003 a 2005. Quanto ao mapa de cobertura e uso da terra, ambos os Planos citam como referência o mapa de vegetação da América do Sul elaborado em 2002, a partir de imagens de satélite referentes a 2000.

O Quadro 1 apresenta a síntese do recorte temporal e da fonte dos mapas de cobertura e uso da terra utilizados na modelagem das bacias com o MGB nos quatro Planos de Recursos Hídricos aqui analisados.

Quadro 1 – Mapas de cobertura e uso da terra utilizados no MGB

Plano	Período de calibração	Ano do mapa	Fonte / Características
Rio Corrente, Riachos do Ramalho, Serra Dourada e Brejo Velho	1990 – 2010	1998	Mapa de Uso e Cobertura Vegetal de 1998, do Departamento de Desenvolvimento Florestal-DDF em escala 1:100.000 e complementações com imagens Landsat 5 de 1998, com resolução espacial de 30 m.
Rio Grande	1990 – 2010	1998	
Rio de Contas	2003 – 2005	2000	EVA, H., et.al. Mapa da vegetação da América do Sul. Technical report. European Comission: Joint Research Center. 2002. Baseado em imagens de satélite de 2000. Resolução espacial de 1km.
Recôncavo sul	2003 – 2005	2000	

2.2. Disponibilidade hídrica nos cenários do prognóstico

Conforme exposto, os quatro PRHs aqui analisados utilizam mapas dos anos 1998 e 2000 para subsidiar a modelagem hidrológica que resulta na construção de séries de vazões diárias, que por sua vez originam a estimativa da disponibilidade hídrica (Q90 diária) compreendida como a atual. No entanto, identifica-se que os mapas de uso e ocupação utilizados para essa estimativa datam de mais de 20 anos antes da aprovação dos PRH.

Essa disponibilidade hídrica atual é então utilizada como principal referência para a estimativa da disponibilidade nos diferentes cenários abordados pelo prognóstico. Os cenários podem tanto considerar que a disponibilidade hídrica futura será exatamente igual àquela simulada pelo modelo hidrológico construído e calibrado na etapa do diagnóstico (“atual”) ou podem aplicar a esta vazão de referência (ou às séries históricas de precipitação e temperatura) métodos de perturbação e ajuste visando representar cenários de mudanças climáticas ou escassez hídrica.

Nesse sentido, o PRHRDC e o PRHRS simulam o balanço hídrico dos cenários projetados para 2030 considerando duas situações de disponibilidade hídrica: (i) a Q90 diária obtida a partir das vazões fornecidas pelo modelo hidrológico construído na etapa de diagnóstico e (ii) a Q90 mensal calculada a partir dos dados diários de vazão obtidos da simulação hidrológica original (do diagnóstico), reduzida em percentuais que variaram entre 14% e 26%, a depender da bacia, visando representar os efeitos das mudanças climáticas. Esses percentuais foram resultantes da análise da consequência da perturbação das séries históricas de precipitação e temperatura

a partir das indicações de estudos anteriores que aplicaram Modelos Climáticos Regionais à região nordeste do Brasil.

Os PRHRC e PRHRG, por sua vez, consideram três situações distintas de disponibilidade hídrica no cálculo do balanço hídrico dos cenários projetados para 2035: (i) Q90 diária obtida a partir das vazões fornecidas pelo modelo hidrológico construído na etapa de diagnóstico, (ii) a Q90 anual associada à situação de seca moderada na escala do *Standardized Runoff Index* (SRI) e (iii) a Q90 mensal obtida a partir das vazões simuladas pelo modelo hidrológico original, mas carregado com séries de precipitação e temperaturas diárias perturbadas para o cenário de mudanças climáticas, obtidas com a aplicação de um Modelo Climático Regional especificamente para a área de estudo. Uma síntese da abordagem realizada pelos quatro PRHs é apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 – Abordagens para projeção de disponibilidade no PRHs

PRH	Projeção de disponibilidade (Conjuntura)	Abordagem
Rio Corrente, Riachos do Ramalho, Serra Dourada e Brejo Velho Rio Grande	"Tendencial" (I)	Q90 diária obtida a partir das vazões fornecidas pelo modelo hidrológico calibrado.
	"Situação de Escassez" (II)	Q90 anual associada a um valor do <i>Standardized Runoff Index</i> (SRI) corresponde à seca moderada ($Z=-1$). Para obtenção da Q90 anual, foram utilizados os valores das vazões diárias fornecidas pelo modelo hidrológico calibrado.
	"Mudanças Climáticas" (III)	Foi utilizado um Modelo Climático Regional (MCR) para obter coeficientes de perturbação específicos para a área de estudo, que foram aplicados às séries de precipitação diária e temperatura registradas nas estações de monitoramento. Essas novas séries de dados perturbados (refletindo os efeitos das mudanças climáticas) foram carregadas no MGB e forneceram novas vazões. A disponibilidade considerada no cenário foi a Q90 mensal calculada a partir dessas novas vazões.
Rio de Contas	"Mudanças climáticas não afetam as disponibilidades hídricas" (IV)	Q90 diária obtida a partir da modelo hidrológico calibrado.
Recôncavo Sul	"Mudanças climáticas afetam as disponibilidades hídricas" (V)	A Q90 mensal, calculada a partir da série de vazões diárias fornecidas pelo modelo hidrológico calibrado, foi reduzida em percentuais que variaram entre 14 e 26% a depender da bacia em questão. Foram consideradas indicações de estudos anteriores que apresentaram cenários de anomalias de precipitação e temperaturas na região nordeste brasileira obtidas com a aplicação de Modelos Climáticos Regionais.

As Conjunturas I e IV são decorrentes diretamente da simulação com o modelo hidrológico original, construído na etapa de diagnóstico, que foi carregado com os mapas de cobertura e uso da terra correspondentes à situação observada em 1998 ou 2000. A conjuntura II é função da aplicação do SRI às vazões de referência (Q90) calculadas anualmente, a partir das vazões diárias simuladas também pelo modelo original. A conjuntura V aplica fatores de redução à Q90 mensal calculada a partir das simulações diárias com o modelo original. Por fim, a conjuntura III realiza um trabalho detalhado para gerar séries hipotéticas de precipitação e temperatura para o cenário de mudanças climáticas em 2035. Essas novas séries de dados climáticos são então carregadas no modelo original, que utiliza o mapa de cobertura e uso da terra do ano de 1998.

Diante do exposto, evidencia-se que em todas as abordagens a disponibilidade hídrica futura foi influenciada de modo decisivo pelos modelos hidrológicos construídos na etapa de diagnóstico, que consideraram mapas de cobertura e uso da terra bastantes defasados em relação ao momento da construção dos PRHs e, mais ainda, ao horizonte temporal dos cenários analisados (2030 e 2035).

3. POSSIBILIDADES DE MELHORIA

Diante do cenário exposto, é possível conjecturar que as equipes que elaboraram os PRHs aqui analisados podem ter encontrado dificuldades em obter mapas de cobertura e uso da terra mais atualizados e com resolução e classificação adequadas aos estudos. De fato, além da desatualização, os PRHs do Rio das Contas e do Recôncavo Sul utilizaram mapas em escala continental e com baixa resolução espacial.

Isto posto, traz-se como primeira sugestão de melhoria a utilização de mapas fornecidos pelo Projeto MapBiomas. Esses mapas foram utilizados no presente trabalho para a construção do modelo hidrológico da bacia do Rio Pojuca e demonstraram ser adequados para este fim.

O Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas) é uma iniciativa multi-institucional, que foi iniciada no ano de 2015 e formada a partir da organização em rede de universidades, ONGs e startups de tecnologia reunidas no Observatório do Clima, com o propósito inicial de estimar as

emissões de gases efeito estufa relacionadas às alterações da cobertura e uso da terra no Brasil. O projeto possui uma sólida parceria com o Google, que disponibiliza a infraestrutura de programação em nuvem da plataforma *Google Earth Engine* e de armazenamento de dados do *Google Cloud Storage* (Mapbiomas, 2022).

Para a classificação da cobertura e uso da terra, o MapBiomas realiza a análise das imagens do satélite Landsat (NASA/USGS) com resolução de 30 metros, que estão disponíveis no *Google Earth Engine*. Todas as imagens disponíveis para cada local são utilizadas para a seleção dos pixels mais limpos (sem influência de nuvens, fumaça, etc.), para compor o mosaico representativo de cada ano, com a utilização de algoritmos complexos. Para cada pixel são extraídos métricas e índices espectrais, que podem explicar o comportamento do pixel durante o ano, podendo gerar até 105 camadas de dados para cada pixel. A Coleção 7 do MapBiomas está disponível gratuitamente na internet e disponibiliza mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil, a partir do ano de 1985, com resolução de 30 metros e 27 tipologias distintas de classificação.

Com a disponibilidade de mapas anuais, os PRHs podem utilizar inicialmente um mapa de cobertura e uso da terra compatível com o período de calibração do modelo hidrológico. O modelo geraria séries de vazão e seria calibrado a partir de dados observados nas estações fluviométricas. Após a correta calibração do modelo, o modelo seria carregado com o mapa de cobertura e uso da terra mais atual disponível e uma nova simulação seria realizada, gerando as séries de vazão que seriam consideradas para a determinação da disponibilidade hídrica atual (p. ex.: Q90).

Dessa forma, a segunda possibilidade melhoria aqui sugerida é a realização de uma nova simulação hidrológica, após a calibração, utilizando o mapa de cobertura e uso da terra mais recente disponível, cujas vazões simuladas seriam então consideradas para a estimativa da disponibilidade hídrica atual.

Por fim, a terceira possibilidade de melhoria diz respeito à utilização de *softwares* de análise e processamento geoespaciais para simular condições futuras de cobertura e uso da terra a partir das tendências observadas no presente. Essa construção de mapas para representar a condição futura de uso do solo é particularmente interessante para bacias hidrográficas que apresentam processos

antropogênicos intensos, motivados por tensores e direcionadores claramente identificados, como por exemplo o avanço da agricultura sobre as áreas de florestas ou a expansão dos núcleos urbanos acompanhando os eixos rodoviários.

Essa modelagem é possível quando se dispõe de sequências de mapas de cobertura e uso da terra em anos distintos e classificados pelo mesmo conjunto de categoriais, condições proporcionadas pelo Projeto MapBiomas. A partir de duas condições distintas (em momentos distintos), esses *softwares* são capazes de parametrizar o processo de transformação do território ocorrido no período entre elas, e projetar a situação futura tendencial. Diversos algoritmos matemáticos podem ser utilizados para tanto, como por exemplo regressões lineares e rotinas de aprendizagem computacional.

Como exemplo de *softwares* gratuitos ou pagos que podem realizar essa ação podem ser citados o *Land Change Modeller – TerrSet*, o *Land Change Modeler for ArcGIS*, o *Future Land Use Simulation Model Software – GeoSOS/FLUS* e o *Modules for Land Use Change Evaluation – MOLUSCE/QGIS 2.0*.

4. CONCLUSÕES

A análise dos últimos quatro Planos de Recursos Hídricos aprovados no estado da Bahia permite concluir que a abordagem conferida à cobertura e uso da terra pode ser aperfeiçoada. Todos os Planos utilizaram mapas temporalmente defasados em mais de 20 anos para estimar a disponibilidade hídrica atual. Além disso, ao realizar projeções de disponibilidade para cenários em 2030 e 2035, todos os Planos basearam-se em séries de vazões oriundas da modelagem hidrológica feita com base nos mesmos mapas originais, ou seja, consideraram a configuração da cobertura e ocupação da área de estudo ocorrida há mais de 30 anos do horizonte final dos cenários. Trata-se de uma defasagem temporal muito significativa e que deve ser evitada.

Ao construir o modelo hidrológico da bacia do Rio Pojuca, o presente trabalho demonstrou que é possível utilizar mapas atualizados de cobertura e uso da terra para estimar a disponibilidade hídrica, levando em consideração na modelagem, portanto, as condições mais próximas possíveis da realidade presente. Além disso, demonstrou-se que existem ferramentas que podem ser utilizadas também para

construir mapas futuros tendenciais, cujas simulações hidrológicas podem trazer informações importantes para compreender as consequências das dinâmicas em curso na ocupação da área de estudo.

Desse modo, como recomendações de melhoria apontamos: (i) a utilização dos mapas anuais de cobertura e uso da terra fornecidos pelo MapBiomass, (ii) após o processo de calibração, inserir no modelo hidrológico o mapa de cobertura e uso da terra mais recente disponível, e então realizar uma nova simulação para gerar as séries de vazão consideradas na estimativa da disponibilidade hídrica atual e (iii) construir o mapa tendencial de cobertura e uso da terra para o ano final do horizonte dos cenários, e utilizá-lo na modelagem e simulação hidrológica que estimará a disponibilidade hídrica associada ao cenário.

Importante destacar que além dos aspectos abordados nas contribuições, há outros pontos da modelagem que merecem atenção e podem ser aperfeiçoados. Em especial, pode-se citar a definição de um período de calibração que seja o mais representativo possível dos processos de transformação da bacia hidrográfica e a importância da adoção da etapa de validação da modelagem.

As recomendações aqui apresentadas devem ser avaliadas pelas equipes técnicas do Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA como contribuições para elaboração dos próximos Termos de Referência para contratação dos Planos de Bacia, bem como para auxiliá-las na avaliação e orientação às empresas de consultoria contratadas. Os Comitês de Bacia e suas câmaras técnicas, que contribuem com a construção, análise e aprovação dos Planos, também podem se beneficiar das sugestões aqui apresentadas.

5. Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. Cadernos de capacitação em recursos hídricos - Volume 5. Brasília, 2013.

COLLISCHONN, W., BUARQUE, D. C., PAIVA, R. C. D., FAN, F. M. & KAYSER, R. **Manual Introdutório para Aplicação do Modelo MGB-IPH**. v. 2.0. Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. **Consórcio Águas da Bahia. Prognóstico, compatibilização e articulação para elaboração do Plano de**

Recursos Hídricos e da Proposta de Enquadramento dos corpos de água das bacias hidrográficas do Recôncavo Sul (PP-03). Outubro, 2019.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas da Bahia. **Diagnóstico integrado para elaboração do Plano de Recursos Hídricos (PRHRS) e da Proposta de Enquadramento dos corpos de água das bacias hidrográficas do Recôncavo Sul – Tomo II.** Setembro, 2019.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas da Bahia. **Prognóstico, compatibilização e articulação para elaboração do Plano de Recursos Hídricos e da Proposta de Enquadramento dos corpos de água da bacia hidrográfica do Rio das Contas (PP-03).** Outubro, 2019.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas da Bahia. **Diagnóstico integrado para elaboração do Plano de Recursos Hídricos (PRHRS) e da Proposta de Enquadramento dos corpos de água da bacia hidrográfica do Rio das Contas – Tomo II.** Novembro, 2019.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas do Oeste. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos corpos de água da RPGA do Rio Grande. Nota Técnica 6 – Caracterização e Disponibilidade de Recursos Hídricos Superficiais.** Junho, 2021.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas do Oeste. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos corpos de água da RPGA do Rio Grande. PP03 - Prognóstico.** Junho, 2021.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas do Oeste. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos corpos de água da RPGA do Rio Corrente e Riachos do Ramalho, Serra Dourada e Brejo Velho. Nota Técnica 6 – Caracterização e Disponibilidade de Recursos Hídricos Superficiais.** Setembro, 2020.

Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Consórcio Águas do Oeste. **Plano de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos corpos de água da RPGA do Rio Corrente e Riachos do Ramalho, Serra Dourada e Brejo Velho. PP03 - Prognóstico.** Junho, 2021.