

VICTOR BARYCZA FERNANDES RAMOS

**MODELAGEM HIDROLÓGICA SOB A PERSPECTIVA DE
RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR NA MITIGAÇÃO DE EVENTOS DE
INUNDAÇÃO**

Sorocaba

2026



VICTOR BARYCZA FERNANDES RAMOS

**MODELAGEM HIDROLÓGICA SOB A PERSPECTIVA DE
RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR NA MITIGAÇÃO DE EVENTOS DE
INUNDAÇÃO**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Manuel Enrique Gamero Guandique

Sorocaba

2026

R175m	Ramos, Victor Barycza Fernandes Modelagem hidrológica sob a perspectiva de recuperação da mata ciliar na mitigação de eventos de inundação / Victor Barycza Fernandes Ramos. -- Sorocaba, 2026 142 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba Orientador: Manuel Enrique Gamero Guandique 1. Recuperação e remediação ambiental. 2. Hidrologia florestal. 3. Inundações. 4. Solo Uso. 5. Previsão hidrológica. I. Título.
-------	--

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Modelagem hidrológica sob a perspectiva de recuperação da mata ciliar na mitigação de eventos de inundação

AUTOR: VICTOR BARYCZA FERNANDES RAMOS

ORIENTADOR: MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / UNESP / Câmpus de Sorocaba - ICTS

Prof. Dr. WILLIAM DANTAS VICHETE (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / UNESP / Câmpus de Sorocaba - ICTS

Prof. Dr. MÁRIO SÉRGIO KILLIAN (Participação Virtual)
Defesa Civil

Sorocaba, 30 de abril de 2026.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho, com gratidão e respeito, a todos os acadêmicos e profissionais das Ciências Ambientais e da Engenharia Ambiental que se dedicam à gestão de recursos hídricos e ao manejo integrado de bacias hidrográficas. Esta pesquisa é especialmente voltada àqueles que desenvolvem e aplicam estudos voltados à compreensão da dinâmica hidrológica, do uso do solo e à mitigação dos impactos decorrentes de eventos climáticos extremos. Que este trabalho contribua para fortalecer as iniciativas voltadas à construção de soluções sustentáveis e inovadoras frente aos desafios ambientais no Brasil.

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação contou com inúmeros apoios, incentivos e orientações de diversas partes, às quais expresso minha mais profunda gratidão. Sou profundamente grato, primeiramente, pelo apoio de minha família pelo suporte e incentivos em momentos desafiadores, e aqueles que me guiam e acompanham. Ao meu orientador Prof^o Dr. Manuel Enrique Gamero Guandique pelo aceite, orientação e constante disponibilidade ao longo desta pesquisa. Estendo meus agradecimentos aos colegas dos programas de pós-graduação, cuja colaboração foi essencial por meio da troca de experiências, contribuições técnicas, auxílio nas disciplinas e discussões que enriqueceram meu aprendizado. Aos amigos e colegas que, direta ou indiretamente, incentivaram minha formação acadêmica e pessoal. Agradeço, ainda, aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PGCA) e ao corpo técnico da Defesa Civil de Sorocaba pelas valiosas contribuições teóricas e metodológicas que ampliaram minha visão crítica e científica. E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que este trabalho se tornasse possível, meus mais sinceros agradecimentos.

RESUMO

A intensificação de eventos hidrológicos extremos evidencia a necessidade de compreender como mudanças no uso e cobertura do solo (LULC) e a variabilidade climática afetam a dinâmica hidrológica de bacias regularizadas. Este estudo aplicou o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) à sub-bacia do Rio Sorocaba (SP, Brasil) para avaliar os efeitos das transformações temporais de LULC e da restauração da vegetação ciliar sobre a vazão e o escoamento superficial no período de 1992 a 2022. Foram integrados dados tabulares e geoespaciais para simulação de vazões e escoamento sob cenários históricos de uso do solo, bem como cenários de recuperação parcial e integral de Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo do canal principal, priorizando áreas mais suscetíveis a inundações. As análises espaço-temporais indicaram regeneração florestal de aproximadamente 5% e expansão urbana de 65% no período. Embora tenha sido observada redução na intensidade das chuvas ($\approx 7\%$ por década) e diminuição da vazão média observada ($\approx 28\%$ por década), o balanço hídrico revelou mudanças estruturais na partição dos fluxos. O escoamento superficial aumentou 51,03%, enquanto a percolação e a recarga profunda reduziram cerca de 11%, e a evapotranspiração apresentou variação discreta ($-1,61\%$) nos cenários LULC, caracterizando transição para um regime mais dominado por processos superficiais e maior geração de escoamento direto. Ainda assim, o escoamento de base permaneceu representativo, correspondendo a aproximadamente 66% da vazão total. Em termos globais, as simulações indicaram incremento de 2,7% no escoamento total anual e de 2,0% nas vazões médias anuais ao longo da série histórica gerados pelo SWAT. Os cenários de LULC apresentaram variações de vazão inferiores a 1%, evidenciando o forte controle exercido pela regulação do reservatório, enquanto a restauração das APPs promoveu aumento da percolação, do fluxo subterrâneo e do escoamento de base, à medida que a cobertura vegetal foi ampliada. A calibração da vazão mensal apresentou desempenho classificado como bom a muito bom ($NSE > 0,60$; $KGE = 0,76$), considerado adequado para vazões reguladas. Conclui-se que, em sistemas hidrológicamente regulados, a restauração da mata ciliar atua como medida complementar na regulação do ciclo hidrológico e pode contribuir para reduzir a suscetibilidade a cheias em áreas de baixo e médio risco, embora a mitigação estrutural dependa fortemente da gestão operacional do reservatório. Os resultados reforçam a aplicabilidade do SWAT como ferramenta estratégica para o planejamento e a gestão integrada de recursos hídricos em bacias regularizadas sob intensa transformação de LULC frente às mudanças climáticas.

Palavras-chave: restauração florestal; mitigação de cheias; uso do solo; modelo SWAT.

ABSTRACT

The intensification of extreme hydrological events highlights the need to understand how land use and land cover (LULC) changes and climate variability affect the hydrological dynamics of regulated watersheds. This study applied the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to the Sorocaba River sub-basin (São Paulo State, Brazil) to evaluate the effects of temporal LULC transformations and riparian vegetation restoration on streamflow and surface runoff from 1992 to 2022. Tabular and geospatial datasets were integrated to simulate streamflow and runoff under historical land use scenarios, as well as partial and full restoration scenarios of Riparian Buffer Zones (RBZs) along the main channel, prioritizing flood-prone areas. Spatiotemporal analyses indicated approximately 5% forest regeneration and 65% urban expansion over the study period. Although a reduction in rainfall intensity ($\approx 7\%$ per decade) and a decrease in observed mean streamflow ($\approx 28\%$ per decade) were identified, the water balance revealed structural changes in flow partitioning. Surface runoff increased by 51.03%, while percolation and deep aquifer recharge decreased by approximately 11%, and evapotranspiration showed minor variation (-1.61%) under LULC scenarios, indicating a transition toward a more surface-dominated hydrological regime with enhanced direct runoff generation. Nevertheless, baseflow remained significant, representing approximately 66% of total streamflow. Overall, SWAT simulations indicated increases of 2.7% in total annual runoff and 2.0% in mean annual streamflow over the historical series. LULC scenarios resulted in streamflow variations below 1%, highlighting the strong influence of reservoir regulation, whereas riparian restoration scenarios promoted increases in percolation, groundwater flow, and baseflow as vegetation cover expanded. Monthly streamflow calibration showed good to very good performance ($NSE > 0.60$; $KGE = 0.76$), considered adequate for regulated basins. It is concluded that in hydrologically regulated systems, riparian forest restoration acts as a complementary measure in hydrological regulation and may contribute to reducing flood susceptibility in low- and medium-risk areas, although structural mitigation strongly depends on reservoir operational management. The findings reinforce the applicability of SWAT as a strategic tool for planning and integrated water resources management in regulated basins undergoing intense LULC transformation under climate change.

Keywords: forest restoration; flood mitigation; land use; SWAT model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Os principais impactos físicos da vegetação ripária no ciclo hidrológico.....	34
Figura 2 – Influências hipotéticas dos padrões de vegetação ripária na turbulência durante inundações sobre as margens	35
Figura 3 – Principais impactos fisiológicos da vegetação ripária no ciclo da água.....	35
Figura 4 – Principais impactos da vegetação ripária na qualidade da água.....	36
Figura 5 – Localização geográfica da sub-bacia do Rio Sorocaba, São Paulo – Brasil.	50
Figura 6 – Mudanças no uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba.....	53
Figura 7 – Fluxograma metodológico.....	56
Figura 8 – Cenários de recuperação da mata ciliar no canal do Rio Sorocaba.....	66
Figura 9 – Desempenho do modelo SWAT por meio da relação entre vazões observadas e simuladas.	78
Figura 10 – Vazões observadas <i>versus</i> simuladas no SWAT calibrado à sub-bacia do Rio Sorocaba.....	79
Figura 11 – Evolução histórica do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba (1992 – 2022)	81
Figura 12– Variação espaço-temporal do uso e ocupação do solo na sub-bacia	82
Figura 13– Ocupação histórica em Áreas de Preservação Permanente na sub-bacia do Rio Sorocaba	84
Figura 14 – Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba em função das alterações temporais no uso do solo	86
Figura 15 – Hidrograma histórico em função das variações pluviométricas observadas pela estação fluviométrica.....	88
Figura 16 –Vazão e escoamento total anual nas sub-bacias da área de estudo.....	90
Figura 17 – Mapeamento de áreas de risco à inundação do Rio Sorocaba – município de Sorocaba.....	91
Figura 18 – Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba sob cenários de recuperação da mata ciliar	95
Figura 19 – Áreas de mata ciliar nas condições atuais das áreas de risco à inundação na sub-bacia mais crítica.....	96

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Softwares e modelos hidrológicos para gestão de bacias e recursos hídricos	45
Quadro 2 – Quantificação e descrição dos usos do solo da área de estudo	52
Quadro 3 – Atributos geoambientais e climáticos utilizados no modelo.....	63
Quadro 4 – Cenários de recuperação de zonas ripárias	65
Quadro 5 – Relação de códigos internos do SWAT em função das classes de uso do solo	68
Quadro 6 – Cenários temporais de uso do solo e recuperação da mata ciliar para avaliação da vazão e escoamento superficial.....	69
Quadro 7 – Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregado para a calibração	71
Quadro 8 – Indicadores utilizados na calibração, validação e avaliação do desempenho do modelo.	74
Quadro 9 – Parâmetros mais sensíveis calibrados para o modelo SWAT da sub-bacia do Rio Sorocaba	75
Quadro 10– Desempenho final do modelo SWAT calibrado para a sub-bacia do Rio Sorocaba	77
Quadro 11 – Vazão de escoamento média diante das alterações de uso do solo na série histórica.....	89
Quadro 12 – Alterações no balanço hídrico em função dos cenários de recuperação	94
Quadro 13 – Parâmetros de reservatório utilizados na calibração do SWAT para melhoria de desempenho.....	103

LISTA DE SIGLAS

ABGE	Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental
AGRL	<i>Agricultural Land-Generic</i>
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APP	Área de Preservação Permanente
AVa	Argissolo Vermelho Amarelo
BMP	<i>Best Management Practices</i>
CA	Conservação Atual
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CEDEC	Coordenadoria Estadual de Defesa Civil
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais.
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CN	<i>Curve Number</i>
COBRADE	Classificação e Codificação Brasileira de Desastres
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CRESESB	Centro de Referência para Energia Solar e Eólica
DATAGEO	Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de SP
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo
DCIA	<i>Directly Connected Impervious Areas</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EUCA	<i>Eucalyptus spp.</i>
FABH-SMT	Agência de Bacias Hidrográficas do Sorocaba e Médio Tietê
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
FECOP	Fundo Estadual de Prevenção e Controle da Poluição
FRSE	<i>Forest-evergreen</i>
GEE	Gases de Efeito Estufa
HMBC	<i>Hydrologic Mass Balance Calibration</i>
IAV	Índice de Área Verde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia Estatística

INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
HEC-HMS	<i>Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System</i>
HRU	<i>Hydrologic Response Unit</i>
KGE	<i>Kling-Gupta Efficiency</i>
L-GrID	<i>Landscape Green Infrastructure Design</i>
LID	<i>Low Impact Development</i>
L-THIA	<i>Long Term Hydrologic Impact Analysis</i>
LULC	<i>Land Use and Land Change</i>
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico
LVAd	Latossolo Vermelho Amarelo distrófico
MDE	Modelo Digital de Elevação
MUSIC	<i>Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation</i>
NPS	<i>Non-Point Source</i>
NRCS	Serviço de Conservação de Recursos Naturais
NSE	<i>Nash-Sutcliffe Efficiency</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAST	<i>Pasture</i>
PBIAS	<i>Percent Bias</i>
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
PIB	Produto Interno Bruto
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PRMC	Projeto de Recuperação das Matas Ciliares
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RERTA	<i>The Riparian Ecosystem Restoration in Tropical Agriculture</i>
RES_ESA	<i>Emergency spillway surface area</i>
RES_EVOL	<i>Emergency spillway volume</i>
RES_PSA	<i>Principal spillway surface area</i>

RES_PVOL	<i>Principal spillway volume</i>
RES_VOL	<i>Initial reservoir volume</i>
RI	Recuperação Integral
RIOS	<i>Resource Investment Optimization System</i>
RP	Recuperação Parcial
RSB	Relatório de Segurança de Barragens
SBG	Serviço Geológico Brasileiro
SBN	Soluções Baseadas na Natureza
SCS-CN	<i>Soil Conservation Service Curve Number</i>
SEMIL	Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística de SP
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SOYB	<i>Soybean</i>
STEPL	<i>Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load</i>
SUFI	<i>Sequential Uncertainty Fitting</i>
SUGC	<i>Sugarcane</i>
SUSTAIN	<i>System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration Model</i>
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWAT-CUP	<i>SWAT Calibration and Uncertainty Procedures</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
SWRN	<i>Range-southwestern US</i>
TIRS	<i>Thermal Infrared Sensor</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
TOPODATA	Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil
TR	<i>Technical Release</i>
TR	Tempo de retorno
UFORE	<i>Urban Forest Effects Model</i>

UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
URHD	<i>Urban High-Density</i>
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
WATR	<i>Water</i>
WBM	<i>Water Balance Model</i>
WETL	<i>Wetlands</i>
WGEN	<i>Weather Generator</i>
WTM	<i>Watershed Treatment Model</i>
VIC	<i>Variable Infiltration Capacity Model</i>
VMOD	<i>Vegetation Model</i>
95PPU	<i>95% Prediction Uncertainty</i>

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1. Instrumentos legais de gestão dos recursos hídricos.....	22
2.2. O uso e ocupação do solo e manejo de bacias hidrográficas	24
2.3. Escoamento superficial e suscetibilidade à riscos hidrológicos	26
2.4. Recuperação e conservação ambiental.....	30
2.5. Infraestruturas e áreas verdes	37
2.6. Modelagem hidrológica em bacias hidrográficas	42
3. ÁREA DE ESTUDO.....	49
3.1. Clima.....	51
3.2. Uso e ocupação do solo.....	51
3.3. Geologia e geomorfologia.....	54
3.4. Pedologia.....	55
4. METODOLOGIA	56
4.1. Esquema metodológico	56
4.2. O modelo SWAT	57
4.3. Base de dados.....	60
4.3.1. Geoespacialização e mapeamento	60
4.3.2. Elevação, pedologia e geomorfologia.....	60
4.3.3. Uso e cobertura do solo.....	61
4.3.4. Dados climáticos	62
4.4. Simulação de cenários.....	64
4.4.1. Recuperação da mata ciliar	64
4.4.2. Simulação hidrológica	67
4.5. Análise de sensibilidade global.....	70

4.6.	Calibração e validação do modelo	72
4.7.	Análises estatística e avaliação do desempenho	73
5.	RESULTADOS.....	75
5.1.	Desempenho do modelo calibrado.....	75
5.2.	Alterações no uso do solo	79
5.3.	Ocupação espaço-temporal em matas ciliares	83
5.4.	Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba.....	85
5.5.	Análise da vazão e escoamento superficial na sub-bacia do Rio Sorocaba.....	86
5.6.	Suscetibilidade a inundação	90
5.6.1.	Mata ciliar em sub-bacias suscetíveis	93
6.	DISCUSSÃO	97
6.1.	Modelo SWAT calibrado e o ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba	97
6.2.	As influências do reservatório	102
6.2.1.	Hidrologia do Rio Sorocaba: alterações climáticas e do uso do solo	106
6.3.	Modelagem hidrológica SWAT para fins de restauração	109
6.3.1.	Recuperação de áreas naturais e de Preservação Permanente	112
6.3.2.	Áreas ripárias e florestais na sub-bacia.....	114
6.3.3.	As influências das áreas úmidas nas cheias	117
6.4.	Riscos e suscetibilidade às cheias do Rio Sorocaba	119
5.	CONCLUSÃO	124
6.	REFERÊNCIAS.....	127
7.	APÊNDICE A - CARACTERÍSTICAS DAS MANCHAS DE SOLO IDENTIFICADAS E UTILIZADAS NO MODELO SWAT.....	141

1. INTRODUÇÃO

A superfície terrestre é composta por cerca de 71% de água, elemento que representa aproximadamente 61% da massa corporal humana, ressaltando sua importância nos sistemas biológicos e ambientais. A distribuição hídrica global é desigual, com 96,5% da água concentrada nos oceanos, 1,7% em aquíferos subterrâneos e apenas 0,001% presente na atmosfera como precipitação e vapor d'água (BAL *et al.*, 2021). O Brasil detém cerca de 13% da água doce superficial do planeta, majoritariamente na Bacia Amazônica (80%). Em termos comparativos, o Brasil detém quase o dobro do volume hídrico da Rússia e cerca de quatro vezes mais do que países como Canadá, Indonésia, China, Colômbia e Estados Unidos (ANA, 2023). Em 2022, mais de 1,5 milhão de pessoas foram afetadas por eventos hidrológicos extremos (alagamentos, enxurradas e inundações), enquanto cerca de 7 milhões sofreram com secas, principalmente no nordeste do Brasil, que concentra 45% desses registros. Em 2021, o Brasil recebeu aproximadamente 15,04 trilhões de m³ de precipitação, dos quais 8,51 trilhões retornaram à atmosfera via evapotranspiração. O restante foi dividido entre infiltração para recarga de aquíferos e escoamento superficial, estimado em 9,5 trilhões de m³, incluindo 3,3 trilhões provenientes de países amazônicos vizinhos. Cerca de 9,2 trilhões de m³ foram lançados ao oceano Atlântico, e 358 bilhões de m³ transitaram para países fronteiriços (ANA, 2023).

As mudanças climáticas constituem um fator crítico na alteração dos regimes hidrológicos, influenciando diretamente o balanço entre evapotranspiração e escoamento superficial e, consequentemente, a disponibilidade hídrica. A elevação das temperaturas médias anuais e a redistribuição das precipitações no tempo e no espaço provocam alterações nos padrões de vazão dos rios e aumentam a frequência e intensidade de eventos extremos, como inundações e secas prolongadas (CHIM *et al.*, 2021). Segundo o Grupo de Trabalho II do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), as projeções indicam tendência de aumento de temperatura e precipitação em diversas regiões, incluindo o Sudeste Asiático, e o sul e sudeste do Brasil, com registros significativos de ondas de calor, chuvas intensas e secas desde 1950. Tais mudanças impõem desafios crescentes à gestão de recursos hídricos, exigindo abordagens técnicas robustas para mitigar riscos, orientar o desenvolvimento socioeconômico e promover a proteção dos ecossistemas (IPCC, 2023).

O IPCC (2023) aponta que as mudanças climáticas intensificam os impactos hidrológicos adversos, especialmente em regiões urbanas da América do Sul, por meio do aumento na frequência e severidade de inundações. Eventos extremos têm comprometido a segurança hídrica e alimentar, afetando milhões de pessoas, com destaque para comunidades vulneráveis na África, Ásia, América Central e América do Sul. Com o aquecimento projetado acima de 2 °C, prevê-se intensificação das secas agrícolas e ecológicas, especialmente em regiões tropicais e equatoriais. Os riscos incluem

perdas humanas e danos à infraestrutura causados por inundações, deslizamentos de terra e elevação do nível do mar. Globalmente, persistem desafios como a escassez, distribuição desigual, poluição, salinidade do solo, secas, inundações e a ocorrência de deslizamentos de terra devido a eventos extremos de precipitação (IPCC, 2023).

Igualmente, as alterações no uso e cobertura da terra (*Land Use and Land Change – LULC*) afetam diretamente o ciclo hidrológico, interferindo em processos como escoamento superficial, infiltração, recarga de aquíferos, interceptação e evapotranspiração, o que influencia a disponibilidade hídrica nas bacias (MA *et al.*, 2020). A interação entre mudanças antrópicas no LULC e a variabilidade climática tem acentuado as pressões sobre os recursos hídricos no Brasil (ARANTES *et al.*, 2021), reforçando a urgência por uma gestão integrada e adaptativa das bacias hidrográficas (CHIM *et al.*, 2021). As alterações LULC e as mudanças climáticas têm promovido modificações significativas nos padrões de frequência, duração e intensidade de eventos hidrológicos extremos, como inundações, elevando os riscos a populações e infraestruturas em sistemas fluviais de grande escala (ZHANG *et al.*, 2015; HORTON *et al.*, 2021). Fatores como desmatamento, urbanização, expansão agrícola, captação hídrica e intervenções nos canais fluviais têm intensificado a vulnerabilidade hidrológica, especialmente em cenários de maior variabilidade climática. O escoamento superficial, essencial para usos múltiplos da água — como geração hidrelétrica, irrigação e abastecimento —, é diretamente impactado por essas transformações. A substituição da vegetação nativa e a impermeabilização do solo têm aumentado o volume e a velocidade do escoamento, acentuando picos de vazão e reduzindo a capacidade de infiltração e recarga aquífera. Tais processos alteram a dinâmica dos sumidouros e comprometem a segurança hídrica e a estabilidade socioeconômica.

A avaliação dos impactos do LULC sobre o escoamento fluvial é fundamental para a compreensão dos processos hidrológicos e para o planejamento territorial sustentável (LIU *et al.*, 2014; 2018). Diversos estudos têm demonstrado que a expansão de áreas impermeáveis, decorrente da urbanização, intensifica o escoamento superficial, contribuindo para a elevação do risco de inundações (ZHOU *et al.*, 2017; ATOBA *et al.*, 2021) e de erosão do solo (BAL *et al.*, 2021). Cenários de vazão aplicados a regiões críticas de abastecimento hídrico têm sido explorados por Chim *et al.* (2021), enquanto abordagens mais recentes incorporam inteligência artificial para modelagem e validação de serviços ecossistêmicos relacionados à regulação de cheias (NEUGARTEN *et al.*, 2018). Apesar dos avanços metodológicos, o IPCC (2023) destaca que esses serviços continuam subvalorizados nos processos de planejamento urbano-ambiental, especialmente em áreas com urbanização desordenada, onde a vulnerabilidade a eventos hidrológicos extremos é intensificada.

As alterações nos sistemas naturais, impulsionadas por mudanças no uso do solo e pelo clima, exigem uma abordagem integrada para avaliação e gestão dos serviços ecossistêmicos, com foco na

sustentabilidade hídrica e na estabilidade ecológica (ZHANG *et al.*, 2015). A conversão de florestas nativas em pastagens e áreas abertas compromete os processos hidrológicos ao reduzir a interceptação, infiltração e evapotranspiração, além de promover a compactação do solo e a perda de matéria orgânica (LI *et al.*, 2020; HORTON *et al.*, 2021). Essas alterações intensificam o escoamento superficial e aumentam o risco de inundações. Em contrapartida, a expansão da cobertura florestal tem sido associada à redução das vazões de pico e à mitigação de eventos hidrológicos extremos (CHIM *et al.*, 2021). Evidências experimentais em bacias com manipulação de vegetação mostram correlação direta entre a redução da biomassa florestal e o aumento do escoamento superficial, destacando o papel da vegetação na regulação do ciclo hidrológico (HONDA & DURIGAN, 2017).

As florestas, que cobrem aproximadamente 31% da superfície terrestre, desempenham papel fundamental nos ciclos do carbono, da água e da energia, contribuindo para a precipitação por meio da evapotranspiração e do transporte atmosférico de umidade (UNEP & IUCN, 2021). A proteção e restauração desses ecossistemas possuem elevado potencial para a mitigação das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade. O IPCC (2023) destaca as áreas verdes como estratégias eficazes de adaptação e mitigação, promovendo o sequestro de carbono, a regulação térmica urbana, a eficiência energética, a melhoria da qualidade do ar e do solo, o bem-estar social, a redução do escoamento superficial e dos riscos de inundações (UNEP & IUCN, 2021; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2021).

A União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature – IUCN*) apresenta as Soluções Baseadas na Natureza (SBN) como medida de mitigação e adaptação às mudanças climáticas, desastres naturais, saúde humana, perda de biodiversidade, e segurança alimentar e hídrica (IUCN, 2021; UNEP & IUCN, 2021; EL BAIDA *et al.*, 2025; ZAREI & SHAHAB, 2025), além de garantir o fornecimento sustentável de água e o equilíbrio ecológico (ZHANG *et al.*, 2015). Uma das SBNs mais consolidadas no contexto brasileiro refere-se à conservação e à restauração de matas ciliares localizadas ao longo dos corpos hídricos, conhecidas legalmente como Áreas de Preservação Permanente (APPs), zonas ripárias ou mata ciliar.

Essas faixas de vegetação nativa são definidas pelo Código Florestal Brasileiro, instituído pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), com o objetivo de garantir a sustentabilidade ambiental, a proteção da biodiversidade e a manutenção da qualidade e disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas (BRASIL, 2012a). Além de atuarem como barreiras naturais contra processos erosivos, retenção e carregamento de sedimentos e poluentes, e reduzir o fluxo de resíduos sólidos para corpos d'água e oceano, desempenhando um papel crucial na manutenção dos ecossistemas aquáticos e costeiros. Além, as APPs cumprem funções ecológicas essenciais, como a conectividade de *habitats*, o suporte à biodiversidade terrestre e aquática,

estabilidade do solo, proteção das margens de cursos d'água pelas raízes, ciclagem de nutriente no solo, recarga de aquíferos e mantenedora de flutuações do lençol freático, integração de corredores ecológicos para polinização, movimento da fauna e dispersão de sementes, mitigar processos de deslizamento de terra, e sequestro de carbono atmosférico (SÃO PAULO, 2014; LUKE *et al.*, 2018; ZARNOTT *et al.*, 2020; FREITAS *et al.*, 2022). Além disso, o Brasil dispõe de instrumentos específicos para a recuperação de APPs, os quais são considerados essenciais no cumprimento de acordos internacionais voltados à proteção, conservação e uso sustentável da biodiversidade e das florestas, bem como às ações de mitigação e adaptação às mudanças climáticas (BRASIL, 2011).

Estudos têm demonstrado a relação entre degradação, conservação e recuperação de florestas em bacias hidrográficas, com destaque para áreas ripárias e florestas nativas (LI *et al.*, 2020; HORTON *et al.*, 2021). Neugarten *et al.* (2018) apresentam a ferramenta *RIOS (Resource Investment Optimization System)*, desenvolvida para identificar, em escala global, áreas prioritárias para restauração ecológica visando à maximização dos serviços ecossistêmicos e à conservação da biodiversidade. Estudos anteriores, como os de Oliveira *et al.* (2017), ressaltam o papel dessas áreas na formação de corredores ecológicos, enquanto Luke *et al.* (2018) demonstram sua importância na manutenção da biodiversidade aquática e terrestre. Apesar de sua importância ecológica, as matas ciliares enfrentam graves ameaças, principalmente devido à substituição da vegetação nativa por atividades agropecuárias, urbanização ou outros usos do solo. A conservação e recuperação dessas zonas ripárias são estratégicas para mitigar impactos hidrológicos, especialmente em bacias hidrográficas degradadas, reduzindo a ocorrência de inundações e promovendo a regulação dos fluxos de água.

Modelos hidrológicos distribuídos e semi-distribuídos constituem ferramentas essenciais na avaliação dos impactos do LULC e do clima sobre a dinâmica do escoamento fluvial (PAZWASH, 2016). Nesse contexto, diante das alterações da superfície, das dinâmicas climáticas e da vegetação em bacias hidrográficas, os modelos hidrológicos configuram-se como ferramentas essenciais para a quantificação, previsão e avaliação da suscetibilidade a eventos hidrológicos extremos. A modelagem chuva-escoamento (*Rainfall Runoff*) tem sido amplamente utilizada em projetos de controle de enchentes e reservatórios, em trabalhos de avaliação, sistemas de alerta de inundações, análise de frequência de cheias, planejamento de cursos de rios e, mais recentemente, na avaliação dos impactos das mudanças climáticas e no uso da terra, juntamente com o limiar de escoamento, e na previsão de inundações (BAL *et al.*, 2021; NAZERI & MIRABBASI, 2024).

O modelo hidrológico semi-distribuído *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) tem se consolidado como uma das ferramentas mais robustas e amplamente empregadas na modelagem de bacias hidrográficas, destacando-se por sua abordagem físico-processual, capacidade de simulação em

escalas espaciais extensas e flexibilidade na incorporação de cenários de uso do solo (MA *et al.*, 2020). Fundamentado na integração de dados topográficos, edáficos, de uso e cobertura da terra e variáveis meteorológicas, o SWAT permite estimativas consistentes do escoamento superficial e de processos hidrossedimentológicos, apresentando elevada acurácia e confiabilidade. Além disso, sua estrutura modular viabiliza análises de sensibilidade, calibração automatizada e validação de múltiplos parâmetros hidrológicos.

A aplicabilidade do SWAT é amplamente reconhecida em estudos voltados à gestão de recursos hídricos, planejamento territorial e avaliação de impactos ambientais decorrentes de mudanças antrópicas e variações climáticas (CHIM *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2015). Exemplos relevantes incluem estudos de Rodrigues *et al.* (2015), que analisaram o consumo hídrico da silvicultura em Minas Gerais; Silva *et al.* (2015) aplicaram o modelo para estimativa da evapotranspiração potencial em Pernambuco; Pereira *et al.* (2016) e Moura *et al.* (2025) realizaram a calibração do modelo para estimar a disponibilidade hídrica em função do uso do solo na região Sudeste do Brasil. Júnior & Montenegro (2019) quantificaram a disponibilidade hídrica associada ao reflorestamento da Caatinga, enquanto Marhaento *et al.* (2019) exploraram o uso do solo em bacias da Indonésia para fins de planejamento urbano-ambiental. No contexto da qualidade da água, Veiga *et al.* (2019) aplicaram o SWAT em bacias de abastecimento público no estado de São Paulo, e Bal *et al.* (2021) utilizaram a ferramenta para estimar o potencial de geração de escoamento com base em séries históricas e dados geoespaciais. Estudos mais recentes, como os de Zhang *et al.* (2015), Ma *et al.* (2020) e Chim *et al.* (2021), integraram o modelo à análise conjunta dos impactos das mudanças climáticas e do LULC na hidrologia. Freitas *et al.* (2022) e Carreiro *et al.* (2025) avaliaram a eficácia de práticas conservacionistas, como as SBNs e mata ciliar, na disponibilidade hídrica, processos hidrossedimentológicos e dinâmica dos reservatórios. Enquanto Tal-Maon *et al.* (2024) demonstraram o uso do SWAT no planejamento ecológico e na formulação de estratégias hidrológicas sustentáveis. Esses exemplos evidenciam a versatilidade do modelo SWAT na simulação de cenários complexos e seu valor estratégico na formulação de políticas públicas na gestão de bacias hidrográficas.

Apesar dos avanços metodológicos, ainda são limitados os estudos que integram os efeitos combinados das mudanças em LULC e do clima na bacia do Rio Sorocaba, cuja gestão historicamente priorizou a qualidade da água em detrimento da quantidade. Neste contexto, o modelo SWAT foi aplicado para avaliar o impacto da conversão de áreas ciliares sobre o regime de escoamento e a geração de eventos de cheia, visando subsidiar estratégias de mitigação em áreas críticas da sub-bacia. Este estudo tem como foco a sub-bacia do Rio Sorocaba com os objetivos de (a) analisar a dinâmica espaço-temporal do LULC entre 1992 e 2022; (b) simular a vazão e escoamento fluvial sob diferentes cenários de LULC utilizando o modelo hidrológico SWAT; e (c) propor cenários de recuperação de

matas ciliares como estratégia de mitigação de inundações em áreas susceptíveis. A abordagem adotada integra dados de uso do solo com modelagem hidrológica SWAT calibrada, visando avaliar os efeitos da degradação e da recuperação da vegetação ciliar sobre o escoamento da sub-bacia nos últimos 30 anos. Diante do aumento de eventos hidrológicos extremos e seus impactos urbanos e ambientais, o estudo contribui para o planejamento territorial sustentável em sub-bacias suscetíveis a inundações, promovendo as SBN e serviços ecossistêmicos das APPs como instrumentos para adaptação climática, fortalecimento da resiliência urbana e disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Sorocaba.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Instrumentos legais de gestão dos recursos hídricos

A água é um recurso natural indispensável, utilizado em diversas aplicações, incluindo abastecimento humano, irrigação agrícola, dessedentação animal, processos industriais, geração de energia, entre outros. Além disso, ela desempenha uma função crítica na regulação de ecossistemas e na sustentação do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas. O crescente aumento na demanda hídrica associado à intensificação da degradação ambiental e às variações sazonais e anomalias climáticas têm intensificado preocupações sobre a disponibilidade quantitativa e qualitativa desse recurso para as futuras gerações, levando a necessidade da implementação de políticas públicas voltadas à gestão das águas em níveis nacional e internacional.

No Brasil, a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, denominada a “Lei das Águas”, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) a qual estabelece princípios fundamentais para a gestão sustentável e integrada dos recursos hídricos em território nacional, como estabelece um arcabouço normativo e técnico para o gerenciamento dos recursos hídricos de domínio federal, abrangendo cursos d'água que atravessam fronteiras estaduais ou internacionais. Baseia-se na premissa de que a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado com valor econômico. Em situações de escassez, prioriza-se o consumo humano e a dessedentação animal. A gestão deve contemplar o uso múltiplo das águas, tendo como unidade territorial a bacia hidrográfica e deve ser descentralizada, promovendo a participação do poder público, usuários e comunidades. Seus objetivos incluem garantir a disponibilidade de água em qualidade e quantidade adequadas para as atuais e futuras gerações, promovendo o uso racional e integrado dos recursos hídricos, prevenindo eventos hidrológicos críticos e incentivando a captação e preservação das águas pluviais (BRASIL, 1997).

A PNRH também criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que caracteriza a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, contando com um sistema descentralizado que integra União, estados e a participação setorial por meio de comitês de bacias hidrográficas. Os comitês de bacias reúnem representantes do poder público, usuários e sociedade civil, permitindo uma gestão participativa e técnica dos recursos hídricos. A PNRH, considerada um marco avançado na gestão hídrica, fornece mecanismos para a identificação e arbitragem de conflitos relacionados ao uso das águas, por meio de planos de recursos hídricos baseados em diagnósticos técnico-científicos (BRASIL, 1997).

A implementação da política segue diretrizes que asseguram uma gestão integrada e adaptada às especificidades regionais do Brasil. A gestão deve considerar simultaneamente a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos, ajustando-se às diversidades físicas, ecológicas, sociais e econômicas

das diferentes regiões. A integração com a gestão ambiental e o uso do solo é fundamental, assim como a articulação com o planejamento dos setores usuários e com os planos regional, estadual e nacional. Além disso, é crucial coordenar a gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras. Os instrumentos dessa política incluem planos de recursos hídricos, enquadramento dos corpos de água, outorga de direitos de uso, cobrança pelo uso da água, compensação a municípios e um sistema de informações sobre recursos hídricos.

Conforme apresentado pela política nacional, em sua primeira Seção, os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de planejamento estratégico de longo prazo, elaborados com o objetivo de orientar a implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos em diferentes escalas – nacional, estadual e por bacia hidrográfica. Tais planos visam assegurar a disponibilidade hídrica em termos de quantidade e qualidade, de forma a atender às demandas múltiplas e garantir a sustentabilidade dos diferentes usos, incluindo abastecimento público, industrial, agrícola e ambiental. Eles abrangem um diagnóstico detalhado da situação atual dos recursos hídricos, a análise de cenários futuros de crescimento demográfico, atividades produtivas, o uso e ocupação do solo em bacias, e um balanço entre a oferta e demanda de água, tanto em termos de quantidade quanto de qualidade, identificando possíveis conflitos. Além disso, os planos definem metas para o uso racional, aumento da disponibilidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos, bem como programas e projetos para alcançar essas metas. Também incluem diretrizes para a outorga de direitos de uso, critérios para a cobrança pelo uso dos recursos e propostas de criação de áreas com restrição de uso, visando à proteção dos recursos hídricos no Brasil (BRASIL, 1997).

Conforme previsto na Lei nº 7.663/91, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos no Estado de São Paulo, o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) deve ser formulado a partir dos Planos de Bacias Hidrográficas, em consonância com as normas de proteção ambiental e diretrizes de planejamento e gerenciamento de recursos naturais. O primeiro PERH do Estado de São Paulo foi desenvolvido em 1990, e o plano vigente, correspondente ao período 2024-2027, foi aprovado pela Deliberação CRH nº 283, de 22 de abril de 2024, alinhado às exigências atuais de gestão hídrica e ambiental. O PERH, portanto, estabelece critérios técnicos e gerenciais em âmbito estadual, refletindo as demandas regionais identificadas nos planos de bacia. Logo, os Planos de Recursos Hídricos são ferramentas estratégicas de planejamento e gestão, voltadas para a implementação da política de recursos hídricos, estabelecendo diretrizes técnicas e operacionais para o uso, conservação e proteção deste recurso.

2.2. O uso e ocupação do solo e manejo de bacias hidrográficas

O uso e a ocupação do solo nas bacias hidrográficas são fatores físicos de grande relevância para a compreensão das alterações naturais que ocorrem ao longo do tempo e do espaço. Essas alterações, frequentemente influenciadas por atividades antrópicas, impactam os processos hidrológicos e o equilíbrio ambiental. Em função dos recursos hídricos, a qualidade e a quantidade da água são diretamente impactadas pelas alterações no uso do solo, intensificadas pelas mudanças e sazonalidades climáticas. Esses fatores destacam a necessidade de planejamento e gestão eficazes para preservar esses recursos essenciais. Como observado por Arantes *et al.* (2021), a gestão sustentável e de longo prazo dos recursos hídricos requer uma compreensão aprofundada dos efeitos combinados das mudanças climáticas e das transformações no uso e cobertura do solo sobre a dinâmica das bacias hidrográficas. Essa abordagem demanda a elaboração de planos de gestão que viabilizem a implementação de novas políticas ambientais. Conforme destacado no item anterior, a PNRH enfatiza essa interação em seu Capítulo II, Art. 3º, Inciso V, ao estabelecer a necessidade de articulação entre a gestão dos recursos hídricos e a do uso do solo (BRASIL, 1997).

Contudo, as modificações no uso e cobertura do solo impactam diretamente a dinâmica hidrológica das bacias hidrográficas, resultando em variações na resposta hidrológica em diferentes escalas temporais e espaciais. Estas alterações são decorrentes da urbanização que geram impactos ambientais adversos, como a redução da biodiversidade, emissões de gases de efeito estufa (GEE), intensificação do efeito de ilha de calor urbana, poluição atmosférica, diminuição da disponibilidade hídrica, perda de cobertura vegetal e aumento da frequência de eventos hidrológicos extremos (YEO *et al.*, 2004; XU *et al.*, 2020; ZARNOTT *et al.*, 2020). Segundo Zarnott *et al.* (2020), no Brasil, o uso e ocupação do solo estão diretamente associados às demandas antrópicas, como a produção agrícola, expansão urbana e desenvolvimento de infraestrutura viária, promovendo alterações paisagísticas significativas e intensificando processos de degradação ambiental.

Assim, no contexto do avanço da urbanização em diferentes unidades hidrológicas em bacias, muitos estudos destacam as consequências do aumento das áreas impermeabilizadas (BOONGALING *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2020; SONG *et al.*, 2020). A mudança no uso do solo em áreas urbanas é um fenômeno espacial e temporalmente heterogêneo, influenciado por fatores socioeconômicos, políticos e ecológicos. Nesse sentido, a urbanização transforma significativamente a resposta hidrológica das bacias, evidenciando a necessidade de uma avaliação mais aprofundada dos impactos nos serviços hidrológicos. O processo de urbanização acelerada promove alterações substanciais no uso do solo, substituindo superfícies vegetadas, como terras agrícolas, florestas,

pastagens e áreas úmidas, por áreas urbanas dominadas por superfícies impermeáveis (AVASHIA & GARG, 2020; XU *et al.*, 2020).

Então, as modificações nas superfícies naturais exercem uma influência substancial nos processos hidrológicos das bacias hidrográficas (LIN *et al.*, 2017; MEI *et al.*, 2018; SZWAGRZYK *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2020). De acordo com Rodrigues *et al.* (2015), o uso do solo e a cobertura vegetal têm um papel fundamental na dinâmica hídrica, visto que a água, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, é gerada e armazenada dentro dos limites territoriais da bacia hidrográfica, contribuindo para o abastecimento de nascentes e de sistemas de drenagem. Essa dinâmica é crítica para a regulação do ciclo hidrológico local e a manutenção da capacidade de recarga dos aquíferos e da estabilidade dos fluxos hídricos.

Devido a isso, pesquisas têm abordado a inter-relação entre o uso inadequado do solo, conservação das áreas naturais e vegetadas, o padrão da paisagem e os processos hidrológicos nas bacias hidrográficas (LIN *et al.*, 2017; BOONGALING *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2020; AVASHIA & GARG, 2020; FREITAS *et al.*, 2022), como abordado pelo estudo de Horton *et al.* (2021) pelos impactos das alterações em áreas florestais pela expansão da agricultura. Um exemplo relevante é a iniciativa da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), por meio do programa Produtor de Água, que implementa a Política de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Esse programa visa a proteção de nascentes e a mitigação da degradação das florestas nativas brasileiras, promovendo a sustentabilidade dos recursos hídricos. O PSA tem como objetivo promover a valorização e a prática de atividades que assegurem a conservação dos ciclos hidrológicos e a integridade do solo, ampliando assim a oferta e a qualidade dos serviços ambientais. A estratégia da ANA incorpora medidas de manejo sustentável da terra e da água, visando atenuar os impactos decorrentes do uso inadequado do solo nas bacias hidrográficas. Essa abordagem é respaldada pelo estudo de Júnior & Montenegro (2019), que identificam os benefícios econômicos associados a investimentos em serviços ambientais múltiplos, evidenciando retornos positivos em termos de resiliência e provisão de serviços hidrológicos nas bacias.

Assim, como citado por Arantes *et al.* (2021), destaca-se a importância de compreender as mudanças no uso e ocupação do solo e suas interações com os sistemas hidrológicos, com o objetivo de formular políticas de gestão de recursos hídricos mais eficazes e mitigar os impactos negativos sobre esses recursos. Diante dos desafios crescentes relacionados à escassez hídrica, estiagens intensificadas e outros eventos hidrológicos extremos, torna-se essencial a implementação de ferramentas de gestão hídrica mais robustas, como apresentado por Freitas *et al.* (2022) para os usos

alternativos e sustentáveis do solo capazes de melhorar a qualidade ambiental das bacias hidrográficas e fortalecer a resiliência hídrica.

2.3. Escoamento superficial e suscetibilidade à riscos hidrológicos

Conforme discutido anteriormente, as mudanças na dinâmica do uso do solo alteram significativamente as condições ambientais e hidrológicas das bacias, especialmente devido à substituição de superfícies naturais por áreas impermeabilizadas (KIM *et al.*, 2017). Diversos estudos documentam esses efeitos, com destaque para regiões intensamente urbanizadas, evidenciando os impactos no ciclo hidrológico nessas localidades (SZWAGRZYK *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2020). As problemáticas relacionadas à hidrologia em áreas urbanas geralmente envolvem a redução e o controle do fluxo de pico e das vazões máximas nessas regiões, com o auxílio de sistemas eficientes de drenagem naturais e artificiais.

A hidrologia urbana abrange a análise simplificada do ciclo hidrológico e dos processos hidrodinâmicos que ocorrem nas bacias hidrográficas urbanas. Nas áreas urbanizadas, as modificações antrópicas da superfície, como a impermeabilização do solo e redes de drenagem artificial, tornam esses processos mais previsíveis e parametrizáveis. As características físicas, como declividade, área de captação, morfologia da bacia e redes de canais, são mais bem definidas, permitindo uma modelagem hidrológica e hidráulica mais precisa. Isso é mostrado por Bedient *et al.* (2008), onde a captação de água em áreas urbanas é um processo dependente de algumas de suas características, tais como sua área de captação, forma, declividade, pedologia, uso do solo, impermeabilidade, armazenamento e porosidade/rugosidade.

Então, a hidrologia urbana, embora siga os mesmos fundamentos do ciclo hidrológico e do balanço hídrico aplicados à hidrologia clássica de bacias hidrográficas, apresenta características particulares que moldam a gestão das águas em ambientes urbanizados. Nestas se destacam a cobertura majoritária da superfície impermeável (exemplo de concretos, cimento, telhados e etc.); e da existência das infraestruturas de drenagem construídas hidraulicamente para escoamento das águas pluviais. As drenagens urbanas favorecem o escoamento rápido da água precipitada, condicionado pelas características físicas das sub-bacias ou microbacias hidrográficas. A rápida geração de vazões elevadas resulta da baixa taxa de infiltração, característica de áreas urbanas impermeabilizadas e densamente ocupadas, exacerbando os desafios relacionados ao manejo das águas pluviais.

A gestão das águas pluviais no contexto da hidrologia urbana está diretamente vinculada à compreensão do uso do solo nas cidades, já que mudanças nas superfícies urbanas impactam no

escoamento superficial, e tanto a frequência quanto as características das chuvas, conforme demonstrado por Szwagrzyk *et al.* (2018) e Hu *et al.* (2020) para atividades de irrigação, construção e operação de barragens e reservatórios, projetos de conservação de água, utilização de águas subterrâneas e sistemas de drenagem urbana. Os autores destacam que as alterações no uso do solo podem aumentar os fluxos em rios urbanos de algumas bacias, contribuindo para a vulnerabilidade de áreas suscetíveis às inundações. Freitas *et al.* (2022) ainda reforçam que o uso do solo, combinado com fatores como precipitação, características pedológicas e topografia, está entre os elementos mais relevantes que influenciam os processos de escoamento superficial causado pelas chuvas e a erosão em bacias hidrográficas. Nesse contexto, a impermeabilidade se apresenta como um indicador ambiental e hidrológico fundamental.

Hu *et al.* (2020) destacam que a urbanização resulta no aumento de superfícies impermeáveis e Song *et al.* (2020) explicam que a impermeabilidade dessas superfícies é geralmente calculada como a média ponderada pela área das categorias de uso do solo. A impermeabilidade média, também conhecida como área total impermeável, é amplamente utilizada para avaliar o impacto hidrológico da urbanização em escala de bacia. Os autores também enfatizam que estudos sobre padrões urbanos na hidrologia consideram variáveis principais como a intensidade de uso do solo, a composição da cobertura do solo, a configuração da paisagem e a conectividade das áreas impermeáveis. Além disso, apontam a configuração espacial da área urbana e sua localização relativa dentro de uma bacia como fatores determinantes nesse contexto (SONG *et al.*, 2020).

Devido ao aumento subsequente das áreas impermeáveis, diversos estudos indicam que a urbanização aumenta o volume de escoamento pluvial, as taxas de fluxo e os picos de vazão, enquanto reduz o tempo de concentração e as vazões mínimas. (LIU *et al.*, 2018). A produção de escoamento superficial em áreas urbanas fundamenta-se na predominância de superfícies impermeáveis, que inibem o processo de infiltração, simplificando o balanço hídrico e intensificando a análise sobre a geração de escoamento (NUCCI, 2008). A determinação da infiltração, por outro lado, é complexa, já que os solos urbanos são amplamente modificados, classificados como “solos antropogênicos”, e perderam suas características originais em função da urbanização e implementação de infraestruturas. Assim, utilizar as características originais do solo para determinar a infiltração pode levar a erros significativos. Além disso, áreas urbanas respondem rapidamente a eventos de precipitação, dados essenciais para a construção do hidrograma de vazão. Conforme sugerido por Bedient *et al.* (2008), os dados de precipitação com resolução de 5 minutos ou menos são ideais para uma previsão precisa da vazão de escoamento, embora tais dados sejam raros. Assim, normalmente, utiliza-se dados disponíveis de 15 minutos.

Além, quando a capacidade das infraestruturas de drenagem é ultrapassada, o escoamento superficial tende a seguir outros caminhos pela superfície, o que pode resultar em consequências desastrosas, dado que outras estruturas urbanas não são projetadas para suportar grandes vazões e volumes de água. Por isso, é essencial considerar a possibilidade de falhas nessas estruturas ou a superação da capacidade do sistema de drenagem. Nesse contexto, torna-se fundamental prever as vazões de pico e o volume de escoamento utilizando métodos analíticos e determinar hidrogramas de cheia (BEDIENT *et al.*, 2008). Com base nesse conhecimento, o escoamento superficial surge como o principal fator para compreender a ocorrência de eventos de inundação em áreas urbanas.

A Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE) caracteriza a inundação como a submersão de áreas fora dos limites normais de um curso de água, em zonas que normalmente não se encontram submersas, ocorrendo de forma gradual e geralmente associada a chuvas prolongadas em áreas de planície (BRASIL, 2020). No mesmo sistema, são também definidos fenômenos hidrológicos correlatos, como a enxurrada, descrita como um escoamento superficial de alta velocidade e energia, típico de pequenas bacias hidrográficas com maiores declividades, com transbordamento súbito; e o alagamento, entendido como o acúmulo de água em áreas urbanas decorrente da insuficiência ou falha nos sistemas de drenagem pluvial. Complementarmente, conforme definições adotadas pela Defesa Civil e pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN, 2016, 2023), a inundação pode ser entendida como o transbordamento de água da calha normal de rios, mares, lagos e açudes, ou como o acúmulo de água em decorrência de drenagem deficiente, afetando áreas que, em condições normais, permanecem secas (CEMADEN, 2016; SÃO PAULO, 2024a). Do ponto de vista hidrológico, Lutoff *et al.* (2020) acrescentam que a inundação se manifesta como um aumento significativo dos níveis de água dentro de uma bacia hidrográfica, sendo caracterizada por picos de vazão que representam riscos elevados, sobretudo em função da intensificação da velocidade do escoamento e da ocupação abrupta do espaço de contribuição.

As inundações englobam uma variedade de desastres de origem hidrológica, diferenciados pelos seus mecanismos de ocorrência e impactos sobre o território. Entre os principais eventos associados, destacam-se: a inundação gradual, caracterizada pelo transbordamento progressivo de rios em função de precipitações prolongadas; a enxurrada, resultante do escoamento superficial de alta velocidade, geralmente em áreas com declividades acentuadas; o alagamento urbano, provocado por deficiências ou falhas nos sistemas de drenagem pluvial; e a inundação brusca (*flash flood*), que consiste no transbordamento repentino e localizado decorrente de eventos intensos de precipitação (BRASIL, 2020).

A enxurrada constitui um fenômeno hidrológico distinto da inundação fluvial clássica, caracterizado pela alta velocidade e energia do escoamento superficial concentrado, geralmente associado a precipitações intensas e de curta duração em bacias hidrográficas de pequeno porte e elevada declividade (BRASIL, 2012; TUCCI, 2005). Sua principal característica é o tempo de resposta hidrológico reduzido — da ordem de minutos a poucas horas —, resultante da rápida conversão da precipitação em escoamento direto, favorecida pela baixa capacidade de infiltração do solo, pela impermeabilização urbana ou pela ausência de cobertura vegetal (TUCCI, 2005; AMARAL & RIBEIRO, 2009). O fenômeno é ainda marcado pela elevada capacidade de transporte de sedimentos, detritos e resíduos sólidos, o que intensifica os danos materiais e os riscos à vida humana nas áreas afetadas (AMARAL & RIBEIRO, 2009; CEPED/UFSC, 2013). Embora frequentemente associada ao termo flash flood na literatura internacional, a enxurrada se distingue deste por seu caráter predominantemente relacionado ao escoamento em encostas e vales estreitos, ao passo que a flash flood remete mais amplamente ao transbordamento súbito e localizado de canais fluviais em resposta a eventos extremos de precipitação (BRASIL, 2020; AMARAL & RIBEIRO, 2009).

Tais eventos podem ser agravados por fatores naturais e antrópicos, como o assoreamento do leito dos rios, a compactação e impermeabilização do solo, a ocorrência de chuvas intensas, o rompimento de estruturas hidráulicas, a presença de obras de drenagem deficientes e o estrangulamento do curso d'água causado por deslizamentos ou obstruções naturais (SÃO PAULO, 2024a).

A mudança no escoamento superficial apresenta correlação positiva com o aumento de áreas impermeáveis e correlação negativa com a transformação de áreas de florestas, pastagens, terras agrícolas e corpos d'água em bacias hidrográficas urbanas (HU *et al.*, 2020). Estudos como o de Dalu *et al.* (2018) destacam os impactos hidrológicos associados a fatores como a posição topográfica das residências e sua proximidade a corpos d'água, revelando os danos potenciais em situações de inundação. Os riscos de inundação e enchentes não resultam apenas em danos estruturais, mas também na perda da qualidade das águas, devido ao escoamento de águas pluviais urbanas, que transportam resíduos e contaminantes (TABACCHI *et al.*, 2000; YEO *et al.*, 2003; BEDIANT *et al.*, 2008; HONDA & DURIGAN, 2017; VEIGA *et al.*, 2019; LEI *et al.*, 2025). Além disso, Szwagrzyk *et al.* (2018) destacam em seu estudo que a transformação de usos agrícolas, o reflorestamento e a expansão urbana têm ganhado atenção devido aos riscos futuros de inundações em bacias mais suscetíveis.

Nesse contexto, entender o comportamento chuva-escoamento das superfícies urbanas é uma questão científica e prática de grande importância, visto que as políticas de gestão de águas pluviais têm como objetivo, cada vez mais, gerenciar o risco de inundações em escalas locais dentro das áreas urbanas (LIU *et al.*, 2018). Isso está em consonância com o Capítulo VI, Art. 31º da PNRH, que estabelece que os Poderes Executivos do Distrito Federal e dos municípios devem promover a

integração das políticas locais de saneamento básico, uso, ocupação e conservação do solo, e meio ambiente com as políticas federais e estaduais de recursos hídricos (BRASIL, 1997). Apesar do conhecimento prévio a respeito da hidrologia urbana, os impactos das mudanças no uso do solo sobre os processos hidrológicos urbanos ainda não são bem compreendidos, mostrando que a relação entre o sistema urbano e hidrológico são complexas e não lineares (LIU *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2020)

Dessa forma, os eventos hidrológicos extremos têm se tornado uma ocorrência constante em função das mudanças no uso do solo, na exploração dos recursos hídricos e nos impactos das alterações climáticas. Conforme proposto por Ma *et al.* (2020), os riscos de inundações devem ser gerenciados por meio da preservação e manutenção dos ambientes físico, urbano e social. Além disso, a gestão eficaz desse risco é essencial para minimizar danos e adaptar os efeitos das mudanças climáticas às transformações no uso do solo urbano (MOUSAVI *et al.*, 2019).

2.4. Recuperação e conservação ambiental

Os recursos hídricos são significativamente modulados por intervenções ambientais, incluindo a remoção e a restauração da cobertura vegetal. Em termos hidrológicos, o papel dos ecossistemas vegetados é amplamente fundamentado na literatura científica, demonstrando sua importância em processos essenciais como infiltração, evapotranspiração e retenção de água no solo, além de sua função na mitigação da erosão e na manutenção da qualidade das águas superficiais. A vegetação atua como um regulador hidrológico, contribuindo para o controle de fluxos de água e a filtração de contaminantes, assegurando a resiliência e a integridade dos ecossistemas aquático e terrestre.

As diversas problemáticas relacionadas ao uso sustentável da água e aos impactos hidrológicos, conforme abordado no item 2.3, constituem um campo de estudo científico relevante para a promoção da sustentabilidade urbana, a preservação de recursos hídricos e a conservação de áreas de importância ecossistêmica. Em contrapartida, observa-se um avanço contínuo na degradação ambiental impulsionado pelo crescimento econômico, industrial e urbano. Luke *et al* (2018) cita que as mudanças bruscas nas configurações do solo, das cidades e na cobertura vegetal em áreas de captação influencia gravemente na formação de escoamento superficial, aumento da temperatura da água e sedimentação. Em contrapartida, como apresentado por Júnior & Montenegro (2019), em ambientes restaurados com vegetação, o armazenamento de água da chuva no dossel e o processo de extração hídrica pela transpiração vegetal regulam tanto a temporização quanto a disponibilidade de água para o escoamento superficial e para a infiltração no perfil do solo. Enquanto em áreas com vegetação degradada, a

capacidade de retenção hídrica do solo é significativamente reduzida, comprometendo a recarga dos aquíferos e intensificando o escoamento superficial, o que pode aumentar riscos de erosão e impactos hidrológicos adversos. Nesse contexto, estudos e metodologias de recuperação ambiental são desenvolvidos com o objetivo de promover a restauração funcional e o equilíbrio ecológico dos ecossistemas impactados, proporcionando bases técnicas para a mitigação de danos e a reabilitação das funções ambientais essenciais.

O conceito de recuperação ambiental, em termos legais, refere-se às intervenções específicas destinadas a restaurar as condições originais de um ambiente natural degradado ou modificado, visando reverter, total ou parcialmente, seus atributos ecológicos à sua condição anterior. Honda & Durigan (2017) conceituam a restauração como o processo e prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Este princípio foi originalmente previsto na Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e permanece contemplado em diversas regulamentações infralegais. O Inciso VIII, Art. 2º e Art 3º da Lei nº 6938/81, que dispõe sobre a PNMA (BRASIL, 1981) aborda sobre a recuperação ambiental, sendo regulamento pelo Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989, cujo texto explicita:

“Art. 2º Para efeito deste Decreto são considerados como degradação os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como, a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais.

Art. 3º A recuperação deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando a obtenção de uma estabilidade do meio ambiente” (BRASIL, 1989).

Além, o Decreto nº 8.972/2017, o qual institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, apresenta a recuperação ou recomposição da vegetação nativa em seu Art. 3º, Inciso VI como sendo:

"Restituição da cobertura vegetal nativa por meio de implantação de sistemas agroflorestais, reflorestamento, regeneração natural, reabilitação ecológica e restauração ecológica" (BRASIL, 2017).

O Decreto supracitado também estabelece conceitos complementares relacionados à recuperação, considerando esta última como um termo abrangente que engloba diferentes formas de intervenção. Como exposto em seu Art. 3º, os seguintes conceitos:

"I - condução da regeneração natural da vegetação - conjunto de intervenções planejadas que vise a assegurar a regeneração natural da vegetação em área em processo de recuperação;

II - reabilitação ecológica - intervenção humana planejada visando à melhoria das funções de ecossistema degradado, ainda que não leve ao restabelecimento integral da composição, da estrutura e do funcionamento do ecossistema preexistente;

III - reflorestamento - plantação de espécies florestais, nativas ou não, em povoamentos puros ou não, para formação de uma estrutura florestal em área originalmente coberta por floresta desmatada ou degradada;

IV - regeneração natural da vegetação - processo pelo qual espécies nativas se estabelecem em área alterada ou degradada a ser recuperada ou em recuperação, sem que este processo tenha ocorrido deliberadamente por meio de intervenção humana;

V - restauração ecológica - intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica;" (BRASIL, 2017).

A Lei nº 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), também define a recuperação ambiental como:

"Restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode diferir de sua condição original, o que implica em uma adaptação do ambiente restaurado ao contexto ecológico atual" (BRASIL, 2000).

Assim, repara-se que conceito de "recuperação ambiental" possui conceitos e aplicações amplos, abrangendo diversas estratégias de mitigação e compensação de impactos sobre distintos compartimentos ambientais. Dentre estes compartimentos, destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs), regulamentadas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012) ou como, comumente utilizada, o "Novo Código Florestal". Tais áreas, também referenciadas como zonas ripárias, são formalmente definidas no Art. 3º da mencionada legislação como:

"II - Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas;" (BRASIL, 2012a).

Adicionalmente, para os fins deste estudo, que se concentra em áreas de vegetação nativa e corpos hídricos naturais, as APPs são classificadas, conforme estabelecido na legislação vigente, com base na largura dos corpos d'água, como previsto no Art. 4º:

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;*
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;*
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;*
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;*

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;*
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;*

[...]

A Lei de Proteção da Vegetação Nativa, em seu Capítulo X, Art. 41º, Inciso I, item (d), institui o Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente, estabelecendo que os recursos arrecadados pela PNRH (BRASIL, 1997) sejam destinados à manutenção, recuperação e recomposição de APPs, Reservas Legais e áreas de uso restrito localizadas na bacia hidrográfica geradora. Adicionalmente, no Art. 61º, Inciso V, § 17, a lei determina o estabelecimento de metas e diretrizes voltadas à recuperação ou conservação da vegetação nativa em bacias hidrográficas críticas, mediante consulta ao Comitê de Bacia Hidrográfica e ao Conselho Estadual de Meio Ambiente (BRASIL, 2012a).

Os dispostos na lei são apresentados deliberadamente pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), especificamente pelas diretrizes expostas pela Resolução CONAMA nº 429 de 18 de fevereiro de 2011, que define parâmetros metodologia para a recuperação de APPs e dentre outras definições cabíveis. Essa Resolução apresenta:

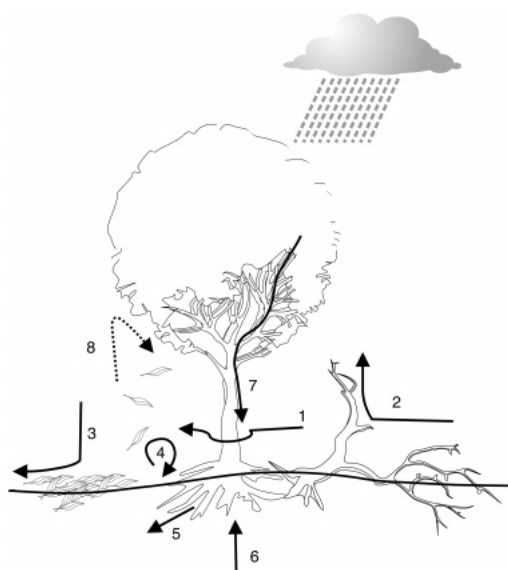
"Capítulo I - Das Disposições Gerais, Art. 1º: A recuperação das APPS, consideradas de interesse social, conforme a alínea "a", inciso V, do § 2º do art. 1º do Código Florestal, deverá observar metodologia disposta nesta Resolução. Parágrafo único. A recuperação voluntária de APP com espécies nativas do ecossistema onde ela

está inserida, respeitada metodologia de recuperação estabelecida nesta Resolução e demais normas aplicáveis, dispensa a autorização do órgão ambiental.” (BRASIL, 2011).

Então, conforme Brasil (2011), a recuperação de APPs deve estar voltada à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade e das florestas nativas, bem como à mitigação e adaptação às mudanças climáticas, especialmente no enfrentamento de eventos hidrológicos extremos.

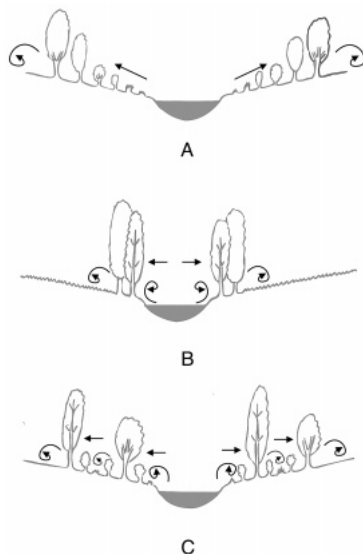
Diante do embasamento legal a respeito das APPs, diversos estudos têm destacado a importância das zonas ripárias nos ecossistemas naturais, especialmente em contextos de restauração e recuperação (HONDA & DURIGAN, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2017; CARREIRO *et al.*, 2025). Nesse contexto, as APPs desempenham um papel crucial na proteção da qualidade e quantidade das águas superficiais (VEIGA *et al.*, 2019). Trabalhos iniciais sobre zonas ripárias, como os de Tabacchi *et al.* (2000), evidenciam a contribuição dessas áreas para os processos hidrológicos. As Figuras 1 a 4 ilustram as discriminações dos impactos físicos e fisiológicos das APPs, considerando sua influência no ciclo hidrológico, nas áreas inundáveis e planícies de inundação, além dos efeitos sobre a qualidade das águas.

Figura 1 – Os principais impactos físicos da vegetação ripária no ciclo hidrológico



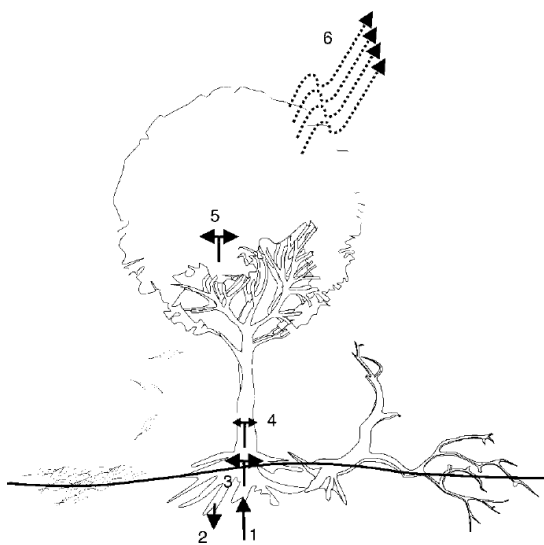
1) interação com o fluxo sobre as margens por meio de caules, galhos e folhas (turbulência); 2) desvio do fluxo causado por barreiras de troncos; 3) alteração na taxa de infiltração de águas de inundação e chuva devido à camada de matéria orgânica; 4) aumento da turbulência como consequência da exposição das raízes; 5) incremento da macroporosidade do substrato pelas raízes; 6) elevação da zona capilar pelas raízes finas; 7) fluxo ao longo do caule (concentração da chuva por folhas, galhos e caules); 8) condensação de água atmosférica e interceptação de orvalho pelas folhas (TABACCHI *et al.*, 2000).

Figura 2 – Influências hipotéticas dos padrões de vegetação ripária na turbulência durante inundações sobre as margens



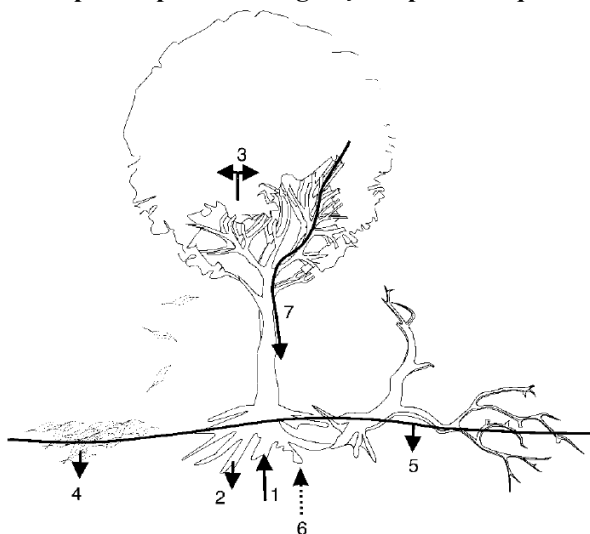
A) Perfil transversal regular simulando uma sucessão progressiva, com resistência lateral mínima e turbulência mínima. B) Corredor denso, estreito e bem definido (linha de árvores) com alta resistência lateral e alta turbulência nas bordas internas e externas. C) Corredor amplo e heterogêneo (perfil mais comum em rios naturais), promovendo melhor dissipação da energia cinética, mas favorecendo numerosas turbulências em pequena escala (TABACCHI *et al.*, 2000).

Figura 3 – Principais impactos fisiológicos da vegetação ripária no ciclo da água



- 1) elevação hidráulica; 2) redistribuição hidráulica; 3) armazenamento de água em raízes grandes; 4) armazenamento de água no tronco; 5) armazenamento de água em galhos e folhas; 6) evapotranspiração (TABACCHI *et al.*, 2000).

Figura 4 – Principais impactos da vegetação ripária na qualidade da água



1) absorção direta de nutrientes; 2) excreções radiculares; 3) armazenamento e concentração de componentes minerais e orgânicos; 4) liberação de matéria orgânica de decomposição rápida a partir da serapilheira; 5) liberação de matéria orgânica de decomposição lenta a partir de detritos lenhosos; 6) absorção indireta por meio de associações simbióticas (bactérias e fungos); 7) lixiviação de poluentes e compostos naturais na superfície da planta (TABACCHI *et al.*, 2000).

Além das discretizações das APPs evidenciadas por Tabacchi *et al.* (2000), Luke *et al.* (2018) ainda abordam os benefícios hidrológicos das zonas ripárias, as quais desempenham um papel fundamental na regulação dos padrões de precipitação e escoamento, na filtração de sedimentos e poluentes, na estabilização das margens fluviais, na manutenção do sombreamento e na modulação das temperaturas da água, além de contribuírem para o fornecimento de matéria orgânica de origem terrestre. A preservação dessas áreas é essencial para mitigar a ocorrência de inundações, processos de sedimentação e o escoamento de nutrientes em zonas agrícolas. Os autores ainda salientam que, dependendo das práticas de manejo das APPs, é possível observar variações na emissão de GEE, dado o potencial das zonas ripárias de atuar como sequestradores e estocadores de carbono atmosférico. De forma geral, os processos associados à proteção da biodiversidade, ao sequestro de carbono, à manutenção da qualidade da água e ao equilíbrio do ciclo hidrológico são intimamente dependentes da heterogeneidade da vegetação nas faixas de APPs, da cobertura das copas e da biomassa vegetal total, conforme Luke *et al.* (2018) em seu estudo de restauração de ecossistemas riparianos (*The Riparian Ecosystem Restoration in Tropical Agriculture - RERTA*).

O presente contexto ressalta a importância da equação do balanço hídrico, com ênfase nos processos de interceptação e evapotranspiração proporcionados pela cobertura vegetal. As revisões realizadas por Honda & Durigan (2017) demonstram que a eficácia da restauração de ecossistemas florestais está diretamente associada à capacidade de infiltração do solo, que contribui para a recarga da água subterrânea e o abastecimento dos corpos hídricos superficiais. A evapotranspiração, embora relevante no ciclo hidrológico, apresenta menor impacto direto na manutenção quantitativa dos

recursos hídricos. Adicionalmente, em relação à mitigação de processos erosivos e ao controle do assoreamento de corpos d'água, a vegetação restaurada desempenha um papel crítico. Ao promover maior infiltração da água no solo, a cobertura vegetal reduz significativamente o escoamento superficial, minimizando os riscos de erosão e o transporte de sedimentos, poluentes e materiais particulados para os sistemas aquáticos adjacentes.

Honda e Durigan (2017), em sua revisão sobre a restauração de ecossistemas, destacam não apenas os benefícios hidrológicos proporcionados pelas áreas vegetadas, mas também sua contribuição para a regulação do microclima, do regime de fluxo hídrico e do ciclo geoquímico. Logo, esse conjunto de processos destaca a funcionalidade hidrológica da vegetação na conservação dos recursos naturais e no equilíbrio ambiental nas bacias hidrográficas.

2.5. Infraestruturas e áreas verdes

Os serviços ecossistêmicos são definidos como benefícios derivados dos ecossistemas, englobando funções reguladoras essenciais, como controle da erosão do solo, mitigação de inundações e purificação da água, além de fornecerem bens como alimentos e materiais, conforme descrito por Zellner *et al.* (2016) e Machado & Oliveira (2019). Esses serviços também abrangem aspectos culturais e sociais, promovendo recreação, saúde e bem-estar, como observado por Londes & Mendes (2014). Nesse sentido, os serviços ecossistêmicos e a ecologia da paisagem se apresentam como medidas estruturais na mitigação de problemas urbanos, tais como os riscos e suscetibilidade às cheias. De acordo com as definições da Defesa Civil, as medidas estruturais referem-se a qualquer infraestrutura construída com o intuito de reduzir ou evitar os impactos de ameaças. Diferentemente das medidas não-estruturais, direcionadas às políticas públicas, alertas, desenvolvimento e disseminação de conhecimentos, entre outros, que visam a diminuição da vulnerabilidade (SÃO PAULO, 2024a).

A maximização dos benefícios dos serviços ecossistêmicos como medidas estruturais está diretamente vinculada à preservação e restauração das infraestruturas ecológicas ou verdes. Tais infraestruturas são compostas por ecossistemas naturais que proporcionam produtividade, diversidade, sustentabilidade, resistentes ao *stress* urbano, operando de maneira autônoma e apresentam funcionalidade equivalente às áreas verdes urbanas planejadas, sendo elementos cruciais no contexto de planejamento sustentável e integração ambiental em áreas urbanas (LIU *et al.*, 2014; KIM *et al.*, 2017; ESTREGUIL *et al.*, 2019; MACHADO & OLIVEIRA, 2019).

No âmbito federal, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012a), define em seu Art.3º, Inciso XX, as áreas verdes urbanas como:

“Espaços, públicos ou privados, com predomínio de vegetação, preferencialmente nativa, natural ou recuperada, previstos no Plano Diretor, nas Leis de Zoneamento Urbano e Uso do Solo do Município, indisponíveis para construção de moradias, destinados aos propósitos de recreação, lazer, melhoria da qualidade ambiental urbana, proteção dos recursos hídricos, manutenção ou melhoria paisagística, proteção de bens e manifestações culturais; (BRASIL, 2012a).

E além, seu Art. 25º estabelece que o poder público municipal contará, para o estabelecimento de áreas verdes urbanas, os instrumentos:

“I - o exercício do direito de preempção para aquisição de remanescentes florestais relevantes, conforme dispõe a Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001;

II - a transformação das Reservas Legais em áreas verdes nas expansões urbanas;

III - o estabelecimento de exigência de áreas verdes nos loteamentos, empreendimentos comerciais e na implantação de infraestrutura; e

IV - aplicação em áreas verdes de recursos oriundos da compensação ambiental” (BRASIL, 2012a).

No âmbito do planejamento urbano, a gestão dessas áreas está vinculada aos Planos Diretores Municipais, que definem diretrizes com base em critérios técnicos relacionados ao ordenamento territorial, desenvolvimento sustentável e expansão urbana. Tais instrumentos normativos asseguram a integração das áreas verdes no planejamento de cidades resilientes, promovendo equilíbrio entre o crescimento urbano e a preservação ambiental (NUCCI, 2008; LONDE & MENDES, 2014). De maneira geral, nestes planos, a acepção do termo possui um caráter abrangente, e comumente refere-se ao espaço onde há o predomínio de vegetação, englobando as praças, os jardins, as unidades de conservação, os canteiros centrais de ruas e avenidas, trevos e rotatórias de vias públicas.

Então, a gestão municipal configura-se como um elemento estratégico na administração de infraestruturas verdes e áreas vegetadas em contextos urbanos, destacando-se pela sua relevância na formulação de políticas públicas e planejamento territorial. A integração dessas áreas ao planejamento urbano é indispensável para maximizar seus benefícios ecológicos e sociais, promovendo cidades ambientalmente resilientes e sustentáveis. Além disso, tais áreas apresentam-se como soluções econômicas de baixo custo, capazes de mitigar impactos ambientais, melhorar a qualidade de vida e assegurar o equilíbrio ambiental em zonas urbanizadas (Nucci, 2008; Liu *et al.*, 2014; LONDE & MENDES, 2014; KIM *et al.*, 2017; LIN *et al.*, 2017).

No contexto estadual, a Lei Nº 13.580, de 24 de julho de 2009, implementa o Programa Permanente de Ampliação das Áreas Verdes Arborizadas Urbanas no Estado de São Paulo. De acordo com o Art. 1º, o programa visa a recuperação e o desenvolvimento ambiental dos perímetros urbanos dos municípios paulistas, com foco na mitigação de ilhas de calor, na redução da poluição sonora, proteção dos recursos hídricos e na preservação da biodiversidade. Este programa promove a execução de projetos de plantio com o objetivo de atingir o Índice de Área Verde (IAV) de 12 m² por habitante em um maior número de municípios, conforme o estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Esta lei estabelece o custeamento de projetos através do Fundo Estadual de Prevenção e Controle da Poluição (FECOP) e prioriza localidades com menor proporção de área verde arborizada por habitante no estado federativo (BRASIL, 2009).

Neste contexto das áreas e infraestruturas verdes, estas podem ser tecnicamente classificadas em naturais e artificiais, com base em sua composição e função. As infraestruturas naturais consistem em áreas vegetadas que mantêm ou replicam ecossistemas naturais, podendo incluir vegetação nativa ou exótica, em locais preservados ou adaptados. Já as infraestruturas artificiais são projetadas e construídas para desempenhar funções ecológicas semelhantes aos naturais, como controle de escoamento superficial, retenção de poluentes e mitigação de impactos urbanos, sendo frequentemente aplicadas em sistemas de drenagem sustentável. Zellner *et al.* (2016) apresenta estas infraestruturas de gestão de águas pluviais como as valas de infiltração, dispositivos de bioinfiltração, telhados verdes, *wetlands* construídos ou pavimentos permeáveis (NUCCI, 2008; LIU *et al.*, 2018; SILVA & SILVA, 2020). E segundo Londe & Mendes (2014), essas categorias são amplamente adotadas tanto por órgãos de planejamento urbano quanto no meio acadêmico-científico, como uma forma de avaliar e sistematizar o uso de vegetação em áreas urbanas. Essa classificação auxilia na implementação de SBNs (XU *et al.*, 2020; FREITAS *et al.*, 2022), promovendo benefícios ecológicos, sociais e econômicos em ambientes urbanizados.

As áreas verdes naturais, predominantemente compostas por vegetação arbórea, desempenham funções ecossistêmicas fundamentais na manutenção da qualidade ambiental em ambientes urbanos. Elas contribuem para o conforto térmico por meio da regulação microclimática, estabilizam superfícies pela mitigação de processos erosivos através do enraizamento, contribuindo para a estabilização da temperatura do ar, promovendo maior segurança nas vias públicas por meio da proteção das calçadas, equilíbrio do índice de umidade no ar, proteção das nascentes e dos mananciais, organização e composição de espaços no desenvolvimento das atividades humanas, valorização visual e ornamental do ambiente, recreação, diversificação da paisagem construída; e atuam na redução de impactos ambientais, como poluição atmosférica, hídrica, sonora e visual. Além disso, são cruciais para a conservação da biodiversidade, funcionando como refúgios para espécies da fauna local (LONDE &

MENDES, 2014). De acordo com Nucci (2008), as áreas verdes urbanas desempenham funções estruturais essenciais no contexto urbano, associadas à organização espacial e ao suporte de atividades humanas, agregando valor estético e ornamental ao ambiente. Adicionalmente, Londe & Mendes (2014) destacam que as áreas verdes influenciam diretamente a qualidade de vida urbana, especialmente no que tange ao bem-estar psicológico e cultural da população.

Londe e Mendes (2014), em sua revisão, destacam que a padronização dos conceitos relacionados às áreas verdes urbanas permite sua subdivisão em três categorias principais: áreas verdes em espaços construídos, como habitações, indústrias, comércios, hospitais e escolas; áreas verdes em espaços livres de construção, como praças, parques e corpos d'água; e áreas verdes em espaços de integração urbana, como redes rodoviárias e ferroviárias. Segundo os autores, o sistema de áreas verdes é um componente integrado ao sistema de espaços livres, ideia corroborada por Nucci (2008). Este último define as áreas verdes como um subsistema dos espaços livres de construção, caracterizado pela predominância de vegetação e solo permeável, que devem ocupar ao menos 70% da área, desempenhando funções estéticas, ecológicas e de lazer urbano. No que diz respeito aos espaços de integração urbana, Nucci (2008) cita que elementos como canteiros, pequenos jardins ornamentais e rotatórias não são considerados áreas verdes, mas sim classificados como "verde de acompanhamento viário". Assim, áreas urbanas como parques, praças, bosques, balneários, *playgrounds*, *campings* e margens de rios e lagos que atendam aos critérios descritos são, de fato, reconhecidas como áreas verdes (LONDE & MENDES, 2014).

O sistema de drenagem urbana pode ser categorizado tanto por canais naturais quanto por infraestruturas artificiais, sendo que estas últimas têm progressivamente substituído os cursos d'água naturais à medida que o paisagismo urbano se transformou de forma significativa nas últimas décadas. Nesse contexto, os dispositivos de controle hidráulico assumiram um papel crucial na gestão e controle do escoamento superficial e efluentes urbanos. Os sistemas de drenagem são projetados para otimizar o escoamento pluvial, mitigando o risco de inundações e alagamentos por meio de dimensionamentos adequados de engenharia. Isso inclui a correta aplicação do tempo de retorno (TR), que orientam o dimensionamento das estruturas de drenagem. Para áreas suburbanas, por exemplo, empregam-se períodos de retorno menores (2 a 10 anos) para sistemas de menor dimensionamento hidráulico, enquanto para grandes estruturas, como canais, reservatórios e bacias de retenção, utiliza-se um dimensionamento superior, com TR maiores de 10 anos e chegando a 100 anos, garantindo maior resiliência ao escoamento superficial excessivo (BEDIENT *et al.*, 2008).

Recentes alternativas contam com processos de infiltração, uma vez que muitas estruturas de retenção de água não possuem viabilidade econômica para municípios com áreas urbanas extremamente consolidadas (BEDIENT *et al.*, 2008). Os métodos de retenção de águas são

comumente utilizados para auxiliar no processo de infiltração e evaporação, como as bacias de retenção.

Bedient *et al.* (2008) cita os métodos de Desenvolvimento de Baixo Impacto (*LID*), os quais se enfocam em nível de parcelas de lotes urbanos onde os processos hidrológicos devem ser avaliados em pequenas escalas em áreas urbanas. O *LID* envolve o processo de evapotranspiração para remoção de água pluvial, exemplo de áreas vegetadas como as infraestruturas verdes (OREGON STATE UNIVERSITY, 2006). Décadas depois, Rammal & Berthier (2020) retornam com as informações a respeito do *LID*, mostrando o emprego de trincheiras de infiltração, canais vegetativos, telhados verdes e etc. Seu estudo vai além da gestão das águas pluviais, incorporando uma ampla gama de considerações sociais, sanitárias, econômicas, e emprego de estratégias que dependem de uma avaliação precisa em condições hidrológicas específicas.

Inserido no método *LID*, Bedient *et al.* (2008) ressaltam que, para uma análise detalhada do processo de chuva-vazão (*Rainfall-runoff*), é fundamental distinguir entre Áreas Impermeáveis Diretamente Conectadas (*DCIA - Directly Connected Impervious Areas*) e áreas impermeáveis não conectadas (SILVA & SILVA, 2020). As primeiras são hidraulicamente efetivas, pois estão diretamente integradas ao sistema de drenagem, direcionando o escoamento superficial de forma imediata para essas estruturas. Já as segundas escoam inicialmente para áreas permeáveis, só ingressando no sistema de drenagem quando ocorre saturação do solo e a infiltração é excedida. Logo, as abordagens contemporâneas de drenagem urbana têm se concentrado no desenvolvimento de sistemas que enfatizem a retenção natural de água, promovendo não apenas a funcionalidade hidráulica, mas também os benefícios ecológicos e estéticos urbanísticos.

Estudos, como os promovidos por Zellner *et al.* (2016), são exemplos essenciais para impulsionar essa transição, direcionando esforços para coletar dados e aperfeiçoar os sistemas de captação atuais, além de propor novas configurações que integrem infraestruturas verdes urbanas. Os sistemas antigos de drenagem representam o maior desafio significativo, pois demandam manutenção e reparos frequentes ao longo das décadas. Assim, para viabilizar a implementação de novos sistemas, é fundamental promover a coleta de dados atualizados sobre precipitação e avaliar a eficiência das estruturas hidráulicas existentes, a fim de fundamentar análises e modelagens hidrológicas mais precisas. Zellner *et al.* (2016), por exemplo, apresentam a implementação e desenvolvimento do Projeto de Infraestrutura Verde de Paisagem (*Landscape Green Infrastructure Design – L-GrID*) por meio de modelagem hidrológica em áreas urbanas em nível de bairro para mitigar efeitos severos de escoamento. O escoamento, assim, pode ser reduzido por meio de processos de infiltração, evaporação e evapotranspiração proporcionado pela vegetação.

Logo, a literatura destaca o papel essencial da vegetação em infraestruturas e áreas verdes urbanas na melhoria da qualidade ambiental, especialmente no gerenciamento das águas pluviais em diferentes escalas (NUCCI, 2008; ZELLNER *et al.*, 2016). Segundo Nucci (2008), o planejamento da paisagem implica na gestão da vegetação, visto que esta contribui para mitigar ou resolver problemas urbanos. Assim, a cobertura vegetal, em termos quantitativos, qualitativos e sua distribuição espacial, deve ser estrategicamente avaliada como componente-chave na promoção da qualidade ambiental, cuja análise da cobertura vegetal deve ser conduzida de forma criteriosa para garantir soluções eficazes e sustentáveis no ambiente urbano.

2.6. Modelagem hidrológica em bacias hidrográficas

A modelagem hidrológica é uma ferramenta inovadora que utiliza técnicas avançadas para resolver problemas relacionados à gestão de recursos hídricos. Yeo *et al.* (2004), por exemplo, destacam essa abordagem por meio do desenvolvimento de modelos, simulações e análises estatísticas que explicam a interação terra-água e quantificam as cargas de poluição. Dessa forma, a modelagem ambiental se torna um recurso valioso para simular quantitativamente a inter-relação terra-água e apoiar a tomada de decisões na gestão de águas e bacias hidrográficas. Muitos estudos focam na modelagem das questões envolvendo a interação entre água e a cobertura do solo, abordando decisões relacionadas à conservação do uso do solo e às melhores práticas de gestão. Nesse contexto, o meio científico tem se dedicado a estudar a adequação do uso do solo, a elaboração de conceitos e diretrizes para sua preservação, e suas projeções para o desenvolvimento futuro (YEO *et al.*, 2004).

Os modelos ambientais foram desenvolvidos com o objetivo de abordar questões relacionadas aos impactos ambientais em diferentes categorias, respondendo às diversas demandas práticas e científicas. Entre seus derivados, destacam-se os modelos hidrológicos, que buscam explicar a relação entre precipitação e escoamento superficial, assim como as interações com os corpos hídricos superficiais e subterrâneos. Com o uso de modelos numéricos e matemáticos, é possível determinar de forma quantitativa o escoamento em uma bacia hidrográfica e prever os impactos de diversos cenários futuros e hipotéticos, contribuindo para a fundamentação das decisões de gestão de bacias hidrográficas (SOUZA *et al.*, 2012; ZELLNER *et al.*, 2016).

Conforme destacado por Santos (2009), os modelos hidráulico-hidrológicos são desenvolvidos com base em abordagens físicas que representam os processos hidrológicos, empregando equações de conservação de massa e da quantidade de movimento, tanto em sua forma completa quanto simplificada. Esses modelos buscam reproduzir de maneira precisa os fenômenos hidrológicos,

oferecendo uma visão detalhada dos fluxos e interações na bacia hidrográfica. E Zarnott *et al.* (2020) já citam que os modelos hidrológicos de precipitação-escoamento foram desenvolvidos para simular e analisar o escoamento superficial, bem como para prever os efeitos das mudanças no uso do solo. Estudos recentes também combinaram modelos de simulação de uso do solo futuro ou modelos climáticos com modelos hidrológicos para quantificar as respostas hidrológicas em diferentes escalas espaço-temporais em diferentes condições climáticas (JIN *et al.*, 2024).

Devido ao alto custo de experimentações diretas, diversas ferramentas de modelagem foram desenvolvidas para permitir que planejadores e engenheiros possam simular o escoamento de águas pluviais e avaliar a qualidade da água. Essas ferramentas foram projetadas para atender a diferentes objetivos, resultando em variadas exigências de dados, níveis de detalhamento nos resultados e diferentes suposições sobre processos e interações espaciais. Entre as principais aplicações da modelagem hidrológica estão a análise de consistência e preenchimento de lacunas de dados, a previsão de vazões, o dimensionamento e a projeção de cenários de planejamento, bem como a avaliação dos impactos decorrentes de mudanças no uso do solo (ZELLNER *et al.*, 2016).

Zellner *et al.* (2016) apresentam uma análise abrangente dos modelos hidrológicos disponíveis, com foco especial na quantificação do escoamento superficial (Quadro 1). Exemplos incluem o Modelo de Tratamento de Bacia Hidrográfica (*WTM*) do Centro para Proteção de Bacias Hidrográficas e a Ferramenta de Planilha para Estimativa de Carga de Poluentes (*STEPL*) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*USEPA*), em que ambos possibilitam estimativas para planejamento e avaliação de impactos em relação ao volume e à qualidade do escoamento. Seguindo da aplicação *Technical Release 55 (TR-55)* do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*Urban Hydrology for Small Watersheds*); *Green Values Calculator*, desenvolvido pelo Centro para a Tecnologia de Vizinhança, utilizado para estimar o efeito de desenvolvimentos específicos de infraestruturas verdes sobre o escoamento; o *L-THIA (Long Term Hydrologic Impact Analysis)*, desenvolvido pela Universidade de Purdue e pela *USEPA* para mostrar como a mudança no uso do solo afeta o escoamento e a qualidade da água; o Modelo de Balanço Hídrico (*Water Balance Model - WBM*) da Parceria para a Sustentabilidade da Água na Colúmbia Britânica, cuja ferramenta é calibrada para uso no Canadá, visando o planejamento da qualidade da água em escala de bacia hidrográfica; o modelo *RECARGA*, desenvolvido pelo Estado de Wisconsin nos Estados Unidos, destinado à pequenas bacias hidrográficas como uma ferramenta para dimensionar adequadamente as instalações de biorretenção e bioinfiltração para novos empreendimentos; o modelo *P8 Urban Catchment* (Programa para Predição da Passagem de Partículas Poluentes por Poços, Poças e Lagoas) foi desenvolvido pela *USEPA* para os estados de Wisconsin e Minnesota nos Estados Unidos para modelar o escoamento e a qualidade da água em bacias urbanas, com o objetivo de avaliar propostas de desenvolvimento e selecionar e

dimensionar as Boas Práticas de Manejo (*Best Management Practices – BMPs*, boas práticas de manejo de águas pluviais); e por fim, o modelo *System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration Model (SUSTAIN)* foi desenvolvido pela USEPA para auxiliar na localização de BMPs para atender a metas de custo, volume de água e qualidade da água (ZELLNER *et al.*, 2016).

Além, Souza *et al.* (2012) complementam os conceitos de modelagem hidrológica em termos de escoamento superficial, dividindo o modelo chuva-vazão em simulações de eventos únicos ou contínuos. O primeiro é o mais utilizado em estudos hidrológicos, com o auxílio de *softwares* como o modelo HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System*) e o módulo RUNOFF do modelo SWMM (*Storm Water Management Model*), que são exemplos de modelos de simulação de eventos únicos frequentemente utilizados em escala de bacia. Esses modelos têm como objetivo simular o processo de transformação da precipitação em vazão, sem dar tanto destaque a outros processos do ciclo hidrológico. Como resultado, eles fornecem o tempo e a vazão de pico, além da geração do hidrograma total do escoamento.

Complementando, Santos (2009) aponta que, ao contrário dos modelos hidrológicos distribuídos, que permitem uma análise detalhada das modificações naturais ou antrópicas nas bacias hidrográficas, os modelos concentrados, tal como o *Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN)*, são limitados por sua abordagem simplificada e pelo excesso de empirismo, o que dificulta uma avaliação mais precisa desses impactos. Song *et al.* (2020) destacam que os modelos hidrológicos distribuídos, exemplo do *Variable Infiltration Capacity Model (VIC)* e Sistema Hidrológico Europeu MIKE (*Mike SHE*), baseados em características físicas e condições de uso do solo, têm se mostrado ferramentas eficazes para quantificar os efeitos da urbanização nos regimes de inundação. Modelos semi-distribuídos, como SWMM e *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)*, são amplamente utilizados para simular processos hidrológicos combinados com dados de uso do solo (HU *et al.*, 2020).

Além, como relatado neste estudo, diferentes modelos também têm sido utilizados para analisar a relação entre infraestruturas verdes e processos hidrológicos em áreas vegetadas e florestais. O modelo hidrológico distribuído *Vegetation Model (VMOD)*, por exemplo, foi adotado por Horton *et al.* (2021) em sua pesquisa sobre a conversão de florestas tropicais para uso agrícola e seus impactos em eventos de inundações em grande escala. Já o modelo *UFORE-Hydro (UFORE - Urban Forest Effects Model)*, apresentado por Wang *et al.* (2008), foi aplicado para estudar os processos de interceptação em áreas vegetadas sob diferentes condições meteorológicas. Além disso, Liu *et al.* (2014) exploraram o uso de modelos hidrológicos mais tradicionais, como o SWMM, o *Urban Volume and Quality (UVQ)* e o Modelo para Conceitualização da Melhoria do Escoamento Urbano (*MUSIC*), para determinar os efeitos das infraestruturas verdes na redução do escoamento de águas pluviais urbanas. Por fim, o modelo *CITY-green* tem sido amplamente empregado para auxiliar planejadores

urbanos, engenheiros e tomadores de decisão a compreender os benefícios ecológicos e econômicos das áreas verdes nas cidades, destacando seu papel na gestão de recursos hídricos em áreas urbanas.

Quadro 1 – Softwares e modelos hidrológicos para gestão de bacias e recursos hídricos

Software - Modelo	Descrição e aplicação
<i>Watershed Treatment Model (WTM)</i>	Avaliar os tratamentos de bacias hidrográficas - gestão de poluição difusa proveniente do escoamento, uso do solo e de práticas de manejo.
<i>Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load (STEPL)</i>	Estimar cargas médias de poluentes difusos (NPS) e os efeitos de práticas de manejo em bacias.
<i>Technical Release 55 (TR-55)</i>	Calcular volumes de escoamento, vazão de pico, hidrogramas e volumes de armazenamento para pequenas bacias hidrográficas em contextos urbanos.
<i>Green Values Calculator</i>	Comparar desempenho, custos e benefícios de infraestruturas verdes frente a abordagens convencionais de drenagem.
<i>Long Term Hydrologic Impact Analysis (L-THIA)</i>	Estimar os impactos hidrológicos de longo prazo de mudanças no uso do solo em termos de escoamento, recarga de água subterrânea e NPS.
<i>Water Balance Model (WBM)</i>	Simular os componentes terrestres do ciclo da água.
<i>RECARGA Model</i>	Simular unidades de biorretenção / bioinfiltração (<i>rain gardens</i> , <i>bioretention basins</i>) como auxílio no dimensionamento para pequenas bacias ou dispositivos locais.
<i>P8 Urban Catchment Model</i>	Simular a geração e transporte de poluentes no escoamento e avaliar efeitos de dispositivos de retenção/tratamento (BMPs) sobre a qualidade da água.
<i>System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration Model (SUSTAIN)</i>	Sistema de suporte à decisão para gestão de águas urbanas com foco em seleção, dimensionamento e localização de melhores práticas de manejo para controle de escoamento e poluição.
<i>Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System (HEC-HMS)</i>	Simular processos de chuva-escoamento, vazões de cheia, detecção de enchentes, planejamento de uso da terra, dimensionamento de obras hidráulicas, entre outras aplicações.
<i>Storm Water Management Model (SWMM)</i>	Simulação do escoamento de águas pluviais, incluindo quantidade e qualidade da água - prever o escoamento, fluxo em sistemas de drenagem, controle de enchentes, poluição urbana e desempenho de infraestruturas verdes.
<i>Soil and Water Assessment Tool (SWAT)</i>	Simular o impacto de práticas agrícolas, mudanças no uso do solo, manejo do solo e clima sobre o escoamento, qualidade da água e nutrientes em bacias; avaliar erosão do solo, transporte de nutrientes, uso de fertilizantes, poluição difusa e gestão de recursos hídricos.
<i>Variable Infiltration Capacity Model (VIC)</i>	Simular o balanço hídrico e processos de superfície terrestre em grandes bacias, através da interação entre atmosfera, solo e vegetação. Muito utilizado para estudos climáticos, hidrológicos, impactos de mudanças climáticas e previsão de secas.
	Simular o ciclo hidrológico por sistema modular que pode integrar diversos processos hidrológicos e hidráulicos - estudos de recursos hídricos, gestão de bacias, análise de impacto ambiental,

Sistema Hidrológico Europeu MIKE (<i>Mike SHE</i>)	planejamento urbano e modelagem integrada de águas superficiais e subterrâneas.
<i>Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN)</i>	Método empírico para estimar o volume de escoamento gerado a partir da precipitação, uso do solo, tipo de solo e condição de umidade inicial.
<i>Vegetation Model (VMOD)</i>	Avaliar a interação da cobertura vegetal com o ciclo hidrológico, incluindo evapotranspiração, interceptação e armazenamento de água no solo; aplicado em estudos de manejo de bacias hidrográficas, restauração ecológica e planejamento ambiental.
<i>UFORE-Hydro – extensão do UFORE (Urban Forest Effects Model)</i>	Avaliar os efeitos das áreas verdes urbanas sobre processos hidrológicos, especialmente a evapotranspiração e escoamento; analisar como a vegetação urbana pode mitigar enchentes, reduzir escoamento e melhorar a qualidade da água.
<i>Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation (MUSIC)</i>	Simular a eficácia de medidas de controle do escoamento e da poluição (biorretenção, jardins de chuva, tanques de retenção, pavimentos permeáveis, entre outros). Modelo conceitual focado no planejamento, projeto e avaliação de sistemas de gestão de águas pluviais urbanas, com ênfase em BMPs e infraestrutura verde.
<i>CITY-green Model</i>	Quantificar os benefícios ambientais e hidrológicos da vegetação urbana; avaliar como áreas verdes influenciam o escoamento, contribuindo para a redução do volume e melhoria da qualidade da água.

Fonte: o autor (2025).

Juntamente, o sensoriamento remoto e as técnicas de processamento de dados geoespaciais transformaram e aprimoraram as modelagens ambientais, como destacado por Souza *et al.* (2012). No campo da hidrologia, as ferramentas de geoprocessamento têm contribuído significativamente para uma melhor delimitação das bacias hidrográficas, proporcionando representações mais precisas do relevo. Além disso, têm facilitado a identificação de corpos d'água, a análise das características físicas das bacias e o mapeamento detalhado de suas superfícies. Assim, o contínuo avanço dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para a mensuração e quantificação de parâmetros hidrológicos têm fornecido dados mais confiáveis para a calibração e validação de modelos hidrológicos.

A calibração e validação de modelos são etapas essenciais para assegurar a confiabilidade dos dados e a precisão dos resultados, garantindo que o modelo escolhido seja adequado a cada situação. Muitos modelos requerem calibração para representar fielmente os fenômenos modelados, dado que seus parâmetros matemáticos refletem as características e os processos físicos das bacias hidrográficas. Esse ponto é destacado nos estudos de Santos (2009) e Lopes *et al.* (2016), que demonstram como a modelagem hidrológica pode validar a consistência das informações disponíveis, utilizando dados observados de precipitação e vazão em bacias hidrográficas. Com base nesses dados, os modelos podem ser ajustados para gerar séries sintéticas ou servir como ferramentas para obtenção de

informações em bacias não monitoradas. Para aplicar e validar corretamente um modelo, é essencial compreender sua estrutura e reconhecer suas limitações. Essa análise é fundamental para ajustar as expectativas em relação aos resultados, assegurando que sejam coerentes com as necessidades específicas de cada estudo. Além disso, a escolha do modelo depende diretamente da disponibilidade de informações, já que modelos mais detalhados geralmente demandam um volume maior e mais específico de dados para seu correto funcionamento.

Desta maneira, a utilização do SIG se mostra um elemento crucial para entrada de dados (*input*) nos modelos hidrológicos, principalmente no que se diz respeito à obtenção das características da superfície das bacias. Conforme discutido por Szwagrzyk *et al.* (2018), os dados de uso do solo são fundamentais para a modelagem e análise das bacias, uma vez que a quantificação do escoamento é realizada levando em consideração a intensidade da precipitação, o uso do solo e o coeficiente de escoamento (MOUSAVI *et al.*, 2019). Diversos estudos na literatura se utilizam do método *SCS-CN* como forma de mensurar a resposta da bacia hidrográfica às mudanças em sua superfície. O método foi estabelecido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos em 1969, para prever e estabilizar o método conceitual de estimativa de escoamento direto com base na profundidade da precipitação de tempestades. O método *SCS-CN* é baseado na equação de balanço hídrico da precipitação, onde a degradação da superfície resulta em um número de curva (*CN*) mais alto, enquanto a melhoria resulta em um *CN* mais baixo (BOONGALING *et al.*, 2018; BAL *et al.*, 2021). Assim, cada *CN* possui uma atribuição de diferentes tipos de uso do solo utilizados na simulação hidrológica, onde a combinação dos valores de *CN* de diferentes tipos de uso é utilizado na ponderação da área para calcular os valores de *CN* abrangentes de diferentes bacias de captação para simular o escoamento superficial (HU *et al.*, 2020).

Então, a maioria dos modelos hidrológicos que incorporam dados de uso do solo como variável principal fundamenta-se em cenários que consideram a adequação das mudanças no solo, as diretrizes de conservação e projeções futuras. Esses cenários permitem a simulação do escoamento superficial e a análise dos impactos hidrológicos associados às alterações no uso e ocupação do solo nas bacias. Isto vai de encontro ao abordado por Yeo *et al.* (2004), em que os hidrogramas de bacias são empregados para caracterizar o escoamento de diferentes tipos de uso do solo, auxiliando na definição de padrões otimizados de uso, na identificação de áreas prioritárias de preservação/conservação, e na formulação de diretrizes para a proteção de bacias hidrográficas. E como abordado no item 2.3 a respeito das áreas impermeabilizadas, estas estão diretamente relacionadas ao uso do solo e representam fatores críticos na determinação dos hidrogramas de vazão e volume de escoamento. Essa característica contribui para a aplicação eficiente de modelos hidrológicos e simulações computacionais em larga escala, particularmente no contexto da hidrologia urbana (BEDIENT *et al.*, 2008).

Logo, com a intensificação de eventos climáticos extremos e a contínua degradação dos recursos hídricos, a geração de informações hidrológicas por meio de modelos de baixo custo tornou-se essencial para a reabilitação e gestão sustentável das bacias hidrográficas (BOONGALING *et al.*, 2018). No contexto da conservação ambiental, a modelagem de bacias hidrográficas vulneráveis tem se destacado como um campo prioritário de pesquisa científica, dado o impacto combinado das intervenções antrópicas e das mudanças climáticas sobre áreas ecologicamente sensíveis. Nesse contexto, a modelagem hidrológica desempenha um papel crucial no suporte à tomada de decisão em projetos relacionados a recursos hídricos, viabilizando a adoção de abordagens mais eficientes para a sua implementação. Os diferentes modelos mencionados neste capítulo foram desenvolvidos para atender à necessidade de compreender de forma mais detalhada os processos hidrológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, como a precipitação, evaporação, interceptação, infiltração, produção de sedimentos, além do escoamento superficial e subterrâneo, considerando os impactos hidrológicos das alterações no uso do solo de acordo com as características específicas das bacias. Aliada às simulações hidrológicas que incorporam melhores estratégias de gestão dos recursos hídricos, a análise do uso e ocupação do solo ajudam a identificar e priorizar áreas ambientalmente sensíveis, contribuindo para a preservação e conservação de áreas nativas e protegidas, tais como as APPs – promovidas para melhor gestão das águas em bacias urbanizadas.

3. ÁREA DE ESTUDO

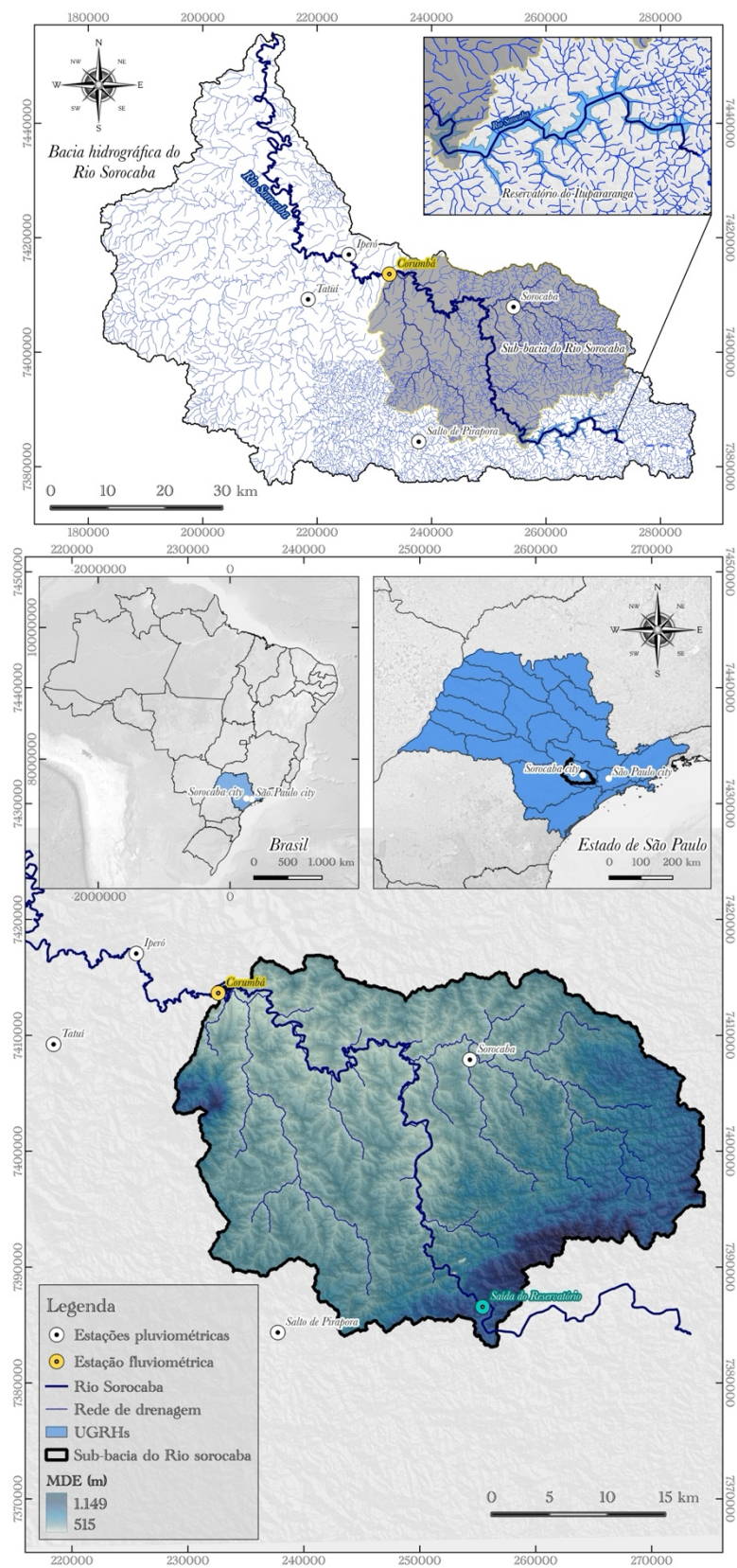
O município de Sorocaba - SP se localiza na porção sudeste do território brasileiro, inserido no estado federativo de São Paulo (23°29'58.00"S 47°27'16.00"O), sendo reconhecido como um dos maiores centros urbanos do estado com uma área de 450,69 km² e uma população estimada em 757 mil habitantes (IBGE, 2022).

Sorocaba conta com seus cursos d'água como principal fonte de abastecimento hídrico, destacando-se o Rio Sorocaba como o mais relevante manancial da região. Este rio desempenha um papel crucial no fornecimento de água para aproximadamente 1,2 milhões de pessoas, além de atender às demandas industriais e agrícolas na localidade. O rio é considerado o maior afluente da margem esquerda do Rio Tietê, possuindo uma extensão linear de 180 km e um percurso total de 227 km ao longo de seu leito. Sua origem está na confluência dos Rios Sorocabuçu e Sorocamirim, no município de Ibiúna - SP, e sua bacia hidrográfica é alimentada por diversos tributários que reforçam seu fluxo. O primeiro ponto de represamento do rio é o reservatório de Itupararanga, localizado em Votorantim - SP, que também recebe contribuições de cursos d'água secundários originários da Serra de São Francisco. Essa rede hidrográfica reflete a importância estratégica desse recurso hídrico para a bacia do Sorocaba - Médio Tietê e para a sustentabilidade hídrica da região (SOROCABA, 2005, 2023a; IBGE, 2022; AGÊNCIA SMT, 2025; CERQUILHO, 2025).

O presente estudo dedica-se à análise hidrológica da sub-bacia hidrográfica pertencente ao Rio Sorocaba, com área de 1.056 km². A área de estudo está situada na zona de interseção dos municípios de Alumínio, Araçoiaba da Serra, Boituva, Iperó, Itú, Mairinque, Piedade, Porto Feliz, Salto de Pirapora, Sorocaba e Votorantim, todos no estado federativo de São Paulo, destacando-se pela predominância sobre a malha urbana e todo o limite municipal de Sorocaba. Esta sub-bacia está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 10 – Sorocaba/Médio Tietê, a qual constitui uma das 22 unidades definidas pelo Estado de São Paulo para fins de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Adicionalmente, a sub-bacia integra a Região Hidrográfica do Paraná, conforme a classificação do SINGREH, estabelecida pela ANA.

A Figura 5 apresenta a área de interesse, destacando a delimitação territorial da sub-bacia inserida na bacia do Rio Sorocaba, a partir de sua localização hidrográfica e topográfica (DAEE, 2020; IBGE, 2022; SIGRH, 2025).

Figura 5 – Localização geográfica da sub-bacia do Rio Sorocaba, São Paulo – Brasil.



Fonte: o autor (2026).

3.1. Clima

Sob a perspectiva climática, a sub-bacia insere-se nas zonas Cfa e Cfb, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, caracterizada como clima subtropical úmido, predominante em áreas da zona tropical do Brasil central. De acordo com os registros da EMBRAPA (2018), ANA (2024) e dados recentes do INMET (2025), esse regime climático na área de estudo apresenta verões quentes e úmidos, com temperatura média anual de 21,5 °C, e valores de temperatura máxima e mínima de 34,8 °C e 10,0 °C, respectivamente. A precipitação anual acumulada situa-se entre 1.224 mm e 1.400 mm. A velocidade média anual dos ventos é da ordem de 11,7 km/h, com variações observadas entre 4,0 km/h (mínima) e 65,0 km/h (máxima). Por seguinte, a área apresenta umidade relativa média de 74%, podendo alcançar 52% (mínima) e 89% (máxima). Por último, quanto à disponibilidade de energia solar, a irradiância média global anual é de 4,78 kWh/m². dia, segundo dados do Centro de Referência para Energia Solar e Eólica (CRESESB), vinculado ao Ministério de Minas e Energia, representando potencial significativo para aproveitamento energético renovável.

3.2. Uso e ocupação do solo

A sub-bacia do Rio Sorocaba contempla o município de Sorocaba, configurando-se como um dos principais polos urbanos e industriais da Região Sudeste do Brasil. Em função dessa característica, o processo de uso e ocupação do solo na bacia reflete uma dinâmica histórica de urbanização acelerada, expansão industrial e substituição progressiva das áreas naturais por usos antrópicos, o que resultou em alterações significativas na paisagem.

Historicamente, anteriormente a 1992, o crescimento urbano na sub-bacia concentrou-se nas áreas centrais do município de Sorocaba, impulsionado pelo desenvolvimento econômico e industrial, o que intensificou a pressão sobre os remanescentes de vegetação nativa e elevou os índices de supressão de cobertura vegetal. A partir da década de 1990 e início do século XXI, Sorocaba vivenciou um expressivo processo de expansão urbana e industrial, impulsionado pela instalação e consolidação de polos industriais direcionados principalmente aos setores metalúrgico, automotivo, eletroeletrônico e de tecnologia.

Apesar do predomínio da urbanização em áreas centrais da sub-bacia, dados recentes apontam um crescimento relativo das atividades rurais, especialmente após o ano de 2022. Historicamente, as áreas rurais da área de estudo estiveram associadas à agricultura e à pecuária extensiva, em

consonância com o padrão observado ao longo do território paulista. Contudo, atualmente, observa-se o predomínio de áreas urbanizadas em constante expansão, que abrangem zonas residenciais de diferentes densidades, áreas comerciais e amplos distritos industriais, os quais configuram uma matriz urbana consolidada e em processo contínuo de crescimento. Estima-se que aproximadamente 26% da área total da sub-bacia apresenta algum grau de urbanização ou uso antrópico, sendo as regiões centro-oeste, centro-sul e nordeste os principais vetores de expansão urbana e imobiliária (SOROCABA, 2023a).

Paralelamente, ainda se observam remanescentes de vegetação nativa, predominantemente associados aos biomas Mata Atlântica e Cerrado na transição de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual, concentradas, em sua maioria, em áreas de relevo acidentado, topos de morros e APPs, especialmente ao longo dos cursos d'água e nas porções rurais remanescentes da bacia. Entretanto, esses fragmentos encontram-se em avançado processo de fragmentação e isolamento, configurando um cenário de elevada vulnerabilidade ecológica, agravado pela expansão desordenada da malha urbana e pela ocupação irregular de áreas ambientalmente sensíveis, tais como as matas ciliares.

A degradação dos remanescentes nas áreas rurais está, em grande parte, relacionada ao uso do solo voltado à agricultura de pequeno porte, destacando-se o cultivo de hortaliças, fruticultura e, em menor escala, culturas como cana-de-açúcar, soja e café. Além de áreas predominadas por pastagens e atividades da silvicultura (florestas plantadas). Ainda assim, observa-se que a expansão da malha urbana representa o principal fator de supressão das áreas nativas protegidas (IBGE, 2022). O Quadro 2 abaixo apresenta os usos do solo predominantes na área de estudo.

Quadro 2 – Quantificação e descrição dos usos do solo da área de estudo

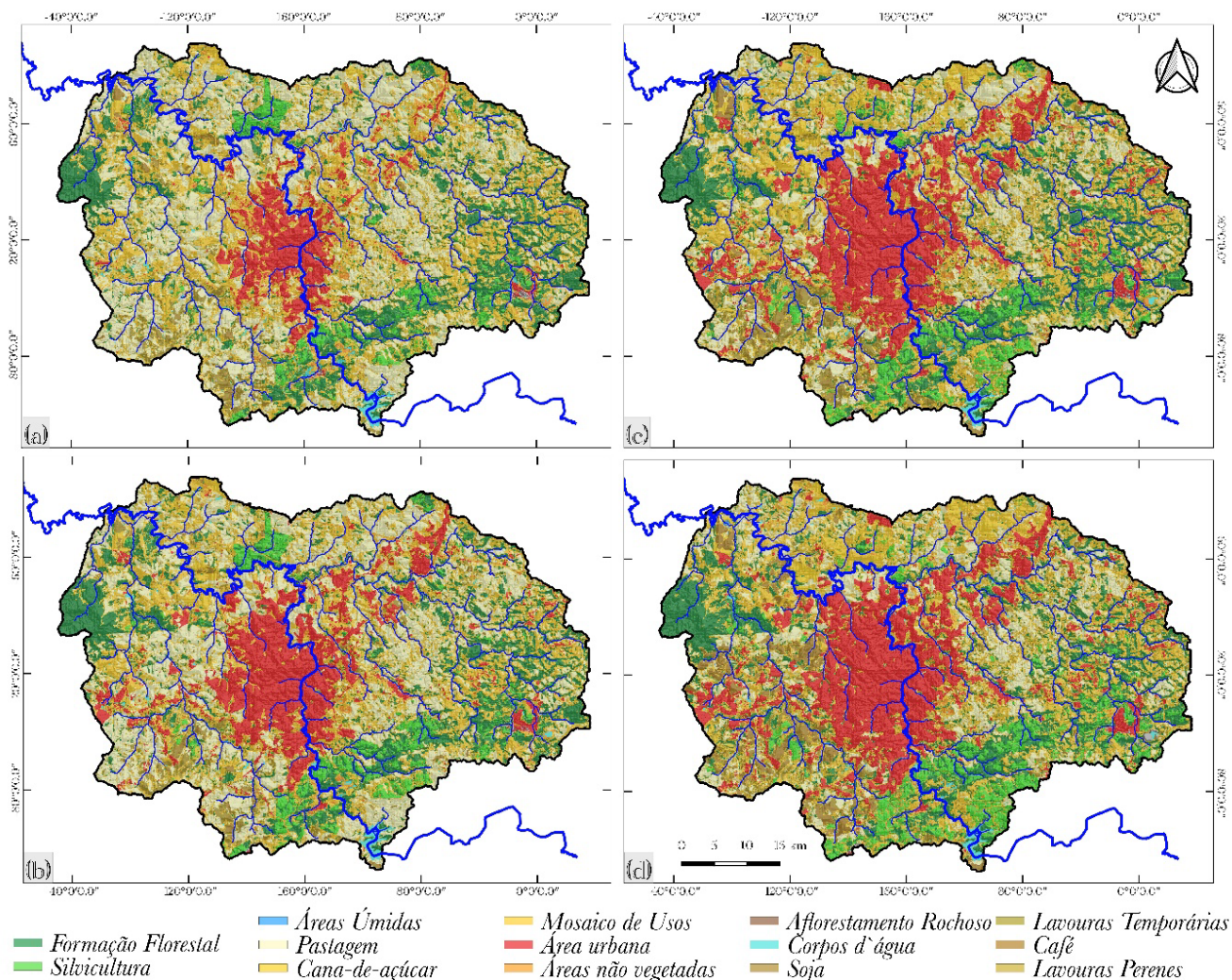
LULC	Descrição
Área urbana consolidada	Áreas residenciais de alta e média densidade, recobertas por superfície impermeável, com presença de áreas comerciais e industriais, e outros usos antrópicos já consolidados. A área urbana compreende 19,7% da sub-bacia e 34,54% as demais áreas antropizadas de uso misto.
Pastagem	Áreas de campos abertos e antropizados, destinados às atividades agropecuárias principalmente, caracterizadas pela vegetação de baixo desenvolvimento como gramíneas e vegetação rasteira. Essas áreas totalizam 13,35% da sub-bacia hidrográfica.
Florestas nativas	Áreas florestais de vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, classificadas como APPs, Reservas Legais e fragmentos isolados, sendo 18,15% da área total da sub-bacia.
Agricultura	Lavouras, culturas perenes e intermitentes, destacando os plantios de café, soja e cana-de-açúcar. Juntos, totalizam 9,19% da sub-bacia em sua zona rural.
Florestas plantadas	Áreas de florestas plantadas das atividades de silvicultura, dando destaque às culturas de eucalipto, vegetação exótica extrativista. Compreende 5,83% da área de estudo.
Corpos d'água	Rios, córregos, represas, lagos, lagoas e demais massas d'água pertencentes a hidrografia do terreno, totalizando 0,87% da área total.

Outras áreas naturais	Áreas úmidas caracterizadas por pântanos e naturalmente alagadas, correspondem cerca de 0,072%; afloramentos rochosos e superfícies com vegetação de baixa densidade representam, juntos, 0,012% da área.
Outras áreas não naturais	Representatividade de locais recobertos pela mineração a céu-aberto e áreas potencialmente degradadas, totalizando 0,185% da sub-bacia.

Fonte: o autor (2026).

Enquanto a Figura 6 apresenta os dados espaciais atualizados de uso e cobertura do solo da sub-bacia do Rio Sorocaba, de acordo com a classificação da Coleção 8 do projeto MapBiomias (INPE, 2023). Ressalta-se que os dados espaciais georreferenciados possibilitam uma análise robusta das transformações no uso e ocupação do solo ao longo da série histórica.

Figura 6 – Mudanças no uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba



Mapeamento LULC da bacia hidrográfica em (a) 1992; (b) 2002; (c) 2012; e (d) 2022. Fonte: o autor (2026), via dados MapBiomias.

3.3. Geologia e geomorfologia

Em função das características físicas da área de estudo que compreende os aspectos geológicos e geomorfológicos da sub-bacia hidrográfica, a área se caracteriza como uma planície majoritariamente coberta por colinas com baixa elevação (Figura 5). A área se distingue em quatro níveis gerais nas altitudes, níveis estes que se prendem, de maneira bastante estreita, às principais áreas geomórficas da região. A sub-bacia apresenta uma altitude média de 632 metros em relação ao nível do mar, com as cotas altimétricas mais altas concentradas na porção sudeste do território, onde as altitudes variam de 719 a 1.149 metros, sendo os pontos máximos registrados nas áreas de cabeceira do Rio Pirajibu, localizadas na Serra de São Francisco. Essa área geomorfológica se destaca por seu conjunto de serras cristalinas ao sul da bacia, cuja serra vai diminuindo de altitude em direção ao sudoeste. Enquanto as cotas altimétricas mais baixas variam entre 515 e 539 metros, predominantemente nas áreas de vale associadas ao Rio Sorocaba.

A geologia da área se destaca pela forte presença da Grupo Itararé - grupo neopaleozoico da Bacia Hidrográfica do Paraná que está exposto em grande parte da faixa leste do estado de São Paulo, predominantemente sobre rochas pré-cambrianas. O Subgrupo Itararé, uma importante unidade geológica da Bacia do Paraná, é caracterizado por espessos diamictitos arenosos, intercalações de arenitos, siltitos e folhelhos, e evidências de intensa atividade glacial. Além disso, a presença de restos de plantas e estruturas sedimentares como rochas *moutonnées* e pavimentos estriados, indicam um ambiente glacial e fluvial-deltáico (ARAB *et al.*, 2009; PETRI *et al.*, 2014). À medida que se aumenta a elevação da área de estudo, no que se diz respeito à porção sudeste da bacia (Figura 5), a geologia da área se predomina com presença de suítes granitoides, filitos e quartzitos.

O primeiro se caracteriza por conjuntos de rochas graníticas (granitos, granodioritos, tonalitos) associadas a um mesmo evento magmático-tectônico. Formadas em ambientes convergentes (orogênicos) ou pós-colisão, durante a cristalização de magmas crustais, são comuns em cinturões metamórficos e crátons, com mineralogia de quartzo, feldspatos (K-feldspato, plagioclásio) e micas (biotita, muscovita) com textura de grãos visíveis (SIGA *et al.*, 2009; HEILBRON *et al.*, 2017; CPRM, 2018). O segundo se refere às rochas metamórfica de baixo grau, intermediária entre argilito e xisto, com metamorfismo regional de folhelhos ou argilitos, com mineralogia de Sericita, clorita, quartzo e grafita e foliação bem desenvolvida. Por fim, os quartzitos são rochas metamórficas derivadas do arenito quartzoso, com recristalização intensa, com metamorfismo de alto grau, predominantemente composto por quartzo, possuindo alta dureza, impermeabilidade e resistência aos processos erosivos (CHAMALE *et al.*, 2012; ENDO *et al.*, 2020). A correlação com essas geologias na bacia do Rio

Sorocaba se deve aos suítes granitoides intrudirem em sequências metamórficas contendo filitos de baixo grau e quartzitos de alto grau.

Finalmente, a área central da sub-bacia, que compreende a mancha urbana, apresenta depósitos aluviais e coluviais. O primeiro apresenta granulometria variada como areia, silte, cascalho e, ocasionalmente, argila, organizados em camadas mal ou bem selecionadas, com estratificação cruzada típica de ambientes fluviais, com grãos arredondados ou subarredondados devido ao atrito no transporte fluvial; e com alta ou muito alta permeabilidade. O segundo se refere ao transporte de sedimentos causados por processo em encostas tais como deslizamentos, escorregamentos e rolamentos. Essa tipologia consta com mistura de blocos, seixos, areia e solo fino, mal selecionados e pouco organizados, sem camadas bem definidas, com permeabilidade reduzida pela presença de finos ou porções mais grosseiras. Estão localizadas em base de encostas, taludes, sopés de morros e áreas sujeitas a movimentos de massa (LEOPOLD *et al.*, 1964; TRICART & COUTEAUX, 1977; SELBY, 1993; ROSS, 1992, 2012; ABGE, 1996; NOGUEIRA *et al.*, 2007; CPRM, 2010; FAO, 2006, 2016).

3.4. Pedologia

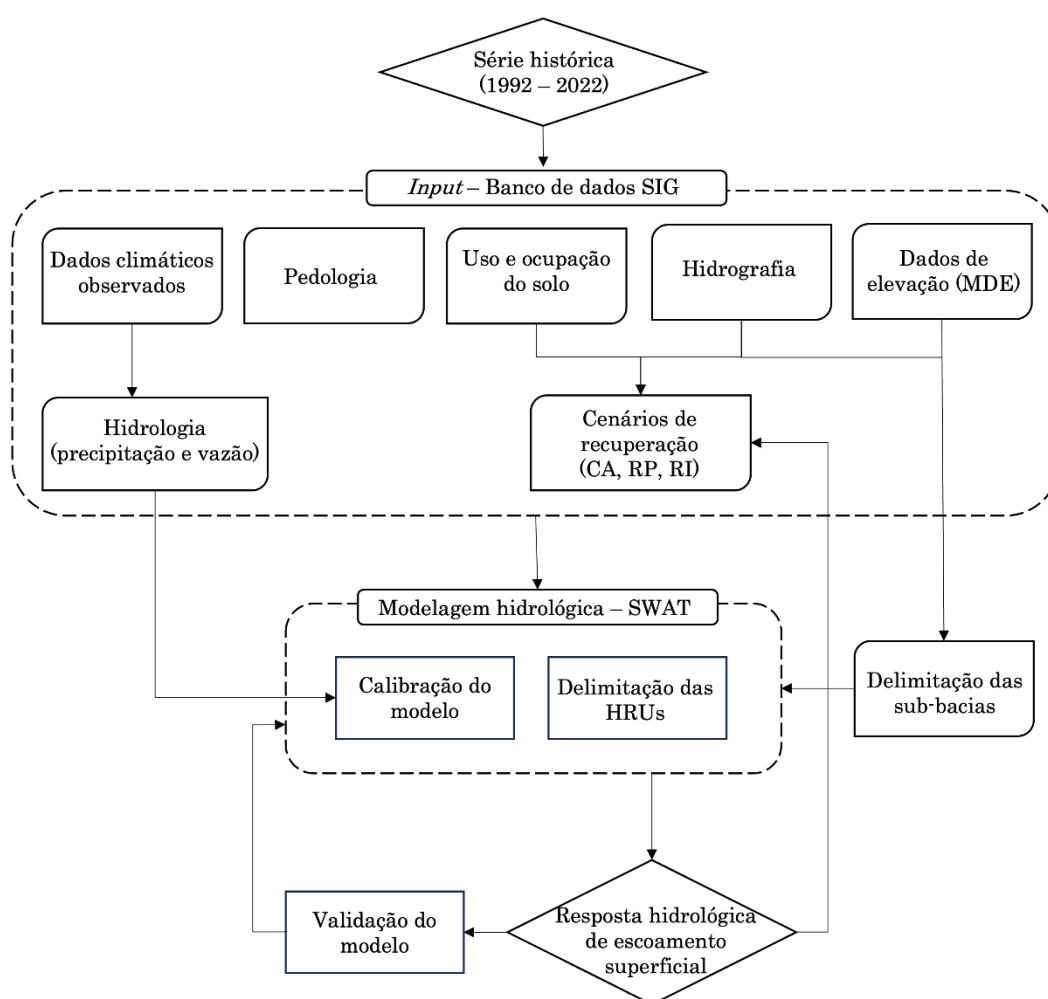
De acordo com a caracterização pedológica regional, fundamentada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2018), a região dos municípios que compreendem a sub-bacia do Rio Sorocaba apresentam aproximadamente 633,0 km² de solos classificados taxonomicamente, distribuídos em: 219,0 km² de Latossolo Vermelho Escuro Órtico distrófico (LE), 206,0 km² de Argissolos com características podzolizadas e presença de cascalhos (Pc), 180,0 km² de Argissolo Vermelho-Amarelo variação Laras (PVls), 20,0 km² de Latossolo Vermelho-Amarelo em fase rasa (LVr), 6,0 km² de Litossolos sobre substrato granito-gnaiss (Li-gr) – correspondentes a solos pouco evoluídos e de origem aluvial – e 2,0 km² de Solos Hidromórficos (HI), contendo inclusões de Solos Aluviais e Solos Orgânicos. Esta distribuição evidencia a predominância de Latossolos e Argissolos, incluindo variações com características podzolizadas e a ocorrência significativa de Latossolos Vermelho Escuro com alta intemperização e estrutura granular.

4. METODOLOGIA

4.1. Esquema metodológico

A fim de avaliar os efeitos da vegetação ciliar nas dinâmicas hidrológicas na sub-bacia do Rio Sorocaba, utiliza-se o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para simulação de cenários considerando dados históricos (1992 a 2022) climáticos observados e do uso e ocupação do solo desta bacia. A metodologia exemplificada se apresenta no fluxograma da Figura 7 abaixo.

Figura 7 – Fluxograma metodológico



Fonte: o autor (2026).

Assim, o presente estudo é estruturado em quatro etapas metodológicas, seguindo a revisão de literatura que posiciona o trabalho no contexto acadêmico-científico e fundamenta as investigações confirmatórias sobre as áreas de suscetibilidade hidrológica na sub-bacia. As fases metodológicas envolvem a caracterização detalhada da área de estudo por meio das ferramentas de geoprocessamento,

seguida pela implementação do modelo SWAT através da coleção de dados históricos, incluindo todas as etapas de preparação, calibração e validação, conforme procedimentos estabelecidos para garantir a precisão do modelo hidrológico. Após, tem-se a definição dos cenários das alterações LULC e da recuperação da mata ciliar para integração no modelo de simulação. E por fim, procede-se com a análise estatística e sensibilidade dos dados gerados e dos resultados previstos pela modelagem hidrológica, utilizando métodos quantitativos para validação e comparação dos cenários simulados em relação aos parâmetros hidrológicos relevantes.

4.2. O modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool (SWAT)* é um modelo hidrológico semi-distribuído desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) do USDA em colaboração com o *Texas A&M AgriLife Research* no *Grassland, Soil and Water Research Laboratory*, localizado em Temple, Texas – Estados Unidos. Classificado como um modelo de base física, ou seja, que ao invés de incorporar equações de regressão para descrever a relação entre as variáveis de entrada e saída, o modelo SWAT requer informações específicas das características físicas das bacias hidrográficas. Além, o SWAT opera em escala temporal diária e tem se mostrado adequado para estudos de impacto hidrológico em diversas bacias ao redor do mundo. Ele permite simulações contínuas de longo prazo, podendo ser executado, também, em etapas de tempo mensais e anuais, sendo uma ferramenta versátil para a análise de processos hidrológicos e ambientais.

O modelo SWAT não foi projetado para simular eventos isolados com alto nível de detalhamento, como a propagação de cheias específicas. Em vez disso, sua estrutura é mais adequada para aplicações relacionadas à gestão integrada de bacias hidrográficas em escalas temporais extensas. Diferente de métodos convencionais que empregam projetos de eventos de tempestades, o SWAT possibilita a previsão dos impactos contínuos do fluxo hídrico, proporcionando uma análise abrangente dos processos hidrológicos ao longo do tempo. O modelo opera em diferentes escalas de bacia hidrográfica, permitindo a avaliação dos efeitos de diversas práticas de manejo e usos do solo no ciclo hidrológico (ARNOLD *et al.*, 1998), desde bacias de pequena à grande extensão. Ele tem sido amplamente aplicado para investigar as influências do LULC sobre os processos hidrológicos em diversas bacias ao longo de extensos intervalos temporais (RODRIGUE *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; SOUZA, 2016; CHIM *et al.*, 2021; MAGARIÑOS, 2024; MOURA *et al.*, 2025). No modelo SWAT, o ciclo hidrológico é simulado por meio da seguinte equação de balanço hídrico:

$$SW_t = SW_o + \Sigma_{ti} = 1 * (R_{dia} - Q_{surf} - ET_a - W_{seep} - Q_{sub}) \quad Eq.(1)$$

onde, SW_t é o conteúdo final de água no solo no tempo t (mm), SW_o é o conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm), t é o tempo (dia), R_{dia} é a quantidade de precipitação no dia i (mm), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm), ET_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm), W_{seep} é a quantidade de água que percola para o fundo do solo no dia i (mm) e Q_{sub} é a quantidade de água que retorna ao lençol freático no dia i (mm).

O modelo SWAT estrutura suas simulações em duas fases principais - a fase terrestre e a fase de roteamento. Na primeira, o modelo simula o transporte de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas das sub-bacias para o canal principal. Enquanto na fase de roteamento é representado o fluxo dessas cargas através da rede de drenagem até a exutório da bacia hidrográfica. O modelo divide a bacia em sub-bacias, que são posteriormente subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológica (*HRUs* - *Hydrologic Response Units*). Uma HRU é definida como uma área homogênea dentro da bacia, assumindo-se comportamento hidrológico uniforme, caracterizada por um tipo predominante de uso do solo, tipo de solo e declividade (ARNOLD *et al.*, 1998). Nessas unidades, o balanço hídrico da fase terrestre do ciclo hidrológico (Eq.1) é calculado e simulado (NEITSCH *et al.*, 2011; BAL *et al.*, 2021), utilizando dados meteorológicos e da superfície para representar os processos hidrológicos em toda a bacia. Os resultados são gerados individualmente para cada HRU e, posteriormente, agregados para cada sub-bacia, permitindo uma análise detalhada e integrada dos processos hidrológicos.

Para a definição das HRUs, são empregados dados geoespaciais obtidos a partir da sobreposição de mapas, como o Modelo Digital de Elevação (MDE), utilizado para delimitar o sistema de drenagem e discretizar a bacia hidrográfica em sub-bacias. As HRUs requerem dados climáticos básicos e integram combinações únicas de uso do solo, cobertura vegetal, classes de solo e declividade/topografia (EMBRAPA, 2018). Essa configuração permite ao modelo representar variações espacialmente distribuídas em processos e variáveis hidrológicas para diferentes usos e tipos de solo (RODRIGUES *et al.*, 2015). Cada combinação de atributos gera uma resposta específica à precipitação, refletindo a heterogeneidade da bacia. Dessa forma, as HRUs correspondem a áreas com características homogêneas de inclinação, uso e tipo de solo, que exibem respostas similares às entradas climáticas. No processo de criação das HRUs, foram estabelecidos os limites de área percentual, sendo 2,0% para uso e ocupação do solo e 5,0% para declividade. Os percentuais limites de tipos de solo não foram considerados, visto suas influências na espacialidade da bacia. Assim, para as classes com áreas inferiores a estes percentuais, ocorre a redistribuição das mesmas para categorias acima desses limites.

Considerando essa contextualização, o modelo apresenta uma aplicação abrangente para quantificar e prever os impactos do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas, com ênfase em seu ciclo hidrológico. Especificamente, o SWAT é um modelo concebido para avaliar os efeitos das práticas de manejo do solo sobre os recursos hídricos em escalas de bacia e sub-bacia hidrográfica. Ele utiliza dados amplamente disponíveis, como informações climáticas, propriedades do solo, topografia, vegetação e características do LULC, para simular processos físicos associados, tais como: os impactos do uso do solo sobre a qualidade da água, o transporte de químicos agrícolas, o ciclo de nutrientes, o movimento da água, sedimentos e cargas de agroquímicos em grandes bacias sem monitoramento, o crescimento de plantas/culturas, o ciclo do carbono, os componentes de roteamento, as cargas de pesticidas e bactérias, a contaminação em bacias hidrográficas agrícolas, a produção e transporte de sedimentos, a erosão na superfície e nos canais, o transporte de nutrientes e pesticidas, entre outros processos (LEI *et al.*, 2025). Além disso, os componentes hidrológicos simulados pelo modelo SWAT incluem a evapotranspiração, o escoamento superficial, a percolação, o escoamento subsuperficial (escoamento lateral), o escoamento subterrâneo (escoamento de base) e fluxo de retorno do aquífero raso, proporcionando uma representação abrangente dos processos hidrológicos e ambientais em bacias hidrográficas.

Neste estudo, o modelo SWAT foi aplicado para avaliar cenários de uso do solo e recuperação das APPs nas sub-bacia hidrográfica de interesse na série histórica. Para a configuração do modelo, foi integrada ao SIG uma interface gráfica do usuário, o QSWAT, por meio da extensão do *software* de geoprocessamento QGIS. A execução do modelo foi realizada utilizando a interface SWAT *Editor*, que permite ajustes detalhados e uma modelagem precisa, adaptável às características específicas da sub-bacia hidrográfica em estudo (TAL-MAON *et al.*, 2024). Com base em entradas hidrológicas, o SWAT permite analisar os impactos das mudanças LULC sobre a produção de vazão e escoamento superficial.

O escoamento superficial foi estimado pelo SWAT utilizando o método do número da curva (*SCS-CN*), desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais (NRCS, 1986; NEITSCH *et al.*, 2011, p.98; FUKUNAGA *et al.*, 2015). Esse método depende de dados de entrada de precipitação e do fator *CN* (*Curve Number*) que representa a permeabilidade de cada tipo de uso do solo. Um balanço hídrico diário é calculado para cada HRU e, posteriormente, agregado para a sub-bacia (PEREIRA *et al.*, 2016). O escoamento é então roteado através dos canais até o exutório, onde o balanço hídrico é calculado em unidades de profundidade (mm – milímetros). Como destacado por Souza (2016), o modelo SWAT tem sido amplamente utilizado com sucesso para avaliar os efeitos das

alterações climáticas e do LULC sobre inundações em bacias hidrográficas, principalmente pela sua capacidade de simular a produção de escoamento superficial de forma robusta e confiável.

4.3. Base de dados

O modelo SWAT, como anteriormente especificado, requer dados robustos de qualidade para entrada na simulação. A qualidade de dados é um fator relevante para reduzir as incertezas da modelagem, o que propõe a busca de bases de dados de alta precisão e compatível com o modelo selecionado. O SWAT necessita das principais informações que incluem os dados do terreno da área de estudo, tais como o mapeamento do uso e ocupação do solo, dados da pedologia e da elevação do terreno através do MDE. Por seguinte, dados climáticos são requeridos como *input* do modelo, incluindo dados diários de precipitação, velocidade do vento, umidade relativa, e temperaturas máximas e mínimas (NEITSCH *et al.*, 2011; PAZWASH, 2016; PEREIRA *et al.*, 2016; MA *et al.*, 2020; MAGARIÑOS, 2024). O Quadro 3 apresenta os dados utilizados na modelagem da sub-bacia como *inputs* do modelo SWAT, considerando a série histórica de 01/01/1992 a 31/12/2022.

4.3.1. Geoespacialização e mapeamento

Os dados geoespaciais utilizados neste estudo foram obtidos de bancos de dados governamentais e repositórios digitais disponíveis em formatos vetorial e matricial. As imagens de satélite foram adquiridas por meio da plataforma *Earth Explorer* da *United States Geological Survey* (USGS) com resolução espacial de 30 metros. A fim de realizar a análise histórica, foram utilizadas as imagens de satélite do Landsat - 5 para os anos de 1992 e 2002 através do sensor *Thematic Mapper* (TM), e Landsat - 8 para obtenção de imagens multiespectrais de 2012 e 2022 pelo sensor OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) para delimitação das mudanças no LULC ao longo dos 30 anos. O processamento dessas imagens foi realizado por técnicas de geoprocessamento em ambiente SIG para o tratamento e análise da superfície da sub-bacia hidrográfica, possibilitando a avaliação precisa dos fatores hidrológicos, identificação de áreas vegetadas e das zonas de risco associadas à dinâmica hidrológica local.

4.3.2. Elevação, pedologia e geomorfologia

Neste estudo, foram utilizados os dados do *Copernicus Global DSM 30m* através do *OpenTopography* para determinação do MDE, em vez de alternativas com resolução de 90m, somado com dados altimétricos disponíveis pelo Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA)

do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Consequentemente, foi possível classificar a declividade com base nos critérios da EMBRAPA, sendo: inclinações de 0-3% para relevo plano, 3-8% a suave ondulado, 8-20% a ondulado, 20-45% a forte ondulado, 45-75% montanhoso, >75% fortemente montanhoso/escarpado (EMBRAPA, 2018). No mesmo contexto, a área de estudo foi também classificada geologicamente e geomorfologicamente com os dados do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) do atual Serviço Geológico Brasileiro (SBG).

O levantamento pedológico foi sistematizado com base na classificação proposta pelo Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017), sendo posteriormente correlacionado com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado de São Paulo, elaborado em consonância com a Carta de Solos do Brasil da EMBRAPA (2018). Para a área de estudo, os solos foram tipificados como Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo, conforme descrito por Rossi (2017), sendo detalhados a partir de dados primários da EMBRAPA (2018), que especificam, respectivamente, os tipos Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd), e Argissolo Vermelho-Amarelo com características podzolizadas com cascalho (AVa). As características das unidades pedológicas foram delimitadas em um raio de 13,0 km da sub-bacia, sendo suas propriedades físicas e hidrodinâmicas compiladas e empregadas na parametrização do SWAT. As características texturais e estruturais dessas unidades encontram-se detalhadas no Apêndice A, conforme a classificação taxonômica de solos adotada pela EMBRAPA (2018) e no levantamento de Rossi (2017) para o estado federativo de São Paulo, destacando a ocorrência predominante de classes de Latossolos e Argissolos na sub-bacia. Ressalta-se que solo da área de estudo pertence majoritariamente ao grupo C, de acordo com informações cruzadas da EMBRAPA (2018) e USDA-NRCS (1986) da *United States Department of Agriculture – USDA*.

A partir do MDE, a delimitação da bacia hidrográfica foi realizada com a subsequente divisão em 54 sub-bacias com rede e densidade de drenagem de 297 km e 0,28 km/km, respectivamente. A rede de drenagem, previamente mapeada e corrigida com imagens de alta resolução do *Google Earth Pro*, foi incorporada ao processo para aumentar a acurácia da delimitação. Após a discretização das sub-bacias, estas foram subdivididas em 1.358 HRUs, com a reclassificação e sobreposição aos mapas de elevação, pedologia e uso do solo.

4.3.3. Uso e cobertura do solo

O uso e ocupação do solo da sub-bacia do Rio Sorocaba foi mapeado de acordo com as classificações da plataforma aberta do MapBiomias através de sua Coleção 8 para dados da superfície

nos intervalos de 30 anos (1992 – 2022), com resolução espacial de 30 metros. Os mapas de uso do solo dos anos 1992, 2002, 2012 e 2022 foram interpretados a partir de imagens de sensoriamento remoto *Landsat TM/ETM* através da classificação supervisionada, categorizado em 14 tipos diferentes de superfície. Posteriormente, os valores de *CN* foram calculados para cada ano da série com base nos mapas de uso do solo (Figura 6), tanto para o estado atual quanto para os cenários modelados. Ajustou-se os valores de *CN* para diferentes classes de LULC e, posteriormente, calculados os valores médios de *CN* ponderados para as respectivas classes de uso do solo modeladas (LIN *et al.*, 2017; BAL *et al.*, 2021)

4.3.4. Dados climáticos

Os dados hidrológicos de vazão (m^3/s) e precipitação (mm) foram obtidos por meio da varredura de 37 estações pluviométricas e 30 fluviométricas levantadas na área de estudo que compreendeu 16 municípios analisados a jusante e a montante, em função da série histórica pré-determinada (1992 – 2022), com resolução temporal diária e com menor número de falhas. Os dados foram compilados em planilha através do sistema de metadados disponibilizadas pela ANA (2024) (HidroWeb), pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE, 2020), metadados do INMET (2025), e juntamente com as informações presentes no Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SIGRH, 2025).

A base de dados pluviométricos foi disponibilizada pela ANA a partir das estações de identificação 2347059 (Sorocaba - Éden Piraju), 2347025 (Iperó), 2347060 (Salto de Pirapora) e 2347027 (Tatuí – Sarapu), localizadas externamente na área de influência da sub-bacia, enquanto a estação de Sorocaba incide internamente na bacia (Figura 5). Ressalta-se de que foram incluídas outras duas estações para preparação do modelo, mas as mesmas foram descartas automaticamente pelo SWAT através do Método de Proximidade Espacial Simples, restando 4 postos na área de influência da sub—bacia. Para calibração e validação do modelo, os dados fluviométricos foram obtidos da estação administrada pela ANA (Figura 5) – 62477100 (Corumbá – 1992 a 2022), localizada no leito do Rio Sorocaba respectivo aos municípios de Iperó – SP e Sorocaba – SP. Consequentemente, os dados de precipitação fornecem dados quantitativos da vazão na área de estudo, coletados a partir da estação fluviométrica disponível a jusante. Assim, as informações acerca da vazão de escoamento é um ponto chave para estimativas hidrológicas do modelo na sub-bacia hidrográfica.

Enquanto as informações acerca das temperaturas mínima e máxima ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar (Kj/m^2) e umidade relativa (%) foram adquiridas da estação meteorológica convencional de Sorocaba (83851), com coordenadas geográficas $-23,4261111^{\circ}$; $-47,5855555^{\circ}$, juntamente com as informações

disponibilizadas pelo INMET (2025). Por fim, a evapotranspiração potencial (ETp) foi calculada utilizando o Método de Penman–Monteith, conforme exposto nos estudos de Neitsch *et al.* (2011), Fukunaga *et al.* (2015), Júnior & Montenegro (2019) e Freitas *et al.* (2022).

Por fim, apesar de suas informações não serem entradas do modelo, o mapeamento das áreas de riscos às inundações foi utilizado para a avaliação das perdas por inundações nas 54 sub-bacias delimitadas pelo SWAT. Esse dado foi derivado do mapeamento de áreas de risco a escorregamentos e inundações no município de Sorocaba desenvolvidos para a Defesa Civil de Sorocaba (SOROCABA, 2005; IPT, 2014), a fim de mapear as áreas de maior probabilidade de ocorrências de eventos de extremos hidrológicos. De acordo com Sorocaba (2005, 2014), esse mapeamento tem como finalidade o fornecimento de subsídios técnicos necessários às ações articuladas pela Coordenadoria Estadual de Defesa Civil (CEDEC), em especial se destinando a identificação e posterior gerenciamento das situações de riscos associados a escorregamentos e inundações (BRASIL, 2012b, 2020). Assim, visando minimizar, prevenir acidentes e danos aos moradores de áreas identificadas como vulneráveis na sub-bacia.

	Variável / Categoria	Descrição do dado	Fonte	Escala
Geomorfologia	Geologia	Litoestratigrafia integrada do Brasil	SBG/CPRM	1:1.000.000
	MDE e topografia	Declividade e hipsometria, com delimitação das sub-bacias hidrográficas	TOPODATA e <i>OpenTopography</i>	1:15.000
	Pedologia	Unidades Pedológicas do Estado de São Paulo	EMBRAPA, IBGE e Mapa de Solos do Estado de São Paulo	1:5.000.000
LULC	Uso e cobertura do solo	Cobertura da sub-bacia hidrográfica em classes de uso do solo	MapBiomass	1:15.000
Meteorologia	Precipitação	Máximos e mínimos da série histórica pelas normais climatológicas do Brasil, com identificação de estações meteorológicas e pluviométricas disponíveis	DAEE e ANA - HidroWeb	Diária
	Temperatura		INMET	Diária
	Umidade relativa			Diária
	Radiação Solar			Diária
Hidrologia	Hidrografia	Composição do sistema de drenagem da bacia hidrográfica com identificação de áreas propícias a inundações e das estações de medição de vazão disponíveis	SIGRH	1:50.000
	Vazão de escoamento		DAEE e ANA - HidroWeb	-
	Áreas de risco a inundação		Áreas de riscos à inundação da Defesa Civil	1:15:000

Quadro 3 – Atributos geoambientais e climáticos utilizados no modelo

Fonte: o autor (2026).

4.4. Simulação de cenários

As APPs foram legalmente delimitadas conforme o disposto no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012a), devendo ser mantidas conforme os critérios estabelecidos no item 2.4. Nesse contexto, a simulação de cenários de restauração florestal nessas áreas permitiu quantificar a redução do escoamento superficial e, consequentemente, avaliar os efeitos hidrológicos associados à mitigação do risco de inundações (LIU *et al.*, 2017) na sub-bacia do Rio Sorocaba, principalmente nas zonas urbana e periurbana.

Os cenários foram construídos com base na espacialização de dados, identificando sub-bacias com maior potencial para restauração das APPs em função de áreas mais susceptíveis a riscos de inundação ao longo do canal do Rio Sorocaba. Para a avaliação dos impactos hidrológicos associados à conversão florestal na sub-bacia do Rio Sorocaba, foram desenvolvidos cenários de recuperação progressiva da cobertura florestal ao longo da drenagem do canal principal em função dos padrões históricos do uso do solo.

4.4.1. Recuperação da mata ciliar

As áreas destinadas à recuperação foram previamente selecionadas com base em critérios hidrológicos, considerando o sistema de drenagem das sub-bacias delimitadas pelo modelo SWAT. A partir dessa delimitação, os cenários foram estruturados com o propósito de quantificar os impactos hidrológicos associados à variação na largura das faixas de APPs, especificamente sobre a geração de escoamento superficial e vazão média na sub-bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, sob diferentes condições de LULC.

Foram delimitadas faixas de APPs com largura uniforme de 50 metros em ambas as margens do curso d'água do canal principal do Rio Sorocaba, conforme os critérios estabelecidos por BRASIL (2012a) a qual determina a largura mínima, cujo corpo d'água sob análise varia de 20 a 40 metros de largura do canal. A partir dessa delimitação, foram simulados dois cenários contrastantes de uso do solo nas APPs: (i) cenário de conservação, no qual a faixa marginal é mantida com a vegetação ciliar existente, ainda que sob grau de antropização; e (ii) cenários de restauração, na qual a faixa é considerada como recuperada por vegetação florestal nativa, caracterizando uma condição de cobertura ideal para fins de proteção hidrológica.

Portanto, foram delineadas duas configurações de recuperação, a saber: (a) conversão de 50% da área impermeável e/ou antropizada para formação florestal, com a tipologia vegetacional

correspondente às APPs; e (b) conversão de 100% da área impermeável/antropizada para APP revegetada. Estes cenários implicam, respectivamente, na ampliação das faixas em conformidade com as disposições legais do BRASIL (2012a).

Realizou-se a conversão dos *pixels* correspondentes às áreas antropizadas/impermeabilizadas das sub-bacias, conforme o mapa inicial de LULC (2022), amostrando as regiões que seriam posteriormente convertidas em vegetação florestal. As proporções de cada tipo de uso foram mantidas conforme observado, com o intuito de preencher a proporção de cobertura florestal nos cenários de recuperação, correspondendo a 100% e 50% de cobertura florestal restaurada, respectivamente (HORTON *et al.*, 2021). O Quadro 4 apresenta os cenários estabelecidos para a simulação.

Quadro 4 – Cenários de recuperação de zonas ripárias

Código	Cenário	Descrição da condição
CA	Conservação atual	Conservação / preservação das faixas de APP com base nos mapas LULC dos anos 1992 – 2022.
RP	Recuperação parcial	Recuperação de 50% da faixa de APP (25m) com base no mapa LULC para 2022.
RI	Recuperação integral	Recuperação de 100% da faixa de APP (50m) com base no mapa LULC para 2022.

Fonte: o autor (2026).

O primeiro cenário, denominado "Conservação Atual - CA", reflete a estratégia voltada para a preservação/conservação das condições atuais das áreas ripárias em face da expansão urbana e atividades rurais ao longo do sistema de drenagem. Neste cenário, são observadas faixas de APP em estágio de degradação, de extensão reduzida ou até mesmo ausentes, evidenciando a pressão antrópica sobre essas áreas protegidas.

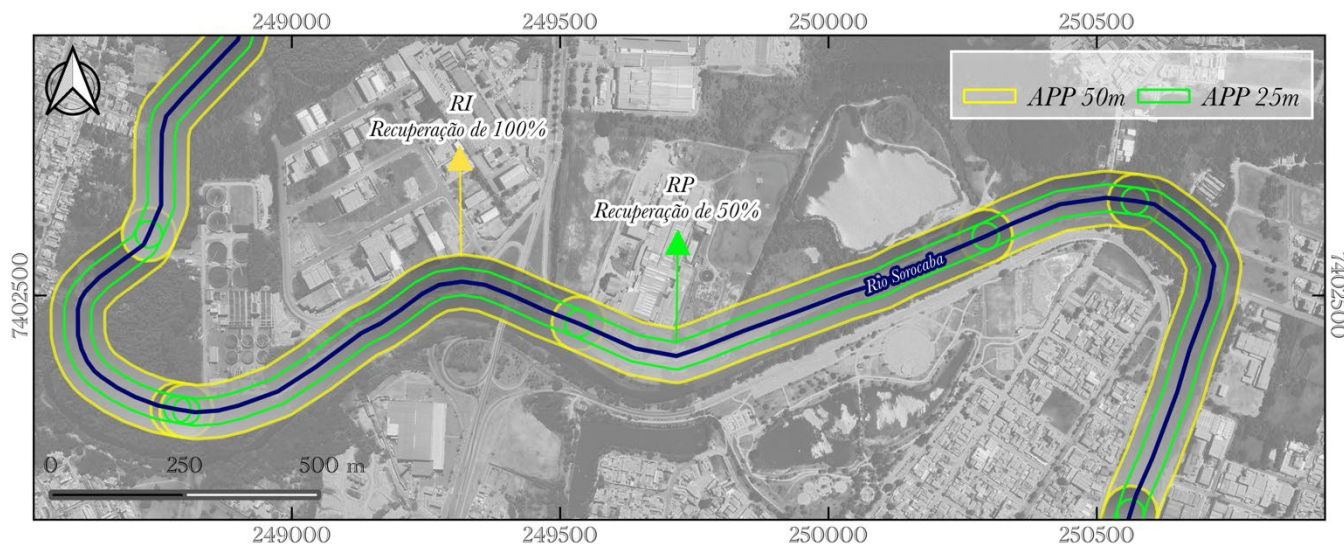
O segundo cenário, denominado "Recuperação Parcial - RP", contempla a estratégia de incremento da cobertura florestal na sub-bacia hidrográfica, mediante a restauração parcial (50% - 25m) da vegetação ripária nas faixas de drenagem dos corpos hídricos, visando a recuperação funcional dos ecossistemas ripários em termos da redução do escoamento superficial.

Por fim, o terceiro cenário, doravante denominado "Recuperação Integral - RI", configura a hipótese de conformidade plena com o a Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a), na qual a totalidade das APPs legalmente delimitadas ao longo da rede de drenagem da sub-bacia foram completamente restauradas (100% - 50m), promovendo a reconstituição das funções hidrológicas e mitigação de eventos de cheias.

As simulações hidrológicas de vazão e escoamento superficial foram executadas com base em três distintas configurações de LULC, considerando a compartimentação das sub-bacias e o período

histórico de 1992 a 2022. As configurações modeladas incluíram: (i) o cenário de referência, correspondente à situação atual de ocupação (Cenário CA), caracterizado por cobertura florestal fragmentada nas APPs; (ii) o cenário de recuperação parcial da vegetação ripária (Cenário RP); e (iii) o cenário de restauração integral da cobertura florestal nas APPs conforme os limites estabelecidos pelo Código Florestal (Cenário RI). A Figura 8 exemplifica as faixas de recuperação definidas nos cenários de simulação.

Figura 8 – Cenários de recuperação da mata ciliar no canal do Rio Sorocaba



Fonte: o autor (2026).

Para esses cenários alternativos adotados, foram elaboradas diferentes cartas de LULC, utilizadas como entrada no modelo (Figura 6). As matrizes *raster* geradas, contendo os valores codificados para as classes de uso do solo, foram integradas ao mapa de uso atual, permitindo a representação espacial dos diferentes arranjos de cobertura. Perante este processo, foi feita a suposição de que os cenários de uso do solo anteriores a 2022 permaneceram, enquanto os cenários de recuperação parcial e total das APPs permanecerão o mesmo na próxima década após 2022. Com base nessa premissa, foram definidos dois cenários para o ano de 2022 (RP e RI), considerando a intensificação da expansão urbana e rural observada na área de estudo.

Salienta-se que em vez de converter áreas antropizadas (e.g., culturas agrícolas, áreas impermeáveis, edificações, etc.) em florestas, optou-se por manter os usos originais nas áreas selecionadas para CA, a fim de avaliar um cenário mais próximo da realidade nos locais de implementação de projetos de recuperação. Em contraste, nos cenários RP e RI, procedeu-se à substituição dos usos antrópicos por cobertura florestal nas APPs, em conformidade com os

procedimentos metodológicos descritos por Zarnott *et al.* (2020) e Freitas *et al.* (2022), visando simular estratégias de restauração ecológica em diferentes níveis de intensidade espacial.

4.4.2. Simulação hidrológica

A modelagem hidrológica foi desenvolvida com o propósito de representar cenários contrastantes de conservação e manejo sustentável do uso do solo, visando avaliar a resposta hidrológica da sub-bacia frente a distintos níveis de recomposição da cobertura vegetal das APPs. A análise concentrou-se na influência dessas variações sobre a dinâmica do escoamento superficial, com foco na atenuação de picos de vazão e na mitigação de impactos hidrológicos extremos em bacias urbanizadas (ZARNOTT *et al.*, 2020).

Conforme especificado na Seção 4.3, os dados fisiográficos e climáticos foram empregados como parâmetros de entrada no modelo hidrológico SWAT. Os dados climáticos, organizados em arquivos de texto (.txt), foram integrados ao banco de dados do SWAT para representar variáveis meteorológicas em resolução temporal diária. Visando a estabilização dos processos hidrológicos simulados, foi configurado o parâmetro NYSKIP, correspondente ao número de anos de aquecimento do modelo, adotando-se o valor mínimo recomendado de cinco anos anteriores à série (1987 – 1991) para assegurar a consistência dos resultados durante a fase de simulação (CARREIRO *et al.*, 2025).

Finalmente, foram simuladas as condições de precipitação equivalentes à série histórica e às áreas de inundação em 2022 para investigar os resultados dos diferentes cenários de recuperação florestal. As saídas hidrológicas consistiram em dados fluviométricos para cada configuração simulada, possibilitando a avaliação comparativa da resposta hidrológica no balanço hídrico da bacia frente às distintas estratégias de restauração das APPs.

Após a classificação temática das unidades de LULC, os dados relativos à vegetação foram incorporados ao modelo SWAT com base na base de dados interna do próprio modelo, conforme metodologia descrita por Júnior & Montenegro (2019), Moura *et al.* (2025) e Freitas *et al.* (2022), e consulta à Rossi (2012). Os códigos de uso do solo empregados nas simulações (TEXAS A&M, 2012) estão detalhados no Quadro 5. Para a configuração dos cenários RP e RI da APP do Rio Sorocaba, todas as classes correspondentes a florestas plantadas, áreas agrícolas, pastagens e zonas urbanas consolidadas foram reclassificadas como “FRSE” (florestas perenes/*forest evergreen*) no banco de dados do SWAT, em conformidade à Resolução CONAMA nº 429 (BRASIL, 2011). Essa reatribuição teve como finalidade representar, de forma parametricamente consistente, as características ecofisiológicas e hidrológicas associadas à vegetação ripária de florestas tropicais úmidas e coníferas,

em conformidade com os parâmetros de referência de restauração ecológica (BRASIL, 2011; BRASIL, 2012a).

Quadro 5 – Relação de códigos internos do SWAT em função das classes de uso do solo

LULC	Código SWAT	Descrição
Afloramento Rochoso	<i>SWRN</i>	Áreas recobertas por vegetação perene de baixo desenvolvimento (<i>Little Bluestem - Schizachyrium scoparium</i>), típica de ambientes rochosos e pradarias.
Agricultura	<i>AGRL</i>	Áreas agrícolas genéricas, englobando a cultura de café, e as lavouras temporárias e perenes na sub-bacia.
Áreas úmidas	<i>WETL</i>	Áreas naturalmente alagadas, denominadas “wetlands”, recobertas por capim (<i>switchgrass</i>), indivíduo de flora usada em faixas de proteção ribeirinhas e retardar o fluxo de águas superficiais.
Área urbana de alta densidade	<i>URHD</i>	Áreas residenciais recobertas por superfície impermeável, alto grau de antropização e intervenção no meio natural. Código aplicado à área urbana da sub-bacia.
Áreas urbanas de baixa densidade	<i>URLD</i>	Áreas residenciais representativas de zonas rurais e metropolitanas, com baixo à médio grau de antropização, usos mistos do solo e outras áreas não-vegetadas na sub-bacia.
Cana-de-açúcar	<i>SUGC</i>	Áreas recobertas pelo cultivo da monocultura da cana (<i>Saccharum officinarum</i>).
Corpos d'água	<i>WATR</i>	Relativo à hidrografia, tais como os rios, córregos, lagos e lagoas.
Florestas nativas	<i>FRSE</i>	Áreas florestais perenes e densas, com presença da vegetação nativa de Mata Atlântica, como a mata ciliar.
Florestas plantadas	<i>EUCA</i>	Silvicultura, englobando áreas de florestas plantadas como o <i>Eucalyptus spp.</i> e <i>Pinus spp.</i>
Pastagem	<i>PAST</i>	Áreas predominantemente recobertas por gramíneas (grama-bermudas – <i>Cynodon dactylon</i>), braquiárias e vegetação rasteira, caracterizadas por pastagens com baixa presença de vegetação.
Soja	<i>SOYB</i>	Áreas recobertas pelo cultivo da monocultura da soja (<i>Glycine max</i>).

Fonte: o autor (2026). Adaptado de Júnior & Montenegro (2019) e Freitas *et al.* (2022).

Para avaliar os efeitos do LULC sobre a vazão (m^3/s) e escoamento (mm) da sub-bacia do Rio Sorocaba, as simulações foram divididas em seis períodos de simulação: 1992–2002 (CA, T_1), 2002–2012 (CA, T_2), 2012–2022 (CA, T_3), 2022 (CA, T_4 ; RP, T_5 ; RI, T_6), como discretizado no Quadro 6 abaixo. Os mapas de LULC da sub-bacia nos anos 1992, 2002, 2012 e 2022 foram utilizados para representar os padrões do uso do solo nesses quatro períodos.

O ano de 2022, e os anos subsequentes, foi reconhecido como o ponto crítico para a delimitação dos impactos das atividades antropogênicas na sub-bacia, especialmente em função do aumento de ocorrências de eventos hidrológicos extremos, como as inundações. Nesse contexto, propôs-se a segmentação temporal dos impactos na resposta hidrológica em dois períodos distintos: de 1992 a 2022, com foco nas alterações causadas pelas modificações no LULC (cenários CA), e a partir de 2022

(RI e RP), com ênfase nas mudanças relacionadas aos eventos hidrológicos extremos. Para avaliar esses cenários, o modelo SWAT foi calibrado de forma sequencial, alterando um único fator (LULC) por vez, enquanto os demais parâmetros hidrológicos e físicos do modelo foram mantidos constantes, permitindo isolar os efeitos diretos das mudanças no uso da terra e dos eventos climáticos extremos na dinâmica do escoamento.

Quadro 6 – Cenários temporais de uso do solo e recuperação da mata ciliar para avaliação da vazão e escoamento superficial

Código	Período	Ano	Vazão simulada	Descrição do período vs. cenário
CA	T_1	1992	$\Delta Q = Q_{f,C(2002)} - Q_{i,C(1992)}$	Simulação das vazões considerando o LULC com condição atual das APPs em 30 anos.
	T_2	2002	$\Delta Q = Q_{f,C(2012)} - Q_{i,C(2002)}$	
	T_3	2012	$\Delta Q = Q_{f,C(2022)} - Q_{i,C(2012)}$	
	T_4	2022	$\Delta Q = Q_{i,C(2022)}$	Determinação da vazão base de 2022 sob o cenário conservacionista das APPs.
RP	T_5	2022	$\Delta Q = Q_{f,RP(2022)} - Q_{i,C(2022)}$	Determinação da vazão na recuperação parcial (50%) da APP do Rio Sorocaba em 2022 em comparação ao cenário atual.
RI	T_6	2022	$\Delta Q = Q_{f,RI(2022)} - Q_{i,C(2022)}$	Determinação da vazão considerando a recuperação completa (100%) da APP em 2022 em comparação ao cenário atual.

Fonte: o autor (2026).

O presente estudo busca analisar a variação de vazão e escoamento a partir das alterações no LULC pela recuperação parcial e integral das APPs no sistema de drenagem no ano de 2022, visando amortecer os picos de cheia. E trazer a comparação com os demais anos passados (1992 – 2012) devido ao aumento drástico da malha urbana e usos antrópicos. Desta maneira, a fim de calcular a variação de vazão entre os seis cenários especificados (Quadro 6) nas simulações do SWAT, adotou-se a análise de diferenças percentuais pela variação relativa entre os cenários das condições finais e iniciais (MA *et al.*, 2020), expressa como:

$$Q = f[(T, L(CA, RP, RI))] \quad Eq. (2)$$

$$\Delta Q(T_i) = Q_{f(i)} - Q_{i(i)} \quad Eq. (3)$$

$$\Delta Q(\%) = \frac{\Delta Q(T_i)}{Q_{f(i)}} * 100. \quad Eq. (4)$$

onde Q é a profundidade do escoamento superficial (mm), $Q_{f(i)}$ é a vazão final do ano i , $Q_{i(i)}$ é a vazão inicial do ano i , CA a condição atual da cobertura do solo com conservação das áreas ripárias (1992 – 2022), RP e RI são as condições de recuperação parcial e total das áreas ripárias (2022), L é adotado como expressão representativa a mudança no uso e cobertura da terra (LULC), T_i é o período (ano) modelado.

Portanto, o ano de 2022 foi estabelecido como ponto de inflexão para a análise dos impactos antrópicos no regime hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba. Com base nisso, o mapa de LULC referente a 2022 foi adotado como referência para a simulação de cenários progressivos de conservação e restauração florestal, considerando-se a incidência de eventos hidrológicos extremos na área de estudo. Essa abordagem permitiu a análise comparativa das vazões médias e escoamento anual ao longo da série sob distintas projeções de conversão de cobertura florestal, além de possibilitar a estimativa dos impactos hidrológicos decorrentes da expansão urbana contínua sobre a magnitude e frequência de eventos de inundação severa ao longo do canal do Rio Sorocaba.

4.5. Análise de sensibilidade global

Inicialmente, para a execução das etapas de simulação inicial, calibração e validação do modelo SWAT, foram consolidadas séries temporais de dados hidrometeorológicos, incluindo fluviometria e pluviometria, na série histórica de 1992 a 2022. Esses dados foram empregados na parametrização do modelo, possibilitando a simulação do comportamento hidrológico da sub-bacia. Então, foram inseridos os arquivos do gerador climático (*Weather Generator – WGEN*) e o arquivo contendo as estações pluviométricas selecionadas. Posteriormente, obteve-se a simulação inicial sem calibração da vazão para a sub-bacia delimitada pelo modelo. Os resultados dessa etapa foram comparados com os valores de vazão observada na estação fluviométrica a jusante. A modelagem inicial indica se o modelo apresenta valores satisfatórios sem a necessidade de um processo de calibração, ou se os parâmetros precisam ser ajustados para as características biofísicas da bacia.

Após a simulação inicial, procedeu-se à análise de sensibilidade global com o propósito de quantificar a contribuição relativa dos parâmetros na variabilidade da resposta hidrológica simulada pelo modelo. A sensibilidade foi estimada por meio da formulação de um sistema de regressão linear múltipla, no qual os coeficientes padronizados permitiram avaliar a magnitude e a direção da influência de cada parâmetro no conjunto de 500 interações adotadas. A definição do conjunto de parâmetros candidatos à calibração (Quadro 7) foi fundamentada em uma revisão sistemática da literatura referente à aplicação do modelo SWAT em bacias tropicais do sudeste brasileiro (LELIS *et al.*, 2012; BRESSIANI *et al.*, 2015; FUKUNAGA *et al.*, 2015; FRANCO & BONUMÁ, 2017), com ênfase em estudos conduzidos em bacias interioranas do estado de São Paulo, contexto climático e fisiográfico análogo à área investigada (PEREIRA *et al.*, 2014; VEIGA *et al.*, 2019; ALMEIDA *et al.*, 2020; MOURA *et al.*, 2025).

Quadro 7 – Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregado para a calibração

Parâmetro	Descrição	Intervalo de variação	Método adotado
ALPHA_BF	Fator de resposta do aquífero (<i>base flow</i>) – controle de recessão do escoamento de base, importante variação em secas ou transição de clima.	0,1 a 0,9	Adição (a)
CN2	<i>Curve Number</i> II – Controle de escoamento superficial, principalmente em bacias agrícolas e urbanizadas.	-20% a +20%	Multiplicação (r)
CNCOEF	Coefficiente de CN da evapotranspiração da vegetação	0,5 a 1,0	Multiplicação (r)
DEEPST	Profundidade inicial de água no aquífero profundo	1.500 a 2.500	Adição (a)
ESCO	Fator de evaporação do solo – ajusta a taxa de evapotranspiração do solo, cuja variação é relevante em clima úmido subtropical.	0,5 a 1,5	Substituição (v)
GW_DELAY	Atraso de recarga ao aquífero raso – tempo entre a infiltração significativa e início de contribuição ao escoamento de base.	1 a 365 dias	Adição (a)
GWQMN	Limite mínimo de água no aquífero para contribuição ao escoamento de base (mm H ₂ O) – define quando o escoamento de base inicia, sendo marcante em bacias de contribuição subterrânea.	0 a 5000 mm	Adição (a)
GW_REVAP	Coefficiente de re-evaporação da água subterrânea	0,02 a 0,2	Multiplicação (r)
RCHRG_DP	Fração de percolação do aquífero profundo (mm)	0,02 a 0,5	Multiplicação (r)
REVAPMN	Profundidade limite de água no aquífero raso para ocorrência de percolação (mm)	0 a 500	Adição (a)
SHALLST	Profundidade inicial de água no aquífero raso	1000 a 2000	Adição (a)
SOL_AWC	Disponibilidade de água no solo: influencia na infiltração e escoamento, cuja alta variação é maior observada em solos tropicais e subtropicais.	-30% a +30%	Multiplicação (r)
SOL_BD	Densidade aparente do solo (g·cm ³)	-0,5 a 0,5	Multiplicação (r)
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo - capacidade do solo saturado de transmitir água (mm/h)	0,001 a 1,0	Multiplicação (r)

Fonte: o autor (2026). Adaptado de Veiga *et al.* (2019), Carreiro (2024) e Moura *et al.* (2025)

A análise de sensibilidade, e posterior calibração do modelo hidrológico, foi realizada por meio do algoritmo *SUFI-2* (*Sequential Uncertainty Fitting Version 2*), implementado na interface *SWAT-CUP* (*SWAT Calibration and Uncertainty Procedures*), vinculada ao modelo SWAT (ABBASPOUR *et al.*, 2007; BOONGALING *et al.*, 2018; JÚNIOR & MONTENEGRO, 2019; MARHAENTO *et al.*, 2019; CHIM *et al.*, 2021; CARREIRO, 2024; CARREIRO *et al.*, 2025). A análise de incerteza foi conduzida com base no intervalo de predição de 95% (95PPU — 95% Prediction Uncertainty), avaliando se os valores simulados de vazão e escoamento englobam adequadamente os dados observados. A avaliação da sensibilidade paramétrica foi conduzida no ambiente *SUFI-2* por meio de

uma análise estatística baseada na regressão múltipla entre as variações amostrais dos parâmetros e os valores resultantes da função objetivo adotada. Nesse procedimento, o algoritmo estima para cada parâmetro os coeficientes *t-stat* e *p-value*, derivados da matriz jacobiana aproximada construída ao longo das 500 iterações. O *t-stat* quantifica a intensidade da influência de cada parâmetro sobre a resposta hidrológica simulada, refletindo a razão entre o coeficiente de regressão e seu erro padrão, enquanto o *p-value* expressa o nível de significância estatística associado a essa influência dentro do conjunto de amostras geradas. Assim, valores absolutos elevados de *t-stat* e *p-value* próximos de zero indicam parâmetros altamente sensíveis, com contribuição dominante para a variabilidade da função objetivo (ABBASPOUR, 2007; CARREIRO, 2024).

Os valores finais dos parâmetros calibrados foram definidos no *SWAT-CUP* a partir de três métodos de alteração: multiplicação (r), em que o valor inicial do parâmetro é ajustado por uma variação percentual (redução ou aumento); substituição direta (v), na qual o valor do parâmetro é substituído por outro dentro da faixa de variação estabelecida; e adição (a), em que um valor definido na faixa estipulada é somado ao valor inicial.

O Quadro 7 mostra o método adotado para cada parâmetro nesta pesquisa, e sintetiza os parâmetros submetidos à análise de sensibilidade e os respectivos intervalos de perturbação empregados nas iterações do *SUFI-2*.

4.6. Calibração e validação do modelo

Após a análise de sensibilidade, na qual foram identificados os parâmetros de maior influência sobre a resposta hidrológica, procedeu-se à etapa de calibração automática para a simulação da vazão e escoamento. A calibração consistiu no ajuste iterativo dos parâmetros sensíveis de modo a maximizar a concordância estatística entre as vazões simuladas e observadas (ARNOLD *et al.*, 2012). Esse processo foi aplicado para a bacia de contribuição do posto fluviométrico de Corumbá (Figura 5), considerando o período de 1998 a 2004. A calibração foi conduzida por meio de 500 iterações utilizando o algoritmo *SUFI-2*, empregando os mesmos métodos, estrutura de busca e intervalos de variação definidos previamente na análise de sensibilidade. Concluída a etapa de calibração, a validação foi conduzida com a série temporal que compreende de 2009 a 2012.

A calibração e validação do modelo foram realizadas com base na vazão média mensal observada do Rio Sorocaba, visando à adequada reprodução dos processos hidrológicos predominantes, em detrimento da escolha de vazões diárias devido a capacidade atual de processamento de dados. Com o modelo base ajustado, foram simulados cenários alternativos de uso e cobertura do solo, considerando a recomposição das APPs. Todos os cenários foram parametrizados

utilizando os mesmos coeficientes de calibração do modelo base, garantindo consistência entre as simulações. Posteriormente, os cenários foram comparados quanto aos impactos sobre variáveis-chave do ciclo hidrológico (FREITAS *et al.*, 2022).

4.7. Análises estatística e avaliação do desempenho

Com o intuito de quantificar o desempenho preditivo do modelo SWAT durante os processos de calibração e validação, foram aplicadas métricas estatísticas consagradas na literatura técnico-científica, o *Nash-Sutcliffe Efficiency* – *NSE* (Eq.9), *Kling-Gupta Efficiency* – *KGE* (Eq.10) e *Percent Bias* – *PBIAS* (Eq.11). Essas métricas foram selecionadas por sua robustez na avaliação de modelos hidrológicos, permitindo mensurar, de forma integrada, a acurácia, a precisão e o viés sistemático das simulações em comparação aos dados observacionais (MORIASE *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2016; BOONGALING *et al.*, 2018; MARHAENTO *et al.*, 2019; BAL *et al.*, 2021; CHIM *et al.*, 2021; CARREIRO, 2024; MAGARIÑOS, 2024, CARREIRO *et al.*, 2025). A função objetivo definida na modelagem foi KGE, sendo maior representativa à bacia de estudo.

$$NSE = \sum_{t=1}^T \frac{(Qo^t - Qs^t)^2}{(Qo^t - \overline{Qo})^2} \quad Eq. (9)$$

onde $\overline{Qo}$ é a média das vazões observadas, Qm^t e Qo^t são as vazões simuladas e observadas no tempo t , respectivamente.

$$KGE = 1 - \sqrt{(r-1)^2 + (\alpha-1)^2 + (\beta-1)^2} \quad Eq. (10)$$

onde r é o coeficiente de correlação linear de Pearson, α é a razão entre os desvios padrões e β é a razão entre as médias das vazões observadas e simuladas.

$$PBIAS = \frac{\sum_{t=1}^T (Qs - Qo)}{\sum_{t=1}^T (Qo)} \times 100 \quad Eq. (11)$$

em que Qm e Qo são as vazões simuladas e observadas, respectivamente.

Neste estudo, o KGE foi selecionado como função-objetivo para avaliação final do desempenho do modelo. A adoção combinada dessas métricas proporciona uma avaliação criteriosa do modelo hidrológico, sensível tanto a valores extremos quanto a padrões médios de escoamento, permitindo inferências sobre a fidelidade das simulações sob múltiplos critérios estatísticos. As faixas de desempenho dessas métricas estão apresentadas no Quadro 8, que sintetiza os indicadores utilizados no presente estudo.

Quadro 8 – Indicadores utilizados na calibração, validação e avaliação do desempenho do modelo

Método adotado	Faixa de determinação	Desempenho
<i>NSE</i>		0,75 – 1 (Muito bom) 0,65 – 0,75 (Bom) 0,50 – 0,65 (Aceitável) < 0,50 (Insatisfatório)
<i>KGE</i>	$-\infty$ a 1 (1 = ajuste perfeito).	0,7 – 1,0 (Muito Bom) 0,5 – 0,7 (Bom) 0 - 0,5 (Aceitável) < 0 (Insatisfatório)
<i>PBIAS</i>	> 0 (superestimativa) e <0 (subestimativa)	0 – 10 (Muito bom) 10 – 15 (Bom) 15 – 25 (Aceitável) >25 (Insatisfatório)

Fonte: o autor (2026), via dados de Moriase *et al.* (2015).

5. RESULTADOS

Neste capítulo, apresentam-se os principais resultados obtidos a partir das simulações do modelo SWAT calibrado, considerando os parâmetros sensíveis previamente identificados e ajustados para as condições específicas da área de estudo. Os subcapítulos a seguir incluem: a avaliação do desempenho estatístico do modelo; a análise do balanço hídrico da sub-bacia em função das alterações LULC e dinâmica climática local; e a investigação do escoamento superficial e vazão média sob diferentes cenários LULC e de recuperação da mata ciliar. E finalmente, apresentando achados significativos dos riscos de inundação, indicando as sub-bacias mais suscetíveis que compõem a sub-bacia do Rio Sorocaba, e áreas prioritárias para conservação e recuperação da mata ciliar.

5.1. Desempenho do modelo calibrado

Os parâmetros selecionados para a área de estudo (Quadro 7) resultaram da identificação e varredura daqueles que apresentaram maior sensibilidade frente às condições hidrológicas observadas na sub-bacia. O Quadro 9 apresenta o ranqueamento dos parâmetros sensíveis e mais relevantes à área estudada, bem como os limites parametrizados (valores mínimos e máximos) e os valores ajustados no processo de calibração. Esses ajustes refletem a eficiente configuração do modelo para a reprodução das vazões observadas na sub-bacia.

Quadro 9 – Parâmetros mais sensíveis calibrados para o modelo SWAT da sub-bacia do Rio Sorocaba

Parâmetro	Ranking de sensibilidade	<i>t-stat</i>	<i>p-value</i>	Valor mínimo	Valor máximo	Valor ajustado
R_CN2.mgt	1°	-41,385	0,000	-0,5	0,2	-0,493
A_DEEPST.gw	2°	2,956	0,003	1.000,0	2.000,0	1081,32
A_ALPHA_BF.gw	3°	2,040	0,041	-0,05	0,05	-0,041
A_SHALLST.gw	4°	1,720	0,086	100,0	2.000,0	810,26
R_SOL_BD.sol	5°	1,405	0,160	-0,68	0,90	0,880
A_GWQMN.gw	6°	1,285	0,199	-142,72	3.392,72	3.331,45
R_CNCOEF.bsn	7°	1,186	0,235	0,5	0,75	0,710
R_SOL_K.sol	8°	-0,904	0,366	0,1	0,90	0,342
V_ESCO.hru	9°	-0,792	0,428	0,5	0,95	0,798
A_REVAPMN.gw	10°	-0,553	0,594	350,0	400,0	366,23
R_GW_REVAP.gw	11°	0,316	0,752	0,02	0,119	0,116
A_GW_DELAY.gw	12°	-0,222	0,824	1,0	50,0	35,54
R_SOL_AWC.sol	13°	-0,169	0,865	-1,0	0,25	-0,785
R_RCHRG_DP.gw	14°	0,133	0,894	0,02	0,5	0,150

Fonte: o autor (2026).

A análise de sensibilidade global dos parâmetros do modelo SWAT foi realizada no *SWAT-CUP* utilizando o algoritmo *SUFI-2* com 500 iterações, tendo como função objetivo o coeficiente de eficiência *KGE*. A avaliação do desempenho do modelo foi conduzida em escala mensal, considerando como métricas complementares o coeficiente *NSE* e o viés percentual *PBIAS*, sendo os resultados finais analisados a partir do escoamento total anual.

A sensibilidade dos parâmetros foi determinada com base nos valores do teste *t* (*t-stat*) e do *p-value*, em que parâmetros com maiores valores absolutos de *t-stat* e menores *p-values* indicam maior influência sobre a função-objetivo. Os resultados evidenciaram que o parâmetro CN2 (*R__CN2.mgt*) foi o mais sensível, apresentando o maior valor absoluto de *t-stat* (-41,385) e *p-value* próximo de zero, o que confirma sua elevada influência na simulação do escoamento superficial. Esse resultado indica forte dependência do modelo em relação ao método *SCS-CN* para a estimativa do escoamento em escala mensal, com efeitos diretos sobre a magnitude dos volumes simulados e, consequentemente, sobre métricas como *PBIAS*, além de impactar a variabilidade capturada por *NSE* e *KGE*.

O valor ajustado do CN2 de -0,493, correspondente a uma redução de aproximadamente 49,3% em relação ao valor de referência inicial, decorre de três fatores interdependentes identificados no processo de calibração. Primeiramente, os valores tabelados do método *SCS-CN* tendem a superestimar o escoamento superficial quando aplicados em escala de bacia hidrográfica, por não capturarem adequadamente as propriedades físicas locais do solo — em especial a capacidade de infiltração, a estrutura dos horizontes e as práticas de manejo (FUKUNAGA et al., 2015; GUO & SU, 2019). Em segundo lugar, a sub-bacia é predominantemente composta por Latossolos Vermelho-Amarelo e Latossolos Vermelhos distróficos, solos de grande profundidade e boa drenagem natural, que favorecem a infiltração e o armazenamento hídrico em maior grau do que os valores padronizados de CN sugerem — condição que, sem o ajuste, resultaria em superestimativa sistemática da vazão simulada. Por fim, a regulação artificial exercida pelo Reservatório do Itupararanga a montante atenua os picos de escoamento e sustenta as vazões mínimas, de modo que o modelo SWAT, sem representação plena da operação do reservatório, tende a compensar esse efeito regulador por meio do ajuste do CN2 (ARNOLD et al., 2012). O valor calibrado de -0,493 representa, portanto, o ponto de equilíbrio entre a correção da superestimativa do *SCS-CN* e a manutenção da coerência física do balanço hídrico, sendo validado pelo ganho expressivo de desempenho obtido após a calibração (*KGE* = 0,761; *NSE* = 0,605; *PBIAS* = 19,75%).

Em seguida, destacaram-se os parâmetros *A__DEEPST.gw* (*t* = 2,956; *p* = 0,003), *A__ALPHA_BF.gw* (*t* = 2,040; *p* = 0,041) e *A__SHALLST.gw* (*t* = 1,720; *p* = 0,086), associados às condições iniciais de armazenamento e à dinâmica do escoamento de base (recessão), evidenciando que a representação dos estoques subterrâneos e da persistência das vazões é relevante para reproduzir

o regime hidrológico mensal, sobretudo em períodos de transição e estiagem. Parâmetros com sensibilidade intermediária incluíram R__SOL_BD.sol, A__GWQMN.gw e R__CNCOEF.bsn, com *p-values* entre 0,160 e 0,235, sugerindo contribuição secundária de propriedades físico-hidráulicas do solo e do controle de *baseflow* para o desempenho global. Por outro lado, R__SOL_K.sol, V__ESCO.hru, R__REVAPMN.gw e R__GW_REVAP.gw apresentaram baixa sensibilidade ($|t| < 1$; $p \geq 0,366$), indicando influência limitada dos processos de condutividade, evaporação do solo e trocas por *revap* na função-objetivo para a escala temporal analisada.

Por fim, A__GW_DELAY.gw, R__SOL_AWC.sol e R__RCHRG_DP.gw exibiram os menores valores absolutos de *t-stat* e *p-values* elevados ($p = 0,824, 0,865$ e $0,894$, respectivamente), sendo identificados como os menos sensíveis, o que sugere reduzida capacidade da vazão mensal em restringir, de forma robusta, parâmetros relacionados ao atraso de recarga, capacidade de armazenamento disponível no solo e partição de recarga para o aquífero profundo.

A calibração dos parâmetros auxiliou na melhor do desempenho do modelo, conforme visualizado no Quadro 10, em que, no modelo não calibrado, as estatísticas apresentaram um desempenho ruim na reprodução dos processos hidrológicos da bacia hidrográfica. Enquanto o modelo calibrado apresentou desempenho bom a muito bom. Os indicadores de desempenho demonstram melhora expressiva do modelo SWAT ao longo das muitas etapas de modelagem. Na simulação inicial (pré-calibração), os resultados foram insatisfatórios, indicando baixa capacidade do modelo em reproduzir a variabilidade e a magnitude das vazões observadas, enquanto o KGE = 0,187 revelou fraca concordância global. Após a calibração, observou-se ganho substancial de desempenho, com KGE = 0,761 (Muito Bom), evidenciando ajuste adequado tanto da variabilidade temporal quanto dos volumes simulados. Na validação, o modelo manteve desempenho consistente, com KGE = 0,81 (Muito Bom), indicando boa capacidade preditiva e ausência de sobreajuste.

Quadro 10– Desempenho final do modelo SWAT calibrado para a sub-bacia do Rio Sorocaba

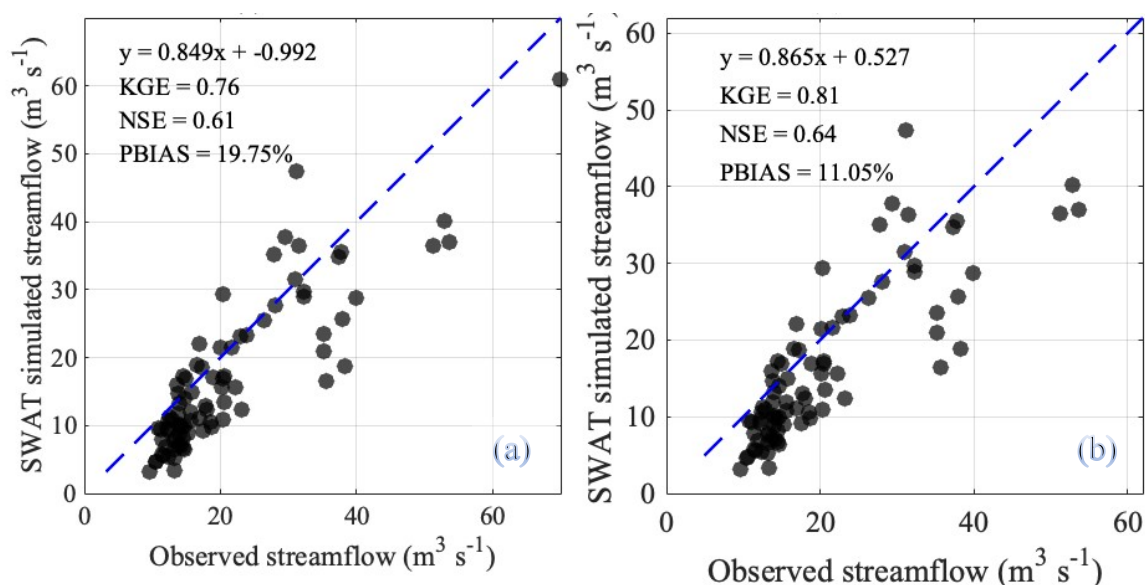
Etapa da modelagem	KGE		NSE		PBIAS	
	Valor	Desempenho	Valor	Desempenho	Valor (%)	Desempenho
Simulação inicial (pré-calibração)	0,187	Aceitável	-1,086	Insatisfatório	40,00	Insatisfatório
Calibração	0,761	Muito Bom	0,605	Aceitável	19,75	Aceitável
Validação	0,81	Muito Bom	0,64	Aceitável	11,05	Bom

Fonte: o autor (2026).

A Figura 9 abaixo representa a comparação entre vazões observadas e simuladas pelo modelo SWAT, com ajuste por regressão linear e indicadores de desempenho (KGE, NSE e PBIAS) para os cenários de calibração e validação. Os gráficos mostram que há tendência de super ou subestimativa,

principalmente no cenário de calibração, mas ainda dentro de faixa aceitável para aplicações em bacias com influência urbana e variabilidade climática. Enquanto a Figura 10 mostra as vazões observadas *versus* as simuladas no período pré-determinado.

Figura 9 – Desempenho do modelo SWAT por meio da relação entre vazões observadas e simuladas.



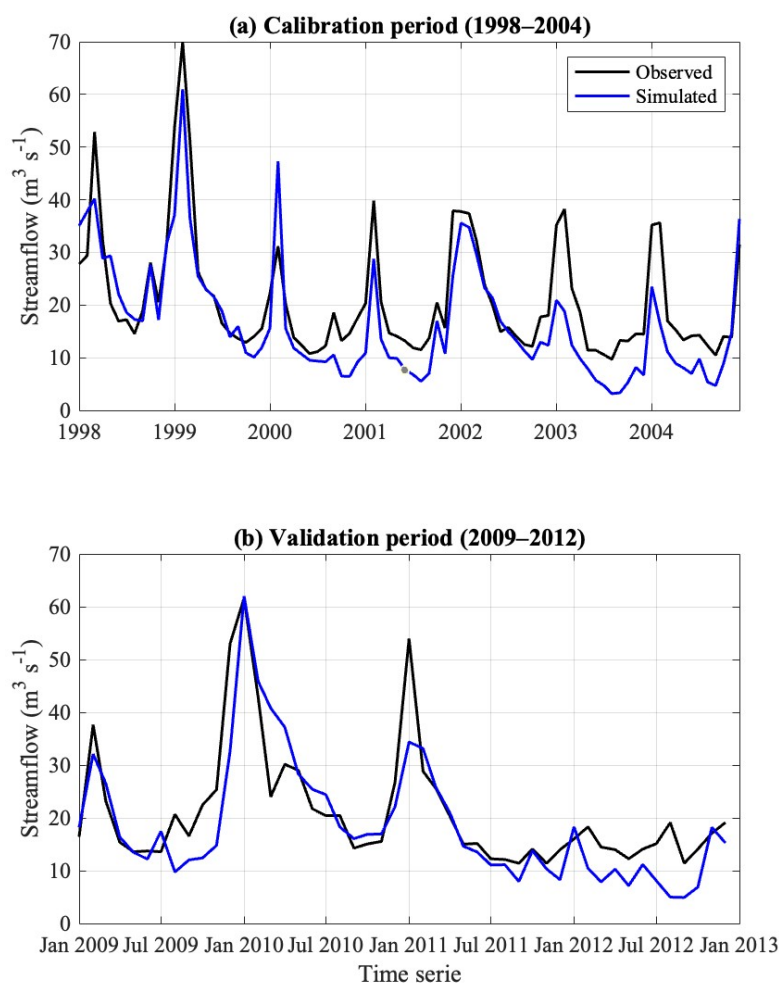
Vazões de escoamento observadas e simuladas nas etapas de (a) calibração e (b) validação na série temporal.

Fonte: o autor (2026).

De acordo com os achados deste trabalho, a sensibilidade de parâmetros relacionados ao escoamento de base, como ALPHA_BF e os estoques subterrâneos iniciais, destaca a importância do armazenamento e da liberação gradual de água durante o período seco, quando a vazão é sustentada majoritariamente por fluxos subsuperficiais. Parâmetros associados às propriedades físico-hidráulicas do solo apresentaram sensibilidade intermediária, atuando como moduladores da partição hídrica. Já parâmetros relacionados ao armazenamento interno do solo e à recarga profunda mostraram baixa sensibilidade, refletindo a limitada capacidade da vazão mensal em restringir processos de resposta lenta e elevada equifinalidade.

De forma geral, os resultados confirmam que o modelo calibrado apresenta desempenho satisfatório para simulação mensal de vazões na sub-bacia do Rio Sorocaba, atendendo aos critérios recomendados na literatura para aplicações hidrológicas ($\text{NSE} \geq 0,5$).

Figura 10 – Vazões observadas *versus* simuladas no SWAT calibrado à sub-bacia do Rio Sorocaba



Comparação do hidrograma observado com a simulação do SWAT para a etapa de (a) calibração no período de 7 anos e (b) validação para um período de 4 anos. Fonte: o autor (2026).

5.2. Alterações no uso do solo

A análise espacial com base na série histórica de dados disponíveis indica que a bacia hidrográfica se encontra majoritariamente recoberta por áreas urbanas consolidadas, as quais apresentaram uma taxa média de expansão de aproximadamente 28% por década, com um incremento mais expressivo observado a partir do ano de 1992 (53%). Atualmente, a mancha urbana ocupa cerca de 19,7% da área total da região de estudo, correspondendo a aproximadamente 209,6 km² de ocupação consolidada. Concomitantemente, verifica-se a expansão contínua das zonas periurbanas, caracterizadas por uma ocupação heterogênea do solo, com predomínio de usos residenciais e rurais, além da presença de atividades agropecuárias. Desde 1992, essas áreas constituem a principal classe de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba, que atualmente registra aproximadamente 346,6 km² de áreas antropizadas em zonas rurais do município.

Dessa forma, a sub-bacia do Rio Sorocaba, inserida nos limites administrativos do município, apresenta atualmente elevado grau de consolidação territorial, refletindo um processo intensivo de desenvolvimento rural e metropolitano, com implicações diretas na dinâmica hidrológica e no planejamento ambiental da região.

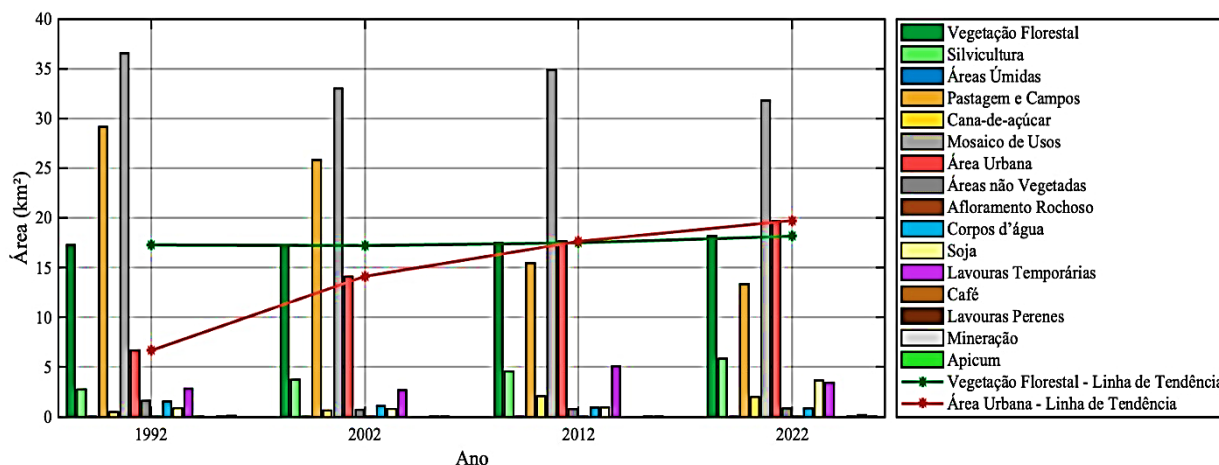
Na sequência, observa-se que as pastagens representam a principal tipologia de uso do solo nas áreas rurais da sub-bacia, totalizando 141,6 km² destinados predominantemente a atividades agropecuárias. Esse uso tem sido intensificado, em parte, pelo avanço de novos loteamentos impulsionados pela expansão do setor imobiliário. As áreas agrícolas também se destacam, abrangendo 97,7 km² ocupados por cultivos, o que corresponde a aproximadamente 9,2% da área total da sub-bacia. Além disso, a atividade de extrativismo vegetal está presente nas zonas rurais por meio da silvicultura, que representa cerca de 5,8% do território municipal, equivalente a 62,0 km² de florestas plantadas.

No que se refere às áreas naturais identificadas no mapeamento, observa-se a predominância de formações florestais densas, que totalizam aproximadamente 192,8 km², correspondendo a 18% da área da sub-bacia. Essas formações são, em grande parte, classificadas como áreas naturais legalmente protegidas (BRASIL, 2012a), abrangendo as Reservas Legais instituídas por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR), que exigem a conservação mínima de 20,0% da vegetação nativa nas propriedades rurais, bem como as APPs localizadas nas margens de cursos d'água. As demais áreas florestais resultam da fragmentação da paisagem e da permanência de remanescentes vegetais em diferentes estágios de regeneração. A análise da série histórica evidencia uma tendência positiva de incremento da cobertura florestal, com uma taxa média de crescimento de aproximadamente 5% por década, indicando avanços na conservação ambiental e na recomposição de vegetação nativa.

Dentre as demais classes de cobertura natural, destacam-se as áreas úmidas e apicuns, compostas por terrenos naturalmente alagáveis devido às características edáficas e pela proximidade de corpos hídricos de maior porte, como o Rio Sorocaba. Essas zonas alagadiças correspondem a uma fração mínima da sub-bacia, totalizando aproximadamente 0,072 km² (7,2 hectares). Adicionalmente, identificam-se áreas com ocorrência de afloramentos rochosos expostos à superfície, cuja representatividade espacial é ainda mais restrita, somando cerca de 0,012 km² (1,2 hectares). Ambas as categorias — áreas úmidas e afloramentos rochosos — possuem expressão territorial inferior a 0,1% da área total da sub-bacia, sendo consideradas insignificantes do ponto de vista da ocupação espacial. Por fim, os corpos hídricos permanentes (cursos d'água e massas d'água superficiais) apresentam uma área total de aproximadamente 9,33 km², o que corresponde a cerca de 0,87% do território municipal inserido na sub-bacia do Rio Sorocaba.

A Figura 11 a seguir representa graficamente as áreas ocupadas pelas classes do levantamento da sub-bacia do Rio Sorocaba, dando destaque as tendências de crescimento exponencial da área urbana e da vegetação florestal, apresentando uma antropização acelerada da bacia.

Figura 11 – Evolução histórica do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba (1992 – 2022)



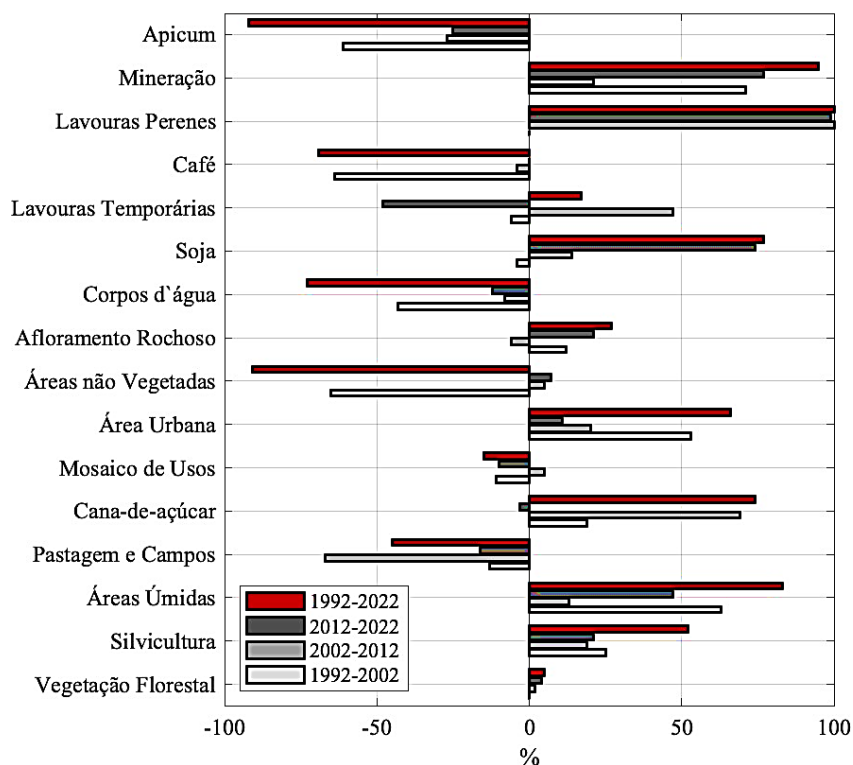
Fonte: o autor (2026).

Com base no mapeamento da cobertura do solo atual na sub-bacia, a análise temporal revela um panorama evolutivo das dinâmicas de ocupação ao longo dos últimos 30 anos. A Figura 12 ilustra as variações espaciais observadas na superfície da área de estudo, evidenciando os principais processos de alteração e transição entre classes de uso do solo. Os resultados da análise histórica indicam tendências positivas de incremento para a maior parte das categorias mapeadas, refletindo mudanças progressivas no padrão de uso e ocupação do território.

Nesse contexto, alguns setores agrícolas obtiveram as maiores variações percentuais em 30 anos no município em que a bacia se insere, destacando o aumento de 100% de áreas agrícolas classificadas como perenes, uma vez que até o ano base de 1992 essa categoria era inexistente. Assim, as áreas agrícolas permanentes ocuparam espaço de 7,0 ha a partir de 2022. No mesmo segmento, em seguida, um aumento significativo de culturas de cana-de-açúcar, com aumento significativo a partir de 1992 com acréscimo de 19% em área e subindo para 69% em 2012. Em seguida, temos a soja com aumento a partir de 2012 com crescimento de 14% em área, e 77% de aumento médio na série histórica. Referente a redução histórica no setor agrícola na sub-bacia, temos maior representatividade nas lavouras de café, com redução de -69% de representatividade desde 1992 até os dias atuais. A silvicultura, muito ligada à área rural do município, correlacionada aos processos agrícolas e

extrativistas, apresentou aumento de representatividade na última década, com significativo acréscimo de 25% entre 1992 e 2002, e média histórica de 52%.

Figura 12– Variação espaço-temporal do uso e ocupação do solo na sub-bacia



Fonte: o autor (2026).

Como anteriormente relatado, as pastagens e campos abertos possuem grande representatividade nas condições atuais da sub-bacia. Entretanto, essa cobertura perdeu, em média histórica, -45% de sua representatividade em 30 anos, cuja redução vem ocorrendo desde 1992, com registro de -13% de queda, -67% em 2002, e -16% em 2012. Isso vai de encontro a cobertura de áreas não vegetadas e mosaicos de usos antrópicos consolidados, com reduções de -91% e -15%, respectivamente.

Em um contexto de antropização, a área urbana foi a cobertura de maior tendência de crescimento histórico na sub-bacia (Figuras 11 e 12), com média histórica de 65% de aumento em 30 anos. O crescimento de infraestrutura urbana se iniciou na década de 90 pelos dados levantados, com 53% de aumento até 2002, 20% até 2012 e 11% até 2022. Em contraste, as áreas naturais apresentam resultados variáveis.

A vegetação nativa apresentou aumento na série histórica, mas com taxa lenta de crescimento, resumindo em acréscimo de 5% na área total nos últimos 30 anos. O aumento significativo da vegetação florestal se iniciou entre meados de 2012 a 2022, onde sua representatividade aumentou em

4% da área. Como apresentado na Figura 11, a vegetação florestal apresenta tendência positiva, com aumento inicial de 2% entre 2002 e 2012. Em seguida, temos o aumento significativo de áreas úmidas na bacia, com 83% de aumento em 30 anos de análise. Os afloramentos rochosos se mantiveram inalterados devido a seu alto grau de resiliência e baixa taxa de antropização. O cenário mais crítico se apresenta para a hidrografia da área de estudo, cujos cursos e demais massas d'água apresentaram queda de -73% na série histórica, destacando no intervalo entre 1992 e 2002 com redução de espelho d'água em -43%, seguindo de -8% entre 2002 e 2012, e -12% até 2022.

Portanto, através desta análise, os achados mostram variações espaço-temporais diversas para as coberturas de uso do solo, destacando-se, principalmente, o aumento das atividades rurais pela agricultura perene, da soja e cana-de-açúcar; em seguida das áreas urbanas consolidadas em expansão. E maior redução das culturas de café, de áreas de pastagem e corpos d'água.

5.3. Ocupação espaço-temporal em matas ciliares

Foram executadas seis simulações hidrológicas correspondentes às configurações de LULC entre os anos de 1992 e 2022, dentre os dois cenários prospectivos de restauração da vegetação ripária, RP e RI. A faixa de mata ciliar do Rio Sorocaba, em seu estado recuperado integralmente (RI – 50m) apresentaria uma faixa de 6,81 km² de área municipal interceptada pelo corpo d'água, em cenários hipotéticos de integral conservação. Nesse sentido, considerando o cenário CA da situação atual da conservação da APP do Rio Sorocaba, a faixa de 50 metros do rio se encontra 76% antropizada. Isto é, 58% da faixa da APP apresenta diferentes coberturas de uso classificadas como de uso misto, ou seja, antropizadas por áreas residenciais com pastagem e atividade agrícola; e 18% ocupada, atualmente, pela área urbana. Em contrapartida, a vegetação florestal ainda apresenta grande correspondência na faixa marginal do Rio Sorocaba, correspondendo a 28% da área total da APP deste rio na bacia.

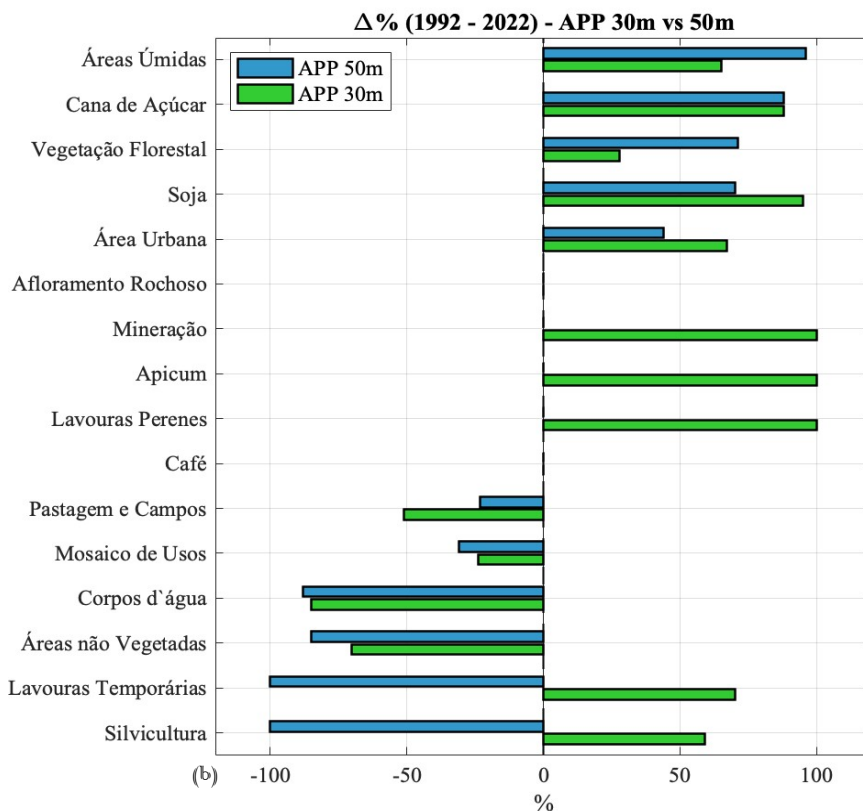
Em uma análise espaço-temporal nas mudanças superficiais na faixa de APP do Rio Sorocaba, os achados mostram tendências positivas de redução da pressão antrópica na vegetação nativa na série histórica (1992 – 2022). A vegetação florestal, característica das faixas de APP, obteve aumento de 71% em área ao longo do Rio Sorocaba entre 1992 e 2022, com maior tendência de acréscimo entre 2012 e 2022 com aumento de 44% na faixa marginal. Em seguida, as áreas úmidas apresentaram aumento histórico de 96% nas faixas de APP do Rio Sorocaba a partir de 2002. Por fim, a cultura da cana apresentou a maior pressão econômica nas áreas protegidas, com acréscimo na série histórica de 88% da área da cana em faixas de APP no Rio Sorocaba desde 1992. As demais áreas agrícolas e produtivas na zona rural da sub-bacia apresentaram decréscimo de ocupação na APP, com redução de

-23% de pastagem agropecuárias, -52% de florestas plantadas e -80% lavouras temporárias nos 50 metros de faixa de APP do Rio Sorocaba.

Em função da área urbana, esta sofreu grande aumento ao longo dos 30 anos de análise, em que a infraestrutura urbana e impermeável cresceu 44% de área inserida em APP do Rio Sorocaba, principalmente no que tange à malha urbana central do município de Sorocaba que cresceu exponencialmente ao longo do intervalo histórico, ocupando e pressionando as áreas de APP do curso d'água que cruza do centro urbano deste município. A ocupação da APP de 50m do Rio Sorocaba teve pico entre 1992 e 2002 com aumento da malha urbana na área protegida em 37%, 10% de aumento entre 2002 – 2012, e 1% de aumento até 2022. A Figura 13 apresenta as alterações no LULC nas faixas de mata ciliar.

Conforme observado na Figura 13, verifica-se menor pressão de ocupação na mata ciliar do Rio Sorocaba (faixa de 50 m) em comparação com seus afluentes (faixa de 30 m), os quais apresentam maior grau de degradação. Nesse sentido, em uma análise comparativa, a vegetação florestal associada aos afluentes mostra-se reduzida, não apenas em função da ocupação antrópica, mas também devido à menor extensão da faixa de proteção.

Figura 13– Ocupação histórica em Áreas de Preservação Permanente na sub-bacia do Rio Sorocaba



Variação do LULC em mata ciliar de: 30 metros para os afluentes (verde); e 50 metros para o canal principal (azul).

Fonte: o autor (2026).

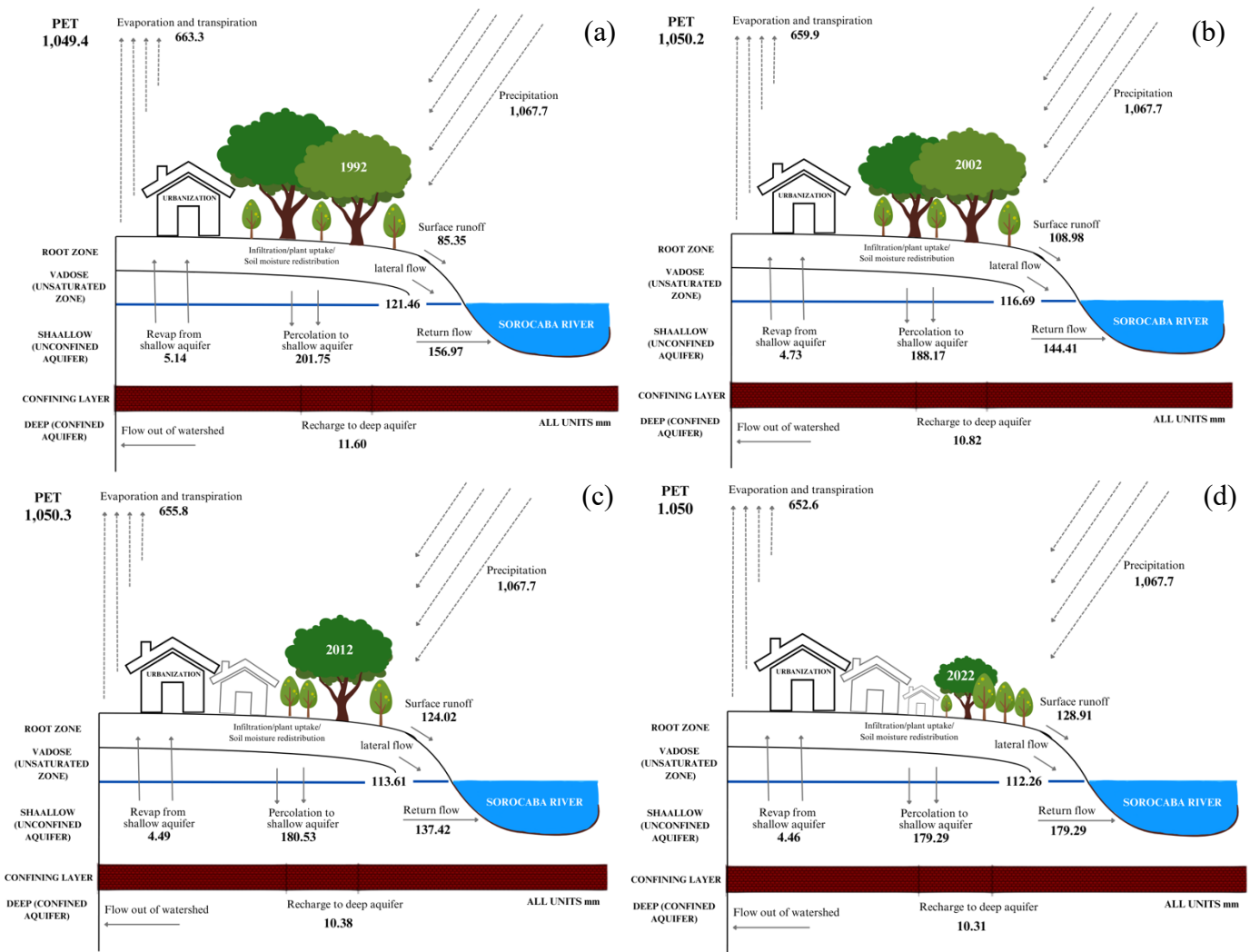
Ao longo de 30 anos, o acréscimo de vegetação florestal nos afluentes foi de 28%, valor inferior ao registrado no Rio Sorocaba. No mesmo período, observou-se expressivo aumento das atividades antrópicas: a silvicultura cresceu 59%, a cana-de-açúcar 88%, a área urbana 67%, a soja 95% e as lavouras temporárias 70%, além do surgimento de lavouras permanentes e focos minerários a partir de 2022. Em contrapartida, as áreas úmidas e classes correlatas apresentaram incremento de 65% na série histórica, comportamento semelhante ao observado no Rio Sorocaba. Em ambos os cenários, contudo, os corpos d'água sofreram redução significativa, com decréscimos de 85% nos afluentes e de 88% no canal principal, evidenciando a diminuição da lâmina d'água associada ao uso inadequado do solo na bacia hidrográfica.

5.4. Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba

Apesar da precipitação anual permanecer estável ao longo do período avaliado, mudanças substanciais foram observadas na partição interna dos fluxos hidrológicos entre 1992 e 2022 em função dos *outputs* gerados pelo SWAT para as alterações LULC temporais na sub-bacia. O valor precipitação gerado pelo SWAT indica uma precipitação média histórica de 1.067,7 mm, cujos resultados do balanço hídrico são apresentados conforme *inputs* do uso do solo e características do solo. A Figura 14 abaixo reproduz o balanço gerado pelo modelo para a série de 30 anos, dando destaque as alterações LULC na bacia do Rio Sorocaba em constante processo de urbanização.

O escoamento superficial apresentou aumento expressivo de 51,03% na série histórica, passando de 85,35 mm para 128,91 mm, indicando intensificação progressiva da geração de escoamento direto. Em contrapartida, as contribuições subsuperficiais apresentaram tendência de redução: o fluxo lateral diminuiu 7,58%, enquanto a percolação para o aquífero raso reduziu 11,13%, sugerindo menor infiltração e menor capacidade de redistribuição subsuperficial. A recarga do aquífero profundo também apresentou redução de 11,12%, reforçando a tendência de diminuição da reposição de águas subterrâneas. A evapotranspiração apresentou redução discreta de 1,61%, refletindo alterações graduais nos fluxos mediados pela cobertura vegetal. Embora o fluxo de retorno tenha apresentado redução até 2012, o valor observado em 2022 superou as condições iniciais, resultando em aumento global de 14,23% em relação a 1992. Esses achados vão de encontro com as alterações históricas LULC, cujos valores CN gerados pelo modelo para cada cenário apresenta alteração substancial da superfície, sendo na Figura 14 (a) um CN igual a 40,70 (b) 43,25, (c) 45,00, e (d) 45,51.

Figura 14 – Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba em função das alterações temporais no uso do solo



Cenários LULC em (a) 1992, (b) 2002, (c) 2012 e (d) 2022. Fonte: o autor (2026).

De forma integrada, os resultados indicam uma transição para um regime hidrológico mais dominado por processos superficiais, caracterizado pelo aumento da produção de escoamento direto e redução dos processos de armazenamento e transferência subsuperficial.

5.5. Análise da vazão e escoamento superficial na sub-bacia do Rio Sorocaba

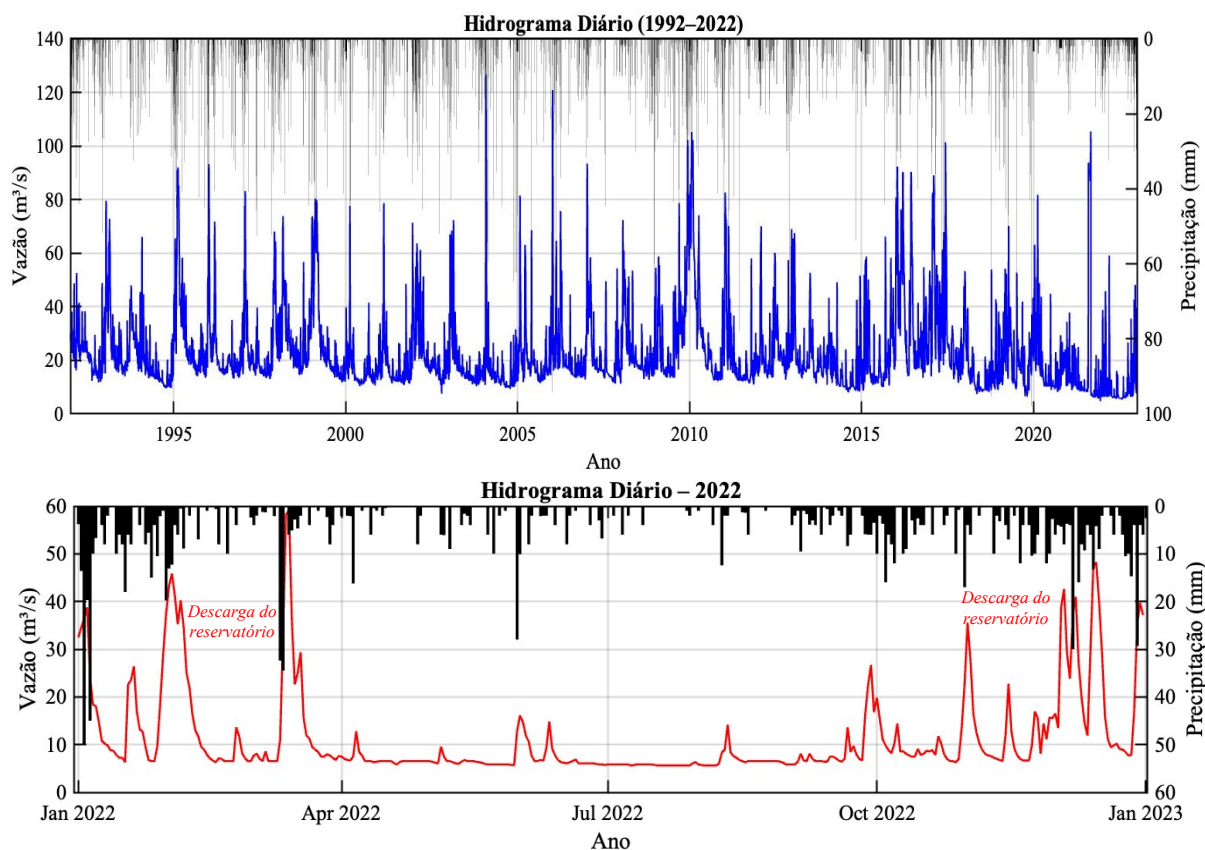
O levantamento pluviométrico e fluviométrico da sub-bacia apresentou dados coerentes às médias pré-determinadas para a área. Em relação às intensidades de chuva, estas se enquadram nas faixas médias anuais acumuladas (1.000 - 1.400 mm). No primeiro ano analisado (1992), observaram-

se elevados volumes de precipitação, com destaque para março (335,8 mm) e dezembro (244,8 mm), caracterizando um regime pluviométrico típico, com predominância de chuvas no verão (594,6 mm) e valores expressivos no outono (510,7 mm), em contraste com o inverno seco (65,4 mm). Em 2002, embora tenha ocorrido redução do total anual, o verão apresentou maior intensidade pluviométrica (732,0 mm), enquanto outono, inverno e primavera registraram 303,2 mm, 47,1 mm e 274,2 mm, respectivamente. O ano de 2012 foi o mais crítico da série, com o menor acumulado anual e verão menos chuvoso (463,4 mm), apesar de um inverno relativamente mais úmido (137,4 mm) em comparação a 2002. Em 2022, os volumes permaneceram inferiores aos de 1992, porém superiores a 2012, com precipitação sazonal de 592,9 mm no verão, 243,0 mm no outono, 103,7 mm no inverno e 330,9 mm na primavera. Desta forma, a dinâmica da vazão observada pode ser verificada conforme padrão da precipitação média observada para a bacia do Rio Sorocaba, em que se espera que todo o volume precipitado gere vazão de escoamento no rio principal. Assim, através da estação fluviométrica a jusante, pode-se verificar as vazões médias mensais observadas e cruzadas com os dados de chuva. A Figura 15 apresenta o comportamento da vazão em função da precipitação diária observada na série histórica para o Rio Sorocaba a partir dos dados coletados da estação fluviométrica.

Os achados apresentam que a grande maioria dos eventos diários superam a média histórica de precipitação. Então, a sazonalidade se mostra muito presente, com épocas de outono-verão com maiores picos de chuva, e invernos mais secos, típico da região central do Brasil e do clima classificado ao estado de São Paulo. Para a sub-bacia do Rio Sorocaba, repara-se na tendência de redução da vazão ao longo da série histórica, com médias observadas de 27,67 m³/s (1992), 22,36 m³/s (2002), 10,19 m³/s (2012) e 11,40 m³/s (2022).

A Figura 15 evidencia, em 1992, um regime de vazão relativamente estável no Rio Sorocaba, com valores médios variando entre 35,0 e 45,0 m³ s⁻¹ ao longo do ano hidrológico, redução no outono associada à menor precipitação e manutenção de vazões elevadas no início do verão, quando se registrou a máxima anual de 48,9 m³ s⁻¹. Em 2002, observaram-se os maiores picos de vazão da série, com máximo de 68,69 m³ s⁻¹ no primeiro trimestre, refletindo a elevada intensidade das chuvas de verão; em contraste, o inverno apresentou as menores vazões, com mínimo de 7,59 m³ s⁻¹. O ano de 2012 confirmou-se como o mais seco da série, com precipitações e vazões abaixo da média histórica, apresentando vazão máxima de apenas 21,19 m³ s⁻¹ no verão e valores relativamente constantes ao longo do ano hidrológico ($\approx 6,0 - 19,0$ m³ s⁻¹). Por fim, em 2022, verificou-se aumento das vazões em relação a 2012, acompanhando a intensificação das chuvas, com pico de 59,10 m³ s⁻¹ no final do verão e mínimas em torno de 5,6 m³ s⁻¹ no período seco. De modo geral, 2022 caracterizou-se por picos de vazão associados a eventos pluviométricos concentrados e descargas do reservatório a montante (Figura 5), indicando maior ocorrência de eventos extremos de escoamento no verão na área de estudo.

Figura 15 – Hidrograma histórico em função das variações pluviométricas observadas pela estação fluviométrica



Fonte: o autor (2026).

Em função da vazão e do escoamento simulados pelo SWAT, o *output* do modelo apresenta os resultados por sub-bacias discretizadas na área de estudo. Assim, foi possível visualizar os dados de vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e escoamento (mm) em função do período de simulação e das características físicas dos *inputs*. Após as etapas de calibração e validação, os cenários de uso do solo de 1992, 2002, 2012 e 2022 foram utilizados para quantificar as alterações de vazão e escoamento ao longo da série. A Figura 16 e o Quadro 11 apresentam esses dados, conforme metodologia explícita no Quadro 6 e Equações 2 – 4, para os resultados de variação de vazão ($\Delta Q(\%)$) no cenário CA (T_1, T_2, T_3, T_4) para as mudanças LULC na bacia hidrográfica.

Os achados do Quadro 11 mostram que as vazões e o escoamento tendem a aumentar ligeiramente dentro dos 30 anos sob análise, em função das variações LULC e da influência do reservatório do Itupararanga. Assim, os resultados evidenciam baixa grau de alteração da vazão, com variações $< 1\%$.

Quadro 11 – Vazão de escoamento média diante das alterações de uso do solo na série histórica

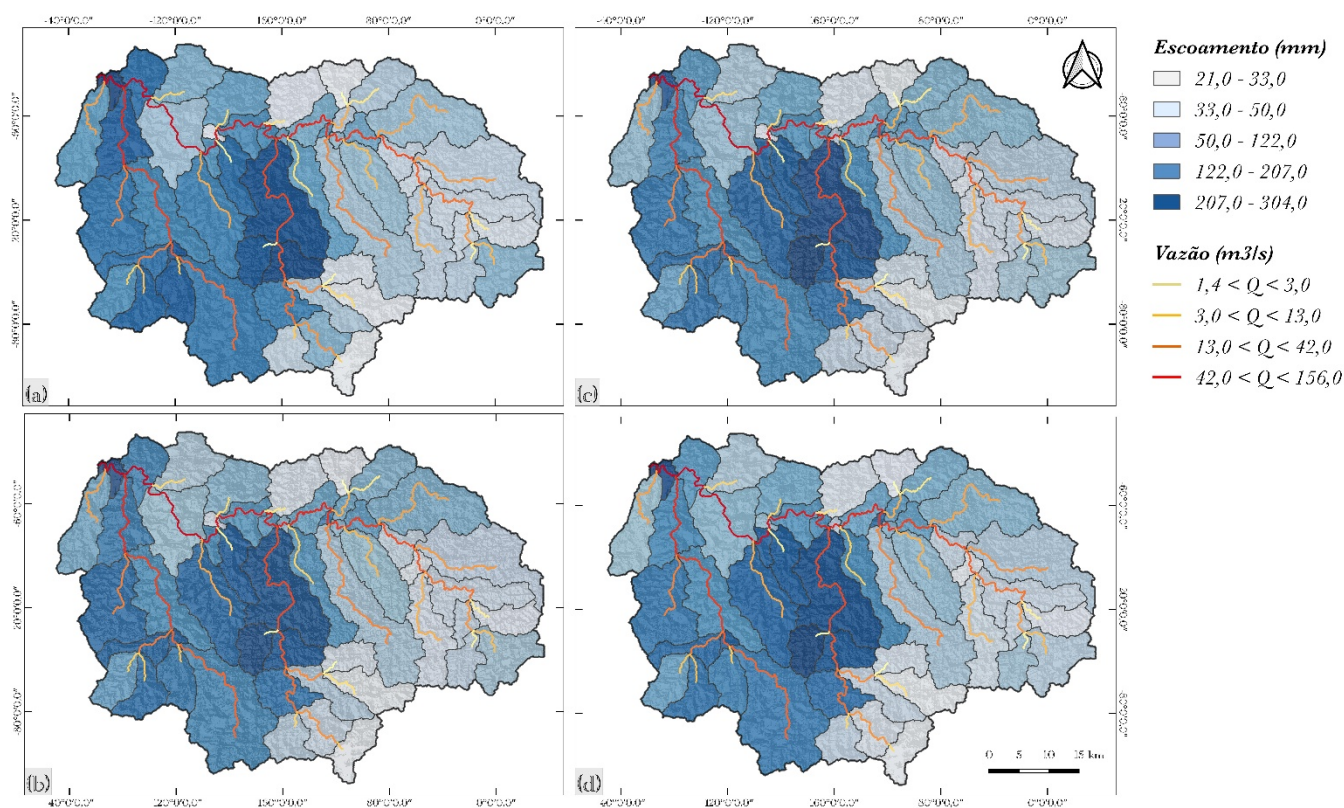
Cenário	Período	Ano	Q (m ³ s ⁻¹)	ΔQ (%)
CA	T ₁	1992	25,20	0,94
	T ₂	2002	25,44	0,89
	T ₃	2012	25,67	0,19
	T ₄	2022	25,72	-

Fonte: o autor (2026).

A Figura 16 mostra que as maiores vazões se concentram no canal principal, o Rio Sorocaba, e em seus maiores tributários, respectivamente as regiões oeste, centro e nordeste da sub-bacia. Desta forma, a vazão simulada para essa rede de drenagem chegou a vazões máximas simuladas de 155,83 m³/s (2022), 154,50 m³/s (2012), 152,79 m³/s (2002) e 151,15 m³/s (1992). De forma igual, os maiores escoamentos também se concentram nestas áreas, com dados de escoamento médio anual de 389,60 mm (2022), 386,75 mm (2012), 382,73 mm (2002) e 379,0 mm (1992). Assim, de forma mais ampla, havendo um aumento de 2,7% no escoamento e 2,0% nas vazões médias na série histórica (1992-2022). O canal principal pode-se, neste contexto, ser separado em três distintos trechos em função da relação vazão-escoamento e LULC, sendo o trecho mais urbanizado produzindo maiores vazões no centro-norte da sub-bacia, aumento do vetor urbano com média urbanização a oeste com maiores tendências de produções de escoamento, e região leste com menos urbanização com menores gerações de vazão nos canais.

Os achados evidenciam que altos valores de escoamento se concentram nas porções centrais da bacia, onde se localiza a malha urbana do município de Sorocaba, cujo escoamento simulado alcançou 321,20 mm na área mais urbanizada a oeste da bacia, e valores de 25,57 mm em áreas menos antropizadas a leste com maior presença de vegetação florestal. Esses resultados mostram que as alterações de vazão e escoamento estão diretamente associadas às mudanças progressivas no uso do solo, principalmente pelo crescimento da área urbana a oeste e nordeste da bacia (Figura 6).

Figura 16 – Vazão e escoamento total anual nas sub-bacias da área de estudo



Escoamento médio anual (mm) e vazões médias (m³/s) em (a) 1992; (b) 2002; (c) 2012; e (d) 2022. Fonte: o autor (2026)

5.6. Suscetibilidade a inundação

A malha urbana inserida na sub-bacia presenciou nas últimas décadas o aumento crescente de eventos de cheia inesperados. O Rio Sorocaba, apesar de sua importância ambiental e social, tem sido um agente recorrente destes eventos. Em janeiro de 2024, a cidade registrou 422 mm de chuva, acima da média histórica de 368,53 mm, enquanto em dezembro o acumulado foi de 447 mm, superando a média de 303 mm dos últimos 10 anos. A excedência na precipitação média diária atua como fator determinante para o aumento do escoamento superficial, ocasionando elevações significativas no nível do rio, variando entre 1,4 e 2,3 metros acima de sua cota regular, causando alagamentos, danos à infraestrutura, e perdas materiais e imateriais. Esses eventos hidrológicos têm gerado impactos críticos na infraestrutura urbana e viária local, especialmente nas áreas adjacentes ao curso principal e seus afluentes, evidenciando a vulnerabilidade da ocupação antrópica nessas regiões.

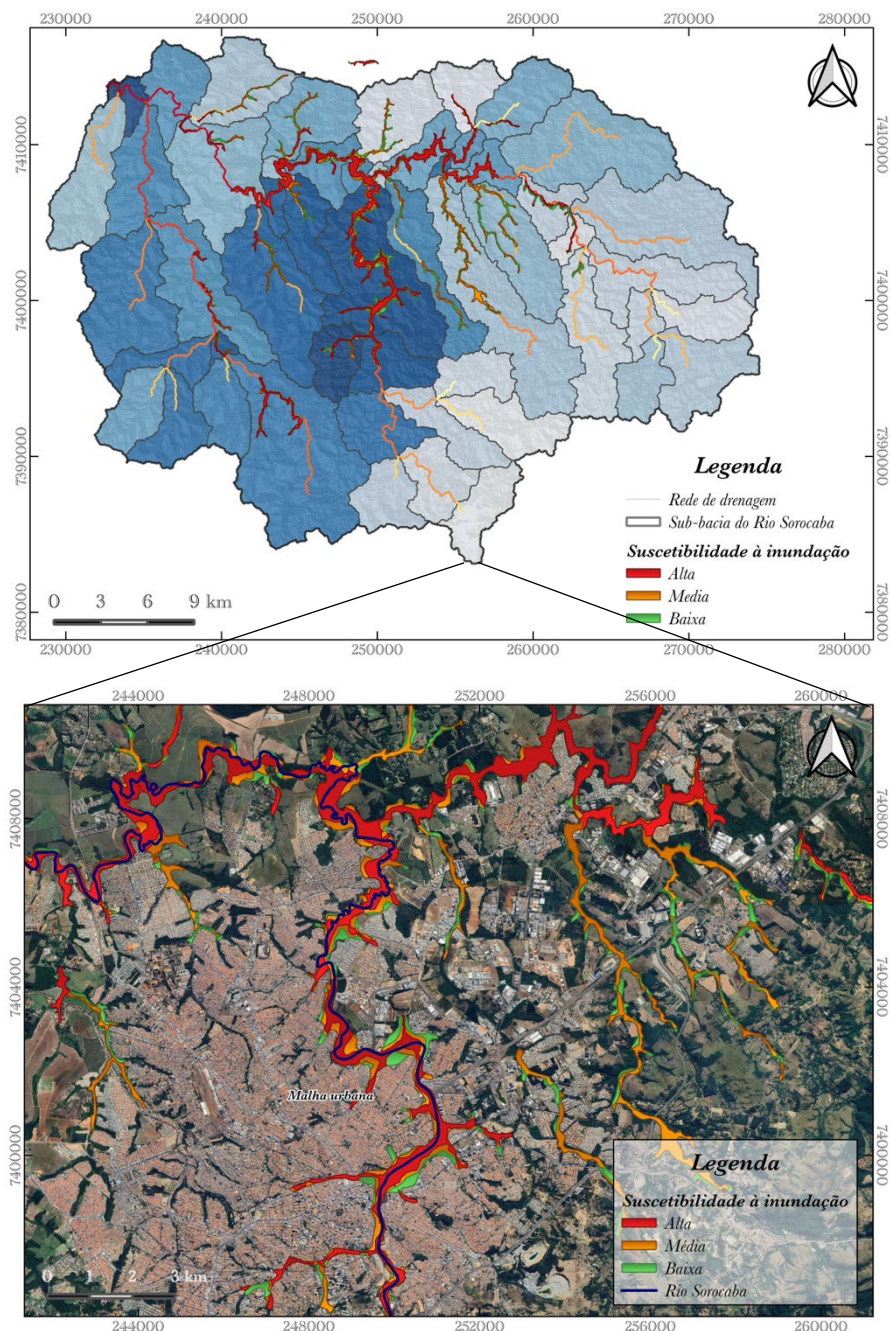
De acordo com os levantamentos municipais dos últimos 20 anos, há registros de 14 áreas suscetíveis a inundação e 28 de alagamentos, considerando a sub-bacia do Rio Sorocaba que transpassa o município de Sorocaba (SOROCABA, 2005). Foram caracterizadas e mapeadas anteriormente 20

(vinte) áreas de risco, resultando em um total de 33 setores de risco, sendo 21 setores destes de risco a inundação. Do total de 33 setores, 07 apresentam grau de risco baixo, 14 apresentam grau de risco médio, e 12 apresentam grau de risco alto. Foram estimadas cerca de 1.170 moradias com possibilidade de serem atingidas por algum processo de movimento de massa ou enchente, nos diferentes setores e graus de risco. A Figura 17 mostra as áreas de suscetibilidade a riscos de inundação na sub-bacia do Rio Sorocaba.

Os achados anteriores de Sorocaba (2005) mostram maiores tendências de suscetibilidade a norte e oeste do canal do Rio Sorocaba, cujas áreas correspondem a terrenos de menor altitude (< 600 metros), que compreendem colinas formadas predominantemente por rochas sedimentares arenosas e argilosas do Subgrupo Itararé e várzeas das planícies aluviais do Rio Sorocaba, e seus afluentes preenchidas por sedimentos inconsolidados arenosos e silto-argilosos. As áreas de risco identificadas na porção oeste do município estão relacionadas a eventos de cheia com tempo de retorno estimados a partir do registro de ocorrências entre 1 e 5 anos no afluente da margem esquerda do Rio Sorocaba. Em alguns locais a norte, leste e centro municipal, os efeitos das cheias podem estar sendo potencializados pelas estruturas urbanas existentes – canalizações, tubulações, pontes, e concentração de águas pluviais provenientes do escoamento por áreas impermeáveis em terrenos de alta declividade (SOROCABA, 2005).

Enquanto os resultados do modelo SWAT indicam maior potencial de vulnerabilidade nas porções centro e oeste do município, tais evidências convergem parcialmente dos resultados obtidos na escala municipal para a bacia. Neste estudo, a vulnerabilidade foi associada predominantemente às influências do reservatório e ao expressivo crescimento da malha urbana, conforme ilustrado nas Figuras 5 e 6. A expansão das áreas impermeabilizadas e as mudanças LULC, especialmente a oeste e a nordeste da bacia, corroboram os levantamentos de suscetibilidade à inundação.

Figura 17 – Mapeamento de áreas de risco à inundação do Rio Sorocaba – município de Sorocaba



Fonte: o autor (2026), via dados de Sorocaba (2005).

Por outro lado, os fatores climáticos não se mostraram estatisticamente significativos ao longo da série histórica analisada, uma vez que as vazões de cheia são majoritariamente reguladas pelo reservatório. A declividade também se apresenta como fator secundário nesses eventos, considerando que a bacia está inserida em uma região de baixa ou muito baixa elevação. O próprio modelo SWAT indica que as reduzidas declividades não favorecem o acúmulo e a propagação das altas vazões, mas auxiliam nas limitações ao escoamento e propagação da água na bacia que possibilitam as ocorrências de inundações (SOROCABA, 2005).

Assim, conforme demonstrado na Figura 17, as áreas mais suscetíveis concentram-se ao longo do leito do Rio Sorocaba e de seus principais afluentes, sobretudo a nordeste da bacia — regiões que apresentaram significativa expansão urbana ao longo dos 30 anos analisados.

5.6.1. Mata ciliar em sub-bacias suscetíveis

Com base no levantamento prévio das áreas mais suscetíveis às inundações, este estudo teve como objetivo avaliar a aplicação da restauração florestal das APPs ao longo do canal principal do Rio Sorocaba como estratégia de mitigação das cheias nas sub-bacias identificadas como mais vulneráveis pelo modelo SWAT, bem como nas regiões apontadas em estudos anteriores (SOROCABA, 2005). Conforme evidenciado na figura anterior, os eventos de cheia concentram-se predominantemente no canal principal do Rio Sorocaba, que constitui o foco dos cenários de restauração propostos (RP e RI).

Como abordado na metodologia (item 4.2.2), as faixas integrais (RI – 50m) e parcial (RP – 25m) de APP foram restauradas em todo o canal principal, se utilizando do código *FRSE* no modelo SWAT para a simulação da restauração. O modelo resultou em uma recuperação de 6,81 km² de vegetação ciliar na RI e 3,42 km² na RP, em contraste com o cenário atual (CA) com 1,63 km² de APP existente no Rio Sorocaba.

O aumento da densidade de vegetação nos cenários RI e RP não promoveu alterações significativas no ciclo hidrológico da bacia, conforme evidenciado na Figura 18 e Quadro 12. No cenário RP, o CN médio permaneceu inalterado (CN = 45,51), indicando estabilidade no particionamento chuva–escoamento. Observou-se apenas incremento discreto na percolação (179,61 mm em relação a 179,29 mm no cenário atual – CA), acompanhado de leve aumento no escoamento de base (136,99 mm frente a 136,67 mm no CA) e na recarga subterrânea, sem repercussão relevante no escoamento superficial (129,05 mm no RP *versus* 128,91 mm no CA).

No cenário RP, verificou-se pequena redução do CN médio (45,48), refletindo aumento marginal do potencial de infiltração, com percolação atingindo 180,19 mm e escoamento de base 137,56 mm, evidenciando tendência progressiva de redistribuição dos fluxos em direção ao compartimento subsuperficial. Ainda assim, o escoamento superficial manteve-se praticamente inalterado (128,88 mm), e as principais relações do balanço hídrico permaneceram constantes em todos os cenários (Quadro 12).

Esses resultados demonstram que, mesmo sob restauração integral das APPs, a estrutura funcional do sistema não foi modificada em escala anual. Tal comportamento pode ser atribuído à limitada representatividade espacial das áreas restauradas em relação à área total da bacia, à predominância do escoamento de base — que representa 66% da vazão total e evidencia forte controle

por processos subsuperficiais (percolação, armazenamento no aquífero raso e retorno lento – ALPHA_BF) — e ao efeito regulador do reservatório a montante (Figura 5), que atua como filtro hidrológico e reduz a sensibilidade do sistema às mudanças no uso do solo. Assim, as intervenções ripárias promoveram apenas redistribuições internas de baixa magnitude, sem impacto expressivo sobre a vazão média anual da bacia e na redução significativa do escoamento superficial, levando a considerar a APP como ferramenta de mitigação complementar e se considerar seus demais benefícios ambientais.

Quadro 12 – Alterações no balanço hídrico em função dos cenários de recuperação

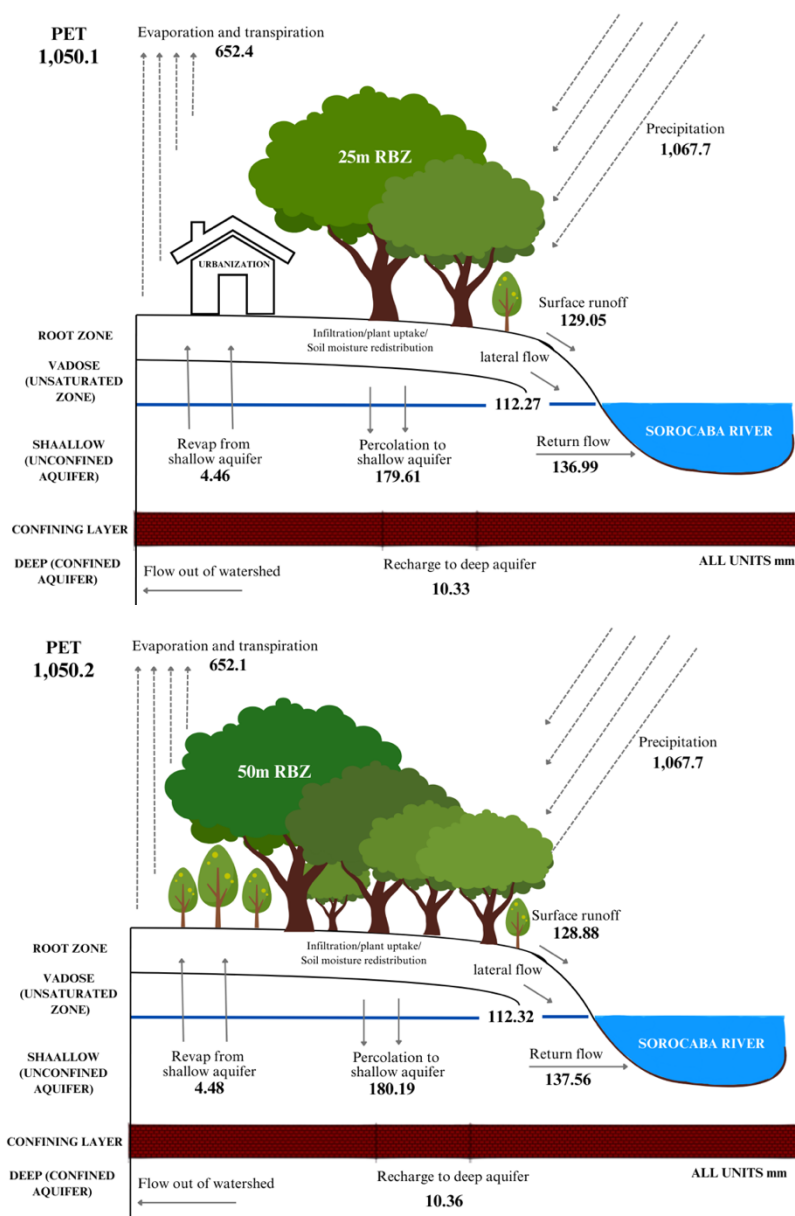
Indicador	CA	RP	RI	Tendência
<i>Curve Number</i> médio	45,51	45,51	45,48	↓ discreta
Escoamento superficial	128,91	129,05	128,88	≈ estável
Escoamento lateral	112,26	112,27	112,32	≈ estável
Percolação	179,29	179,61	180,19	↑ gradual
<i>Baseflow / Return Flow</i>	136,67	136,99	137,56	↑ gradual
Recarga profunda	10,31	10,33	10,36	↑ discreta
<i>Streamflow/Precip</i>	0,35	0,35	0,35	inalterado
<i>Baseflow/Total Flow</i>	0,66	0,66	0,66	inalterado
<i>Surface Runoff/Total Flow</i>	0,34	0,34	0,34	inalterado
<i>ET/Precip</i>	0,61	0,61	0,61	inalterado

Fonte: o autor (2026).

De forma geral, através do cruzamento das áreas de APPs com zonas suscetíveis a cheia, há resultados distintos para zonas urbanas e rurais da sub-bacia. A Figura 19 mostra as imagens retiradas *in loco* da faixa de APP na área urbana da sub-bacia com áreas de suscetibilidade baixa, média e alta no cenário atual CA, respectivo a sub-bacia mais crítica em escoamento superficial e vazão média.

As áreas de alto risco localizadas na malha urbana não se correlacionam diretamente com a degradação das APPs, devido a consolidação da malha urbana nas últimas décadas. Então, as áreas de mata ciliar em torno do Rio Sorocaba nos últimos 30 anos, que intersecta a malha urbana, se mantiveram intocadas após sua faixa marginal impermeabilizada. Isso leva a compreensão de que a suscetibilidade aos riscos de inundação na área urbana se deve, principalmente, aos controles hidráulicos do canal, operação do reservatório, mudanças LULC e transbordamento natural do Rio Sorocaba. A falta de vegetação na zona de 50 metros de APP deste rio colabora para aumentar a suscetibilidade média e baixa na cidade (Figura 19), não às questões relacionadas às capacidades hidrológicas da vegetação, mas pela sua capacidade de amortecer cheias no centro urbano, principalmente no período de verão (item 5.5).

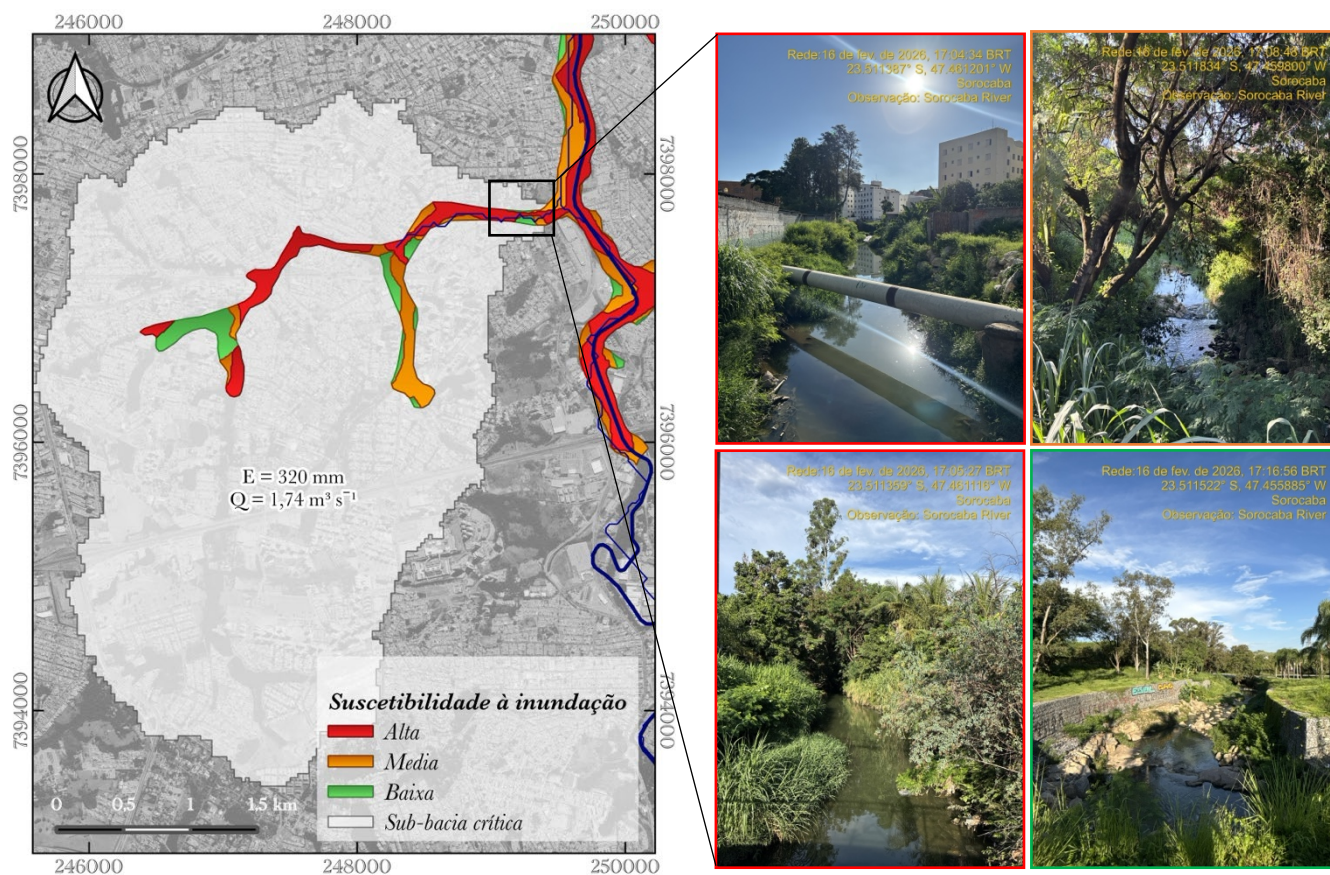
Figura 18 – Ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba sob cenários de recuperação da mata ciliar



Fonte: o autor (2026).

Enquanto as zonas rurais também apresentam tendências de cheias pelo transbordamento natural do Rio Sorocaba, mas, diferentemente da zona urbana, são áreas caracterizadas pela alta presença de setor agrícola. Dados históricos apresentam resultados de respeito à legislação aplicável as faixas marginais da APP do Rio Sorocaba (50 metros) e de seus afluentes (30 metros) na zona rural. Com isso, o impacto na zona rural da sub-bacia se deve estritamente às cheias naturais. O atual risco de cheias nestes locais, assim, se deve a retirada da vegetação de borda das APPs, e áreas agrícolas/residenciais próximas às áreas úmidas com tendências de alagamento.

Figura 19 – Áreas de mata ciliar nas condições atuais das áreas de risco à inundação na sub-bacia mais crítica



Os registros das faixas de APP com bordeadas vermelhas representam áreas de alto, laranja de médio, e verde de baixo risco. Fonte: o autor (2026).

Logo, para as zonas rurais da sub-bacia em estudo, a recuperação auxiliará na restrição de novas intervenções em APPs por efeitos de borda e evitar impactos em zonas úmidas identificadas. Enquanto a recuperação integral e parcial da APP do canal principal do Rio Sorocaba não mitiga os efeitos das cheias localizadas no centro urbano da sub-bacia, mas auxiliará na redução de áreas de baixo e médio risco de inundação, visto que o caráter hidráulico e ocupação consolidada da planície aluvial se apresentam como principais fatores de eventos extremos na sub-bacia.

6. DISCUSSÃO

6.1. Modelo SWAT calibrado e o ciclo hidrológico da sub-bacia do Rio Sorocaba

As alterações observadas no balanço hídrico indicam uma reconfiguração estrutural do funcionamento hidrológico da bacia ao longo das últimas três décadas. O aumento de 51,03% no escoamento superficial, associado à redução da percolação e do fluxo lateral, sugere diminuição da capacidade de infiltração e armazenamento temporário no solo. Esse padrão é típico de bacias submetidas à expansão urbana e aumento de superfícies impermeáveis, que promovem maior conectividade hidrológica e resposta mais rápida aos eventos de precipitação, conforme características observadas de uso do solo na sub-bacia em questão.

Em sistemas com elevada capacidade de armazenamento subsuperficial e predominância de escoamento de base, como observado neste estudo ($\approx 66\%$ da vazão total), o controle hidrológico é exercido majoritariamente por processos lentos, como percolação, armazenamento no aquífero raso e retorno retardado (ALPHA_BF). Nesses contextos, alterações na cobertura vegetal tendem a produzir redistribuições internas de fluxo — especialmente entre escoamento superficial e subsuperficial — que são amortecidas quando integradas em escala anual. Adicionalmente, a redução da recarga profunda sugere comprometimento da sustentabilidade hídrica a longo prazo, podendo afetar a estabilidade do escoamento em períodos secos. Esse conjunto de mudanças caracteriza uma transição de um regime hidrológico parcialmente regulado por processos subsuperficiais para um regime mais rápido e dominado por processos superficiais, o que implica aumento da vulnerabilidade hidrológica da bacia. Além disso, a presença de reservatório a montante atua como filtro hidrológico, reduzindo a sensibilidade do sistema a mudanças locais no uso do solo e atenuando variações de curto prazo.

A redução da contribuição subsuperficial implica menor amortecimento natural das vazões, reduzindo o papel regulador do sistema aquífero raso na manutenção do escoamento de base. Como consequência, o hidrograma tende a apresentar picos mais elevados e tempos de concentração menores, aumentando a magnitude e a frequência de eventos extremos de cheia (USDA-NRCS, 1996; ARNOLD *et al.*, 1998, 2012; NEITSCH *et al.*, 2011). Mesmo com precipitação anual constante pela média gerada pelo SWAT, a redistribuição interna dos fluxos indica maior eficiência na conversão da chuva em escoamento direto, elevando a suscetibilidade a inundações.

O padrão de sensibilidade observado no SWAT calibrado para a sub-bacia do Rio Sorocaba é consistente com os processos hidrológicos dominantes. A elevada sensibilidade do parâmetro CN2 evidencia a predominância dos mecanismos de geração de escoamento superficial associados a eventos pluviométricos intensos, típicos do clima Cwa, exercendo controle direto sobre a magnitude e a variabilidade da vazão mensal. A calibração do modelo SWAT neste estudo, também, concentrou-se

no ajuste de parâmetros hidrológicamente relevantes para a adequada reprodução dos picos de cheia observados na estação fluviométrica a jusante. Entre esses parâmetros, aqueles associados à geração de escoamento superficial — em especial o CN2 — mostraram-se fundamentais durante o processo de calibração, influenciando diretamente os indicadores de desempenho do modelo. Conforme discutido por Althoff & Rodrigues (2021), valores de NSE classificados como “aceitáveis” podem refletir limitações na estimativa de vazões de pico, sobretudo em bacias com elevada variabilidade hidrológica. Esse comportamento foi igualmente observado na calibração do SWAT para a sub-bacia do Rio Sorocaba, onde os ajustes voltados à melhoria da simulação de cheias impactaram no desempenho global do modelo.

Neste estudo, a calibração do CN2 mostrou-se determinante para a reprodução dos picos de cheia; entretanto, a ampliação excessiva de sua faixa de variação, conforme sugerido pelo ajuste automático do modelo, resultou na superestimação das vazões médias, configurando um limite físico à sua calibração (GUO & SU, 2019). Fukunaga *et al.* (2015) discutem os parâmetros resultantes da calibração do modelo SWAT, destacando bacias com baixa densidade de cobertura vegetal adjacente aos cursos d’água. A análise dos parâmetros calibrados (Quadro 9) indica que o CN2 foi reduzido em aproximadamente 49,0% durante o processo de calibração para que o modelo reproduzisse adequadamente as condições hidrológicas da sub-bacia do Rio Sorocaba. Redução semelhante também foi reportada por Fukunaga *et al.* (2015), sugerindo que os valores iniciais de referência para o CN2 estavam superestimados. Essa superestimação pode estar associada à representação simplificada das propriedades físicas do solo no modelo, particularmente no que se refere à capacidade de infiltração, estrutura do solo e práticas de manejo, que nem sempre são plenamente capturadas pelos valores tabelados do método SCS-CN. Conforme discutido pelos autores, o método SCS-CN tende a superestimar o escoamento superficial e, conseqüentemente, a vazão simulada quando aplicado em escala de bacia hidrográfica. Nesse contexto, a redução do CN2 durante a calibração contribuiu para diminuir a geração de escoamento direto, aproximando as vazões simuladas dos valores observados e melhorando o desempenho hidrológico do modelo.

Em consonância com a calibração do parâmetro mais sensível neste estudo (Quadro 9), a literatura recente aponta de forma consistente o CN2 como o principal parâmetro mais sensível em simulações mensais com o SWAT. Abbas *et al.* (2024) reportaram elevados valores absolutos de *t-stat* e *p-values* próximos de zero para o CN2 em diferentes contextos fisiográficos, evidenciando seu papel dominante na geração do escoamento superficial, resultado corroborado por Fukunaga *et al.* (2015) e Vallu Tejaswini & Sai Krishna (2025). Em bacias tropicais com forte sazonalidade da precipitação, Moura *et al.* (2025) destacam que o CN2 controla não apenas os picos de vazão, mas também o balanço hídrico mensal, influenciando a recarga subterrânea e a manutenção das vazões durante a estiagem. De

forma convergente, Xiang *et al.* (2022) demonstram que o CN2 permanece como o parâmetro mais influente independentemente do método de análise de sensibilidade adotado. Em conjunto, esses estudos confirmam que a elevada sensibilidade do CN2 decorre de seu papel integrador na partição da precipitação entre escoamento superficial e infiltração, impactando diretamente os indicadores de desempenho do modelo, como NSE, KGE e PBIAS.

O desempenho do modelo refletiu de forma consistente as condições físicas da sub-bacia, considerando as variações do LULC, precipitação e classes pedológicas. Dessa forma, o aprimoramento do desempenho do modelo exigiu, também, o ajuste conjunto de parâmetros relacionados ao escoamento subterrâneo e às propriedades físico-hidráulicas do solo, como textura (argila e silte), condutividade hidráulica e densidade do solo, os quais se mostraram fundamentais para representar de forma mais realista a dinâmica das vazões. Esses ajustes, aliados à influência do reservatório a montante, discutida na seção 6.2, foram essenciais para a adequada simulação dos picos de vazão e do regime hidrológico mensal.

Os testes de calibração evidenciaram a forte influência das propriedades do solo (ALMEIDA *et al.*, 2020), sobretudo em função da predominância de texturas médias a argilosas. A distribuição de Latossolos Vermelho-Amarelo, Latossolos Vermelhos distróficos e Argissolos exerce controle direto sobre a resposta hidrológica simulada pelo SWAT nesta bacia, ao regular a partição entre infiltração, armazenamento no solo e escoamento superficial. Bressiani *et al.* (2015), em seu estudo na bacia do Rio Piracicaba – próximo a bacia deste presente estudo – mapeou igualmente as mesmas condições pedológicas.

Em áreas dominadas por Latossolos, caracterizados por grande profundidade e, em geral, boa drenagem, observou-se maior capacidade de infiltração e armazenamento, favorecendo a contribuição subsuperficial e a atenuação da variabilidade mensal das vazões. Entretanto, esse comportamento é fortemente condicionado pelas condições de superfície e manejo, o que se refletiu na elevada sensibilidade do CN2, parâmetro integrador dos efeitos LULC e da condição hidrológica. Em contraste, os Argissolos, com aumento de argila em profundidade e redução da permeabilidade no horizonte Bt, tendem a favorecer a formação de zonas temporariamente saturadas e o incremento do escoamento rápido e do fluxo lateral, ampliando a dependência do modelo em relação ao método SCS-CN. Assim, a dominância do CN2 na análise de sensibilidade indica que a variabilidade espacial dos solos, associada às diferenças de permeabilidade e manejo, foi determinante para os volumes mensais simulados e para o desempenho do modelo segundo os indicadores NSE, KGE e PBIAS (XIANG *et al.*, 2022).

Ao longo do processo de calibração, a elevada fração de argila mostrou-se determinante na redução da condutividade hidráulica do solo, limitando os processos de infiltração e percolação

representados no ciclo hidrológico da bacia. Ajustes nas frações texturais de argila (CLAY) e silte (SILT) impactaram diretamente a densidade do solo (SOL_BD) e a condutividade hidráulica saturada (SOL_K), resultando em maior geração de escoamento superficial. Estudos que incorporam explicitamente incertezas em propriedades pedológicas indicam que parâmetros relacionados à textura do solo, à condutividade hidráulica e ao conteúdo de água disponível exercem forte influência na simulação de vazões e na dinâmica hidrológica no SWAT (FUKUNAGA *et al.*, 2015; ZOU *et al.*, 2024; MOURA *et al.*, 2025). Em contraste, a baixa sensibilidade de parâmetros como SOL_K, SOL_AWC e RCHRG_DP em escala mensal é coerente com a literatura, uma vez que esses parâmetros são mais adequadamente restringidos por séries temporais em escala diária/mensal ou por dados detalhados de perfil de solo, conforme demonstrado por Xiang *et al.* (2022).

Então, o padrão de sensibilidade do SWAT calibrado para a sub-bacia do Rio Sorocaba reflete de forma consistente os processos hidrológicos dominantes. O parâmetro CN2 apresentou a maior sensibilidade (maior $|t\text{-stat}|$ e $p\text{-value}$ próximo de zero), evidenciando o papel central da geração de escoamento superficial na resposta mensal da bacia. Entretanto, a calibração do CN2 mostrou-se limitada quando utilizada isoladamente, uma vez que aumentos excessivos desse parâmetro levaram à superestimação das vazões médias, incompatível com o regime regulado da bacia. Assim, parâmetros associados às propriedades físicas do solo e à dinâmica subterrânea tornaram-se determinantes para o ajuste do modelo.

A sensibilidade significativa de A_DEEPST.gw, A_SHALLST.gw e A_ALPHA_BF.gw indica que o armazenamento nos aquíferos raso e profundo e a taxa de recessão do escoamento de base controlam a persistência das vazões mensais na bacia do Rio Sorocaba, sobretudo durante a estiagem. Em contraste, parâmetros como SOL_K, SOL_AWC, GW_DELAY e RCHRG_DP apresentaram baixa sensibilidade ($p\text{-values}$ elevados), sugerindo influência secundária na função-objetivo na escala mensal. Em conjunto, os resultados indicam que o desempenho do modelo é condicionado pela interação entre geração de escoamento superficial, características físico-hidráulicas dos solos e regulação do fluxo subterrâneo, reforçando que, em bacias com solos argilosos e presença de reservatórios, a calibração deve ir além do ajuste do CN2 para alcançar consistência hidrológica e estatística.

Moura *et al.* (2025), em seu estudo na bacia do Rio Jundiaí, a cerca de 62 km da sub-bacia do Rio Sorocaba, também encontrou maior sensibilidade nos parâmetros CN2 e sensibilidade média no GWQMN e ALPHA_BF, como reportado neste trabalho, mostrando resultados da existência e influência da contribuição ao escoamento de base e do fator de resposta do aquífero no modelo SWAT calibrado para bacias interioranas do estado de São Paulo. Como reportado pelos autores, a alta sensibilidade do ALPHA_BF indica uma resposta mais rápida do aquífero e melhor recarga após

eventos de precipitação. Convergentemente, Lelis *et al.* (2012) também encontraram o ALPHA_BF como um dos parâmetros mais sensíveis na simulação SWAT para vazão em bacia no sudeste brasileiro, juntamente ao CN2. E Fukunaga *et al.* (2015) encontrou parâmetros mais sensíveis no SWAT relacionados à água subterrânea em uma bacia no Sudeste. Assim, a presença dos aquíferos na região da sub-bacia do Rio Sorocaba exerce importante influência no modelo pelos ajustes de parâmetros de água subterrânea, principalmente DEEPST e ALPHA_BF.

Por fim, em consonância com a literatura, observou-se baixa sensibilidade dos parâmetros REVAPMN e GW_REVAP na área de estudo. Esses parâmetros estão associados a processos de difícil mensuração direta e, conseqüentemente, apresentam maior incerteza durante a calibração. No contexto do ciclo hidrológico simulado para a sub-bacia do Rio Sorocaba, essa baixa sensibilidade reflete os reduzidos volumes de re-evaporação da água subterrânea e de percolação ascendente, indicando contribuição limitada desses fluxos para a vazão mensal. Assim, os resultados sugerem que REVAPMN e GW_REVAP exercem papel secundário no desempenho do SWAT em bacias paulistas com condições físicas semelhantes, quando a calibração é realizada em escala temporal mensal.

Conforme desempenho final dos indicadores utilizados neste trabalho (Quadro 10), o modelo foi capaz de simular das vazões mensais para a sub-bacia do Rio Sorocaba de forma satisfatória. Moriasi *et al.* (2015) estabeleceram limites de classificação para os valores de NSE e PBIAS que auxiliam na definição da qualidade do desempenho do modelo em escala mensal. De acordo com esses critérios, o modelo SWAT aplicado a sub-bacia do Rio Sorocaba pode ser classificado entre “bom a muito bom”.

Os resultados de desempenho obtidos neste estudo ($NSE \approx 0,64$, $KGE \approx 0,81$, $PBIAS \approx 11,05\%$) estão alinhados com o que tem sido relatado na literatura para simulações mensais com o modelo SWAT (FUKUNAGA *et al.*, 2015). Critérios recomendados por Moriasi *et al.* (2015) consideram NSE superior a 0,50 e PBIAS dentro de $\pm 15\%$ como aceitáveis a bons, enquanto estudos aplicados em diferentes regiões, incluindo bacias tropicais semelhantes à do Rio Sorocaba, também relatam métricas comparáveis (XIANG *et al.*, 2022; MOURA *et al.*, 2025). Resultados considerados “aceitáveis a muito bons”, para $NSE > 0,5$ e $PBIAS < \pm 25\%$, são consistentes com o que tem sido reportado na literatura de calibração do SWAT e são faixas consideradas aceitáveis para aplicações do modelo (ABBASPOUR *et al.*, 2007; GASSMAN *et al.*, 2007). Esses resultados corroboram a capacidade do modelo calibrado em reproduzir as características hidrológicas mensais da bacia em estudo.

Os resultados de desempenho obtidos são consistentes com os achados de Veiga (2021), que aplicou o SWAT na bacia do Sorocaba–Médio Tietê, na qual a sub-bacia do Rio Sorocaba está inserida. A autora reportou indicadores próximos aos observados neste estudo, com NSE máximo de 0,51,

PBIAS variando entre 3,3% e 10,6% e KGE entre 0,48 e 0,76. De forma convergente, Moura *et al.* (2025) obtiveram desempenho semelhante, com NSE de 0,54 na calibração e 0,62 na validação, além de PBIAS de 9,8%. Esses valores são coerentes com os resultados desta sub-bacia, que apresentou NSE de 0,605 (calibração) e 0,64 (validação) e PBIAS de 11,05%, indicando desempenho satisfatório a bom e adequada capacidade do modelo em reproduzir as condições hidrológicas observadas.

Logo, os achados do modelo SWAT calibrado na sub-bacia do Rio Sorocaba condizem com modelos anteriormente calibrados sob mesmas condições físicas e climáticas da área. De acordo com estudos SWAT nas bacias no sudeste brasileiro, repara-se o indicador KGE como melhor escolha de função-objetivo em detrimento do NSE, que se mostrou mais limitante nas variações de calibração.

Portanto, a elevada sensibilidade observada para parâmetros como CN2, A__DEEPST.gw, A__SHALLST.gw e A__ALPHA_BF.gw deve ser interpretada à luz da influência do reservatório a montante. Na ausência de uma representação adequada da operação do reservatório, o modelo tende a compensar a regulação artificial do escoamento por meio do ajuste de parâmetros hidrológicos estruturais, elevando artificialmente sua sensibilidade. Assim, embora os indicadores de desempenho permaneçam dentro de faixas estatisticamente aceitáveis, a calibração passa a refletir, em parte, a tentativa do SWAT de reproduzir descargas controladas a jusante, e não apenas os processos naturais da bacia. Logo, os resultados indicam que as alterações no uso do solo desempenham papel determinante na amplificação do risco de inundação, independentemente de mudanças climáticas no período analisado.

Esses resultados reforçam que, em vazões reguladas, a calibração baseada exclusivamente em vazão observada pode induzir a ajustes fisicamente incoerentes quando parâmetros operacionais do reservatório não são explicitamente considerados, comprometendo a interpretação hidrológica dos parâmetros mais sensíveis.

6.2. As influências do reservatório

O Reservatório de Itupararanga exerce influência significativa sobre o regime de vazões do Rio Sorocaba a jusante, desempenhando papel central na dinâmica hidrológica simulada neste estudo. Com área de drenagem aproximada de 936 km² e capacidade de armazenamento em torno de 355.000 m³, o reservatório é responsável pelo abastecimento hídrico de cerca de 1 milhão de habitantes dos municípios de Sorocaba, Votorantim, Ibiúna e São Roque, além de contribuir para a geração de aproximadamente 150 GWh de energia elétrica (NERY *et al.*, 2025). Embora a maioria dos estudos na área enfoque aspectos de qualidade da água e limnologia, trabalhos anteriores destacam a relevância do reservatório para a gestão dos recursos hídricos da bacia do Rio Sorocaba, particularmente no que

se refere à regulação de vazões, à atenuação de picos de escoamento e à sustentação das vazões mínimas em períodos de estiagem (PEDRAZZI *et al.*, 2013; FRASCARELI *et al.*, 2022).

A literatura demonstra de forma consistente que reservatórios e estruturas de controle exercem forte influência sobre o regime de escoamento e o desempenho de modelos hidrológicos (ARNOLD *et al.*, 2012; ZHOU *et al.*, 2024; WANG *et al.*, 2026). Na bacia do Rio Sorocaba, os dados observados indicam forte controle do Reservatório do Itupararanga sobre as vazões a jusante (Figura 5), dificultando a representação de picos de cheia pelo modelo, uma vez que se trata de um regime hidrológicamente regulado. Assim, a incorporação de informações operacionais do reservatório no SWAT foi realizada para melhorar a representação das vazões simuladas e a interpretação dos resultados em escala mensal. Em sistemas de bacia com múltiplos reservatórios ou regras operacionais complexas, abordagens de calibração multilocal e parametrizações específicas tendem a melhorar o desempenho do SWAT (ZANIN *et al.*, 2018; KANNAN *et al.*, 2019; CHAWANDA *et al.*, 2020).

A representação do Reservatório do Itupararanga no SWAT exigiu a inserção de dados mínimos relacionados à geometria e operação (Quadro 13), incluindo área e volume dos vertedouros, volume inicial e vazão de retirada, definidos conforme a disponibilidade de informações (LERCHE, 2018; CARREIRO, 2024). Em bacias com regularização artificial, como a do Rio Sorocaba, os parâmetros RES_PVOL, RES_VOL e RES_PSA influenciam diretamente a manutenção das vazões mínimas durante a estiagem, enquanto RES_EVOL e RES_ESA assumem maior relevância na simulação de eventos extremos (ABBASPOUR *et al.*, 2007; ARNOLD *et al.*, 2012; MORIASI *et al.*, 2015; ZOU *et al.*, 2024).

Quadro 13 – Parâmetros de reservatório utilizados na calibração do SWAT para melhoria de desempenho

Parâmetros *	RES_PVOL	RES_EVOL	RES_VOL	RES_PSA	RES_ESA
Itupararanga	28.600,0	29.000,0	1.000,0	936,0	942,0

*RES_ESA: área superficial quando abastecido até o vertedouro de emergência (ha); RES_EVOL: Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro de emergência (m³); RES_PSA: área superficial quando abastecido até o vertedouro principal (ha); RES_PVOL: Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro principal; RES_VOL: Volume inicial (m³) considerado o valor padrão de entrada do SWAT.

Fonte: o autor (2026).

A inclusão dos dados operacionais do reservatório, com base nas preposições anteriores de Arnold *et al.* (1998) para seu segundo método do balanço hídrico de reservatórios, foi determinante para a melhoria do desempenho do SWAT, refletida no aumento da função-objetivo e do índice NSE. O ajuste do parâmetro CN2 visando à reprodução dos picos de cheia mostrou-se limitante, uma vez que valores elevados de *Curve Number* não representam adequadamente a dinâmica de uma bacia com vazões reguladas. Assim, a calibração não dependeu apenas da sensibilidade do CN2, mas sobretudo

da correta representação da influência do reservatório do Itupararanga e seus parâmetros sobre os picos de vazão observados no hidrograma (Figura 15b).

Na bacia do Rio Sorocaba, a presença do reservatório a montante exerce papel fundamental na modulação das vazões mínimas, especialmente durante o período de estiagem, quando a liberação controlada de água garante vazões contínuas no curso d'água. Dessa forma, as vazões mínimas observadas refletem não apenas a contribuição do escoamento de base natural, mas também a operação dos reservatórios. Essa condição explica a elevada sensibilidade de parâmetros como CN2, que influencia indiretamente o balanço hídrico do reservatório ao controlar os volumes afluentes, e de ALPHA_BF, associado à persistência do escoamento de base nos trechos não regulados. Em contrapartida, parâmetros relacionados ao atraso de recarga e ao fluxo profundo apresentaram baixa sensibilidade, uma vez que a regulação artificial tende a suavizar a recessão natural das vazões, reduzindo a capacidade das vazões mínimas mensais de restringir esses processos. Estudos anteriores, como os de Arnold *et al.* (2012) e Veiga (2021) citam que os parâmetros ALPHA_BF, DEEPST e SHALLST controlam diretamente a persistência das vazões mínimas, sendo críticos em bacias com reservatórios e regularização artificial.

Como apresentado nesse projeto, a estação de vazão de Corumbá utilizada na calibração se encontra a jusante do reservatório (Figura 5), o que pode dificultar a calibração do modelo. Vários estudos mostram que a presença de reservatórios pode complicar a calibração de modelos hidrológicos como o SWAT, sobretudo quando a representação dos reservatórios é simplificada ou quando a calibração é feita apenas no exutório da bacia (ZANIN *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2025). Então, o sinal hidrológico observado no exutório passa a refletir não apenas processos naturais, mas também decisões operacionais associadas ao armazenamento e à liberação de água, o que pode comprometer a capacidade do SWAT em reproduzir corretamente o escoamento a montante e a jusante dos reservatórios quando se utiliza calibração tradicional em um único ponto. Essa limitação decorre da quebra da relação direta chuva–vazão imposta pela regularização artificial, tornando necessária a adoção de estratégias de calibração multi-local em bacias regularizadas (ZANIN *et al.*, 2018).

Kannan *et al.* (2019), por exemplo, ao aplicarem o SWAT em larga escala na bacia Mississippi–Atchafalaya, evidenciaram que a representação simplificada de múltiplos reservatórios, frequentemente agregados em uma única unidade de modelagem e sem a incorporação de regras operacionais, compromete a simulação do escoamento em rios fortemente regulados, resultando em baixos ou até negativos valores de eficiência (NSE). Em escala de bacia menor, Zanin *et al.* (2018) demonstraram que a presença de reservatórios altera significativamente o regime de escoamento ao longo da rede de drenagem, reduzindo picos de vazão e regularizando as descargas, o que rompe a relação direta entre precipitação e vazão e limita a calibração do SWAT quando realizada apenas no

exutório. Complementarmente, Chawanda *et al.* (2020) ressaltam que os reservatórios afetam não apenas as vazões simuladas, mas também o fechamento do balanço hídrico, podendo gerar simulações estatisticamente aceitáveis, porém fisicamente inconsistentes. Nesse contexto, os autores argumentam que indicadores tradicionais, como o NSE, podem mascarar erros estruturais do modelo, propondo estratégias de calibração baseadas no balanço de massa para melhorar a representação do escoamento em bacias regularizadas. Em contraste, Dai *et al.* (2025) mostram que, quando a operação de grandes reservatórios é explicitamente incorporada por meio de um SWAT modificado, é possível reproduzir adequadamente a atenuação de cheias e o aumento das vazões na estação seca, além de obter melhorias significativas nos indicadores de desempenho. Em conjunto, esses estudos indicam que as dificuldades de modelagem e calibração associadas a reservatórios não decorrem de sua presença em si, mas da forma como sua operação e seus efeitos hidrológicos são representados na estrutura do modelo e na estratégia de calibração adotada.

Dai *et al.* (2025), ainda, analisou a influência do Reservatório das Três Gargantas no escoamento do Alto Rio Yangtze (China) comparando cenários com e sem o reservatório por meio de um modelo SWAT modificado nas estações secas e de cheia. Os autores mostram que o escoamento é influenciado pela presença do reservatório, em que, na estação cheia, a vazão é menor com o reservatório do que sem sua presença, enquanto na estação seca o escoamento no cenário com o reservatório é maior do que sem ele (aumento de 25%). Ou seja, o reservatório suaviza fluxos extremos, reduz enchentes e mantém vazões na seca (ZANIN *et al.*, 2018), conforme observado dos dados de vazão do Rio Sorocaba com fluxo contínuo de vazão em períodos tipicamente de estiagem e para retenção de água em épocas de cheia que auxiliam da mitigação da ocorrência de inundações a jusante. Os autores indicam o SWAT modificado para modelagem dos reservatórios incorporando regras operacionais e ajustes no módulo hidrológico, visto que o SWAT padrão (*default*) não representa bem grandes reservatórios operados.

E como observado por Kannan *et al.* (2019), os reservatórios podem causar limitação estrutural no SWAT, com consequências diretas nos picos de cheia simulados (superestimar ou subestimar) e promover um indicador NSE ruim nos postos fluviométricos calibrados. Os resultados de seu estudo mostram indicadores baixos ou ineficientes na calibração do SWAT em três cursos d'água estudados, devido a conter múltiplos reservatórios fortemente regulados ou com regras operacionais não representadas, chegando a indicadores finais de $NSE \leq 0,3$. Zhou *et al.* (2024) aborda que a calibração do SWAT foi considerada aceitável apenas quando $NSE > 0,5$ em bacias regularizadas por reservatório em operação, exemplo deste presente trabalho para a sub-bacia do Rio Sorocaba com $NSE > 0,60$. Os mesmos autores mostram que esses valores de indicadores de desempenho indicam que o modelo

consegue representar o escoamento regulado, mas com desempenho moderado, típico de sistemas controlados por reservatórios.

Diferentemente de abordagens baseadas em modificações estruturais do SWAT (KANNAN *et al.*, 2019), Chawanda *et al.* (2020) propõem a aplicação do método *Hydrologic Mass Balance Calibration* (HMBC), que força o fechamento do balanço hídrico e aumenta a consistência física da simulação de reservatórios. Abordagens mais recentes incluem o uso de modelos de aprendizado de máquina, como *Random Forest*, para representar de forma paralela a operação de reservatórios acoplada ao SWAT, buscando melhorar a simulação das vazões reguladas ao longo da rede de drenagem (WANG *et al.*, 2026).

Logo, quando a operação de reservatórios é adequadamente representada no SWAT, o escoamento simulado reproduz de forma mais realista a atenuação de cheias e a sustentação das vazões na estiagem, resultando em melhorias consistentes no desempenho do modelo calibrado. Assim, os reservatórios não comprometem a modelagem hidrológica, mas demandam estratégias de calibração mais robustas, uma vez que a ausência ou limitação de dados operacionais pode dificultar a representação adequada dos processos hidrológicos regulados.

6.2.1. Hidrologia do Rio Sorocaba: alterações climáticas e do uso do solo

O SWAT incorpora variáveis físicas e climáticas que podem ser correlacionadas à densidade construtiva, grau de impermeabilização e proporção de áreas verdes identificadas nos mapas de LULC, fundamentais para a conservação e restauração da vegetação nativa (FREITAS *et al.*, 2022). Essa abordagem reforça a relevância do estudo do uso do solo urbano como indicador direto da qualidade ambiental. Para tanto, a classificação detalhada do solo urbano constitui um passo essencial. Particularmente, a categorização do uso do solo nas margens dos corpos hídricos é determinante para definir estratégias de incremento da vegetação ripária em áreas urbanizadas no modelo (NUCCI, 2008).

O modelo SWAT, conforme previamente descrito, apresenta alta eficiência computacional e é adequado para simulação de períodos extensos, contudo, não foi concebido para modelar com detalhes o roteamento de eventos hidrológicos singulares, como inundações pontuais (NEITSCH *et al.*, 2005). Ademais, as alterações LULC, combinadas com déficits pluviométricos observados na sub-bacia do Rio Sorocaba, podem levar à subestimação das condições reais observadas em eventos isolados de inundação, especialmente em escala hidrológica de microbacias hidrográficas.

Os resultados deste estudo indicaram baixas variações de vazão (ΔQ) na série histórica. Isso não se comporta como erro, mas, sim, esperado para bacia com reservatório a montante e regulação

artificial do canal principal (Rio Sorocaba). O reservatório atua como amortecedor hidrológico, reduzindo a variabilidade anual das vazões médias simuladas pelo SWAT, mesmo com cenários de alteração LULC relevantes ao longo da série histórica. Portanto, a mudança LULC não alterou significativamente as vazões médias anuais, isto é, os impactos hidrológicos do LULC foram absorvidos pela regulação do reservatório e pelo armazenamento da bacia. Isso indica que os efeitos do LULC se manifestam mais fortemente em extremos hidrológicos e não em análises de vazões médias mensais ou anuais. Assim, embora o LULC possa influenciar os picos de cheia e vazões mínimas, seus impactos são diluídos em uma perspectiva de vazão média mensal ou anual, reforçando a importância de indicadores hidrológicos complementares para avaliação mais sensível do sistema do Rio Sorocaba.

Ao longo da série histórica analisada, o município de Sorocaba apresentou transformações significativas nos padrões de uso e cobertura do solo. A dinâmica hidrológica da sub-bacia, especialmente no que se refere aos regimes de precipitação e vazão do rio Sorocaba, constitui um componente fundamental para a compreensão dos processos do ciclo hidrológico na região.

As alterações hidrológicas na sub-bacia em estudo estão relacionadas à combinação entre a redução da precipitação e as mudanças no uso do solo, principalmente pela expansão urbana e consequente impermeabilização da superfície. Esses fatores contribuíram para o agravamento de secas meteorológicas e hidrológicas, refletidas na diminuição dos volumes precipitados e das vazões fluviais. O cenário observado em 2012 já indicava uma tendência de escassez hídrica compatível com a grave crise de 2014 em São Paulo, caracterizada por déficit pluviométrico, altas temperaturas e dependência do Sistema Cantareira. Eventos climáticos extremos, como La Niña e El Niño, também reforçam a intensificação dessas anomalias a partir de 2022, promovendo chuvas intensas ao sul e secas prolongadas na região central do Brasil (IPCC, 2023).

No contexto analisado, verificou-se que as variabilidades climáticas, em especial aquelas relacionadas à precipitação, exercem menos influência sobre a vazão de escoamento da sub-bacia do Rio Sorocaba em comparação às alterações antrópicas no uso e cobertura do solo. Isso vai de encontro aos achados de Liu *et al.* (2024), cujo estudo mostra que as alterações no LULC se configuram como o principal vetor de modificação dos regimes de vazão em nível de bacia em comparação com os fatores do clima.

Esses resultados reforçam a predominância dos fatores LULC como principal força motriz das transformações no regime hidrológico regional, visto que análise dos dados históricos de clima revelou uma tendência de redução na intensidade das chuvas, com uma taxa média de decréscimo de aproximadamente 7,0% por década. Paralelamente, observou-se uma redução significativa da vazão média observada pela estação pluviométrica do Rio Sorocaba, estimada em cerca de 28,0% a cada 10

anos. Esses padrões indicam uma recorrência de eventos associados à escassez hídrica, caracterizando tendências históricas de ocorrência de secas tanto meteorológicas quanto hidrológicas na região da sub-bacia e da bacia hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê. A presença do reservatório reforça este fato, com vazões constantes nos períodos de estiagem.

Assim, o LULC demonstrar exercer influência sobre a dinâmica do ciclo hidrológico, quando comparadas às variabilidades climáticas. A análise espacial indicou maiores níveis de degradação das APPs nos tributários do Rio Sorocaba, especialmente em função da expansão de atividades antrópicas como a silvicultura, o cultivo de soja e outras lavouras. Em contraste, observa-se uma tendência de redução dessas pressões antrópicas nas APPs localizadas ao longo do curso principal do Rio Sorocaba (Figura 13). De modo geral, as alterações de uso do solo foram mais expressivas nas sub-bacias dos afluentes, impulsionadas pela intensificação do setor agrícola e pela expansão da malha urbana. Dessa forma, a expansão contínua de loteamentos urbanos e industriais sobre áreas tradicionalmente rurais configura uma tendência consolidada no território, demandando a implementação de estratégias integradas de planejamento territorial. Tais estratégias devem conciliar o crescimento econômico e urbano com a conservação dos recursos naturais e a resiliência ambiental.

Nesse contexto, conforme evidenciado pelo IPCC, as áreas urbanas provocam alterações significativas no ciclo hidrológico. Entre os principais impactos observados, destaca-se o aumento de até 10% na demanda evaporativa da vegetação urbana, a redução da capacidade de retenção hídrica dos solos urbanos degradados em comparação aos solos naturais ou preservados, e o incremento substancial dos volumes de escoamento superficial, resultante da ampliação das superfícies impermeáveis. O aumento do escoamento superficial, especialmente em cenários de intensificação dos eventos extremos de precipitação, eleva de forma significativa o risco de inundações em áreas urbanas não adaptadas. Ademais, a conversão de áreas vegetadas em superfícies urbanizadas implica na perda do estoque de carbono armazenado na biomassa vegetal, enquanto as condições adversas típicas do ambiente urbano – como ilhas de calor, escassez hídrica e poluição atmosférica – comprometem o crescimento, a função ecológica e a sobrevivência da vegetação remanescente (IPCC, 2023).

A mitigação dos impactos associados à expansão da malha urbana sobre áreas naturais e remanescentes de vegetação nativa requer a implementação de diretrizes integradas de planejamento urbano e territorial no âmbito da sub-bacia. Diversos estudos demonstram que a contenção da expansão horizontal das áreas urbanizadas, por meio da promoção de um modelo de crescimento urbano mais compacto, denso e verticalizado, constitui uma estratégia eficaz para minimizar a ocupação de áreas ambientalmente sensíveis (BOONGALING *et al.*, 2018; AVASHIA & GARG, 2020; XU *et al.*, 2020). A verticalização, ao concentrar a área construída em menor superfície, possibilita a preservação de áreas livres e a redução da pressão antrópica sobre as APPs e demais zonas de interesse ecológico

(NUCCI, 2008). Essa abordagem contribui não apenas para a proteção de ecossistemas naturais, mas também para a racionalização da infraestrutura urbana, favorecendo a sustentabilidade da ocupação do solo em contextos urbanos em expansão.

O desmatamento e a degradação das matas ciliares em São Paulo refletem a histórica perda da Mata Atlântica e do Cerrado, iniciada na colonização europeia e intensificada pela expansão agrícola e urbanização acelerada. Originalmente, aproximadamente 80% do estado era coberto por florestas, porém essa cobertura foi significativamente reduzida devido à conversão do uso do solo. Ciclos econômicos como os da cana-de-açúcar, café, industrialização e, mais recentemente, a expansão agrícola para soja e cana têm contribuído para a remoção e degradação das matas ciliares remanescentes, comprometendo a integridade dos ecossistemas florestais (SÃO PAULO, 2014). Isso vai de encontro aos achados desta pesquisa, em que a cultura da cana-de-açúcar foi a principal ocupação em áreas de mata ciliar e zonas rurais do município desde 1992.

Em contraposição, o processo de verticalização urbana, especialmente em cidades que expandem suas fronteiras sobre áreas metropolitanas impulsionadas pela especulação imobiliária — como é o caso de Sorocaba — tem avançado de forma intensiva, frequentemente incidindo sobre novas áreas, muitas vezes amparado por brechas na legislação urbanística e ambiental. Esse tipo de ocupação tende a intensificar a pressão sobre o território, comprometendo a funcionalidade ecológica e hidrológica de áreas anteriormente não urbanizadas. Nucci (2008) destaca esse fenômeno ao exemplificar a trajetória urbana de Belo Horizonte, cuja construção histórica resultou na retificação e aterramento de grande parte de seus cursos d'água, contribuindo significativamente para o aumento da frequência e intensidade dos eventos de cheia no município. Situação semelhante é observada na verticalização de bairros do Rio de Janeiro, onde o aterramento de áreas alagáveis promoveu a elevação do risco de inundações em setores urbanizados.

Logo, os principais desafios relacionados ao uso e à ocupação do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba envolvem a mitigação da fragmentação dos remanescentes florestais, a proteção das áreas de recarga hídrica, áreas úmidas, faixas de APPs, o controle da expansão urbana não planejada, bem como o fortalecimento dos instrumentos de gestão territorial e ambiental, com vistas à promoção de um desenvolvimento sustentável e equilibrado da sub-bacia do Rio Sorocaba (SOROCABA, 2005; IBGE, 2022; SOROCABA, 2023a; INPE, 2023).

6.3. Modelagem hidrológica SWAT para fins de restauração

Os resultados obtidos em escala anual indicaram estabilidade estrutural do balanço hídrico entre os cenários analisados, evidenciando que a restauração das APPs, mesmo quando integral, não

foi suficiente para alterar de forma significativa a partição média anual da precipitação. Entretanto, essa aparente ausência de resposta não deve ser interpretada como ineficácia hidrológica da restauração, mas sim como reflexo da escala hidrológica adotada e das características estruturais da bacia (ANDRÉASSIAN, 2004). Do ponto de vista processual, a restauração ripária influencia mecanismos de resposta rápida — interceptação, infiltração inicial, rugosidade superficial, conectividade hidrológica e tempo de concentração — que afetam principalmente a forma do hidrograma e a magnitude dos picos de vazão.

Desta maneira, os efeitos dos cenários de recuperação são mais prováveis de emergir em escalas temporais finas (diária ou orientada a eventos) (BROWN *et al.*, 2005) e em métricas associadas a extremos hidrológicos (ARNOLD *et al.*, 1998; ABBASPOUR *et al.*, 2007; GASSMAN *et al.*, 2007; NEITSCH *et al.*, 2011; MORIASE *et al.*, 2015; KOLTSIDA *et al.*, 2021), como vazões máximas anuais (Qmax), percentis superiores da curva de permanência (Q5% e Q10%) e frequência de eventos de cheia, do que em indicadores médios anuais.

Neste estudo, a utilização das escalas diária ou sub-diária não foram possíveis devido a capacidade computacional de processamento de dados, o que levou a adoção da escala mensal (FICKLIN *et al.*, 2013; BRIGHENTI *et al.*, 2016). Então, os resultados do SWAT calibrado à sub-bacia do Rio Sorocaba indicam que intervenções localizadas em APPs tendem a produzir efeitos hidrológicos discretos quando avaliadas por indicadores médios anuais em bacias com elevada capacidade de armazenamento e dominância de escoamento subterrâneo. Eventuais impactos da restauração da APP são mais prováveis de serem detectados por meio da análise de vazões máximas, métricas associadas a extremos hidrológicos ou na dinâmica de sedimentos, e não na vazão média anual. De modo geral, o sistema apresenta estabilidade estrutural do balanço hídrico, no qual a restauração promove apenas redistribuição sutil dos fluxos em direção ao compartimento subterrâneo, sem alteração significativa no volume total anual escoado.

A resposta hidrológica observada é incremental e aproximadamente linear entre os cenários CA, RP e RI, porém, de baixa magnitude, indicando baixa sensibilidade estrutural da bacia às intervenções ripárias quando analisadas na escala anual. Então, a estabilidade observada no balanço hídrico médio anual não invalida a importância da restauração, mas revela baixa sensibilidade do sistema quando analisado em escala agregada. A adoção de abordagem multiescalar torna-se, portanto, metodologicamente necessária para capturar respostas hidrológicas não lineares e dependentes de eventos, permitindo distinguir entre ausência de efeito e limitação analítica imposta pela escala temporal considerada.

Dessa forma, o modelo hidrológico, além de considerar a interação com os componentes físicos, geomorfológicos e climáticos da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, deve integrar abordagens

temporais e biofísicas para subsidiar estudos de longo prazo e em escala regional. Tabacchi *et al.* (2000) destacam a dinâmica da vegetação ripária frente às restrições impostas pelos regimes hidrológicos e pelas características geomorfológicas dos sistemas fluviais. Os autores enfatizam os avanços nos esforços de restauração utilizando vegetação ciliar, ressaltando, contudo, a necessidade de um entendimento mais aprofundado sobre os efeitos físicos exercidos pela vegetação ripária nos processos hidráulicos do canal. Nesse contexto, é essencial o desenvolvimento de modelos hidrológicos e hidráulicos que incorporem a complexidade estrutural e funcional da vegetação ripária, de modo a representar adequadamente suas interações com o escoamento superficial, promovendo uma abordagem mais integrada e realista da gestão de bacias hidrográficas (TABACCHI *et al.*, 2000).

Adicionalmente, Zellner *et al.* (2016) destacam que, embora haja avanços significativos no conhecimento sobre a relação entre cobertura florestal e disponibilidade hídrica, essa temática ainda apresenta lacunas quanto à sua integração interdisciplinar e à sua incorporação efetiva em diferentes domínios científicos. Tal abordagem deve ser mais amplamente assimilada nas estratégias de gestão de recursos hídricos em escala de microbacia hidrográfica, incluindo as áreas urbanas nelas inseridas, onde os impactos antrópicos sobre os processos hidrológicos são mais acentuados (HONDA & DURIGAN, 2017; ANA, 2023; 2025).

Nesse contexto, a gestão integrada de bacias hidrográficas, especialmente em sua interface com a cobertura vegetal nativa — como as APPs localizadas em zonas urbanas e rurais — permanece como um campo de investigação prioritário, dada a reconhecida interdependência entre a presença de áreas verdes e os processos hidrológicos associados ao escoamento de águas pluviais em ambientes urbanos (ZELLNER *et al.*, 2016; HU *et al.*, 2020). Essa relação torna-se ainda mais crítica em cenários de eventos extremos, como inundações, para os quais estudos anteriores indicam que a remoção em larga escala da vegetação natural está diretamente associada ao aumento da vazão anual e das descargas médias nos corpos hídricos (HORTON *et al.*, 2021).

A quantificação precisa dos efeitos hidrológicos da restauração e conservação de APPs, contudo, apresenta desafios metodológicos significativos, em virtude das limitações tanto do modelo hidrológico empregado quanto da disponibilidade e qualidade dos dados observacionais. Tais limitações são agravadas pelo fato de que as alterações LULC ocorrem historicamente de forma gradual e complexa, frequentemente em contextos de múltiplos vetores de desenvolvimento territorial sobrepostos, e em períodos caracterizados por lacunas nos registros climáticos e hidrológicos, especialmente em escala espacial. Ainda assim, projeta-se que, quanto maior a extensão das áreas restauradas, maior será sua eficácia na atenuação de picos de cheia e na redução da frequência de eventos hidrológicos extremos, contribuindo para a resiliência das bacias hidrográficas frente às mudanças climáticas e à expansão urbana (HONDA & DURIGAN, 2017).

Logo, os cenários de restauração das APPs na sub-bacia devem ser elaborados considerando a gestão integrada do uso e cobertura do solo no âmbito municipal de Sorocaba. Conforme demonstrado por Londe & Mendes (2014), a implementação de novas áreas verdes, a revitalização das já existentes e a conservação da vegetação remanescente em ambientes urbanos devem ser reconhecidas pelos gestores públicos como investimentos estratégicos que promovem benefícios socioambientais de longo prazo. A incorporação da relevância dessas áreas no planejamento urbano é fundamental e deve ser formalizada nas revisões do Plano Diretor e nas políticas de zoneamento municipal (SOROCABA, 2023b), garantindo a proteção e o manejo sustentável dos ecossistemas ripários (SOROCABA, 2005; 2023a).

6.3.1. Recuperação de áreas naturais e de Preservação Permanente

Ecossistemas naturais, como zonas úmidas e formações florestais, desempenham um papel relevante na absorção de chuvas intensas e na desaceleração do escoamento superficial, podendo atenuar parcialmente eventos de cheia em determinados contextos. A cobertura vegetal contribui ainda para a absorção da umidade do solo e sua liberação para a atmosfera por meio da evapotranspiração, o que pode tanto reduzir os impactos de inundações em escala local quanto influenciar os ciclos atmosféricos de umidade em níveis regional e global, promovendo condições favoráveis à agricultura. A recuperação da cobertura florestal tem sido a principal estratégia adotada por programas de PSA no Brasil, com foco na melhoria das condições hidrológicas em bacias hidrográficas.

Essa abordagem está em consonância com a legislação ambiental nacional (BRASIL, 1981), que impõe a responsabilização por danos ambientais e o pagamento pelo uso de recursos naturais. Estudos como o de Neugarten *et al.* (2018) destacam a eficácia dos PSA em áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e em Unidades de Conservação, promovendo benefícios ecológicos e hidrológicos em sub-bacias. E Moura *et al.* (2025) reforça o uso do SWAT como ferramenta de quantificação de serviços ecossistêmicos para aplicação do PSA vinculado a políticas ambientais e conservação dos recursos hídricos no Brasil.

Os resultados dos cenários de recuperação da mata ciliar ao longo do Rio Sorocaba apresentadas nesta pesquisa mostram baixa influência no balanço hídrico da sub-bacia. Contudo, estes achados são de importante indicação e implicação ao PSA. Isto é, a restauração de APPs não necessariamente reduz a vazão média anual, mas se apresenta como benefício hidrológico na regulação e amortecimento de extremos e na qualidade da água, não na redução volumétrica do escoamento total. Então, o PSA, vinculado a programas de recuperação/restauração ambiental devem focar na redução

de picos de cheia, trazer estabilidade hidrológica, reduzir o transporte de sedimentos, promover a conservação de aquíferos, e fortificar a resiliência climática.

O potencial das SBNs na mitigação e enfrentamento de desastres, como enchentes, tem sido amplamente documentado (IUCN, 2024). Conforme a União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature – IUCN*), o conceito de SBN funciona como um termo abrangente, incorporando uma série de abordagens já consolidadas, como a abordagem ecossistêmica, a engenharia ecológica, a restauração da paisagem florestal, a restauração ecológica e a redução de riscos de desastres por meio de estratégias baseadas na natureza (DEMOZZI *et al.*, 2024). De acordo com a definição da IUCN, SBN refere-se a “ações voltadas à proteção, gestão sustentável e restauração de ecossistemas naturais ou modificados, que enfrentam desafios sociais de forma eficaz e adaptativa, gerando benefícios simultâneos à biodiversidade e ao bem-estar humano” (Freitas *et al.*, 2022; IUCN, 2025).

Como citado por Zarei & Shahab (2025), as SBNs se expandem para ecossistemas urbanos através do desenvolvimento de áreas verdes urbanas e parques públicos. A crescente valorização das áreas verdes urbanas levou à incorporação de elementos como corredores ecológicos, parques de bolso, hortas comunitárias e faixas verdes, considerados essenciais para a qualidade ambiental das cidades. Soluções modernas como telhados verdes, paredes vegetadas e fachadas verdes também vêm sendo adotadas, promovendo benefícios como regulação térmica, melhoria da qualidade do ar, gestão das águas pluviais, redução da poluição sonora e eficiência energética. Na hidrologia, El Baida *et al.* (2025) reforça essa ideia, enfatizando as SBNs para controle de inundações urbanas pluviais por meio do *LID* (OREGON STATE UNIVERSITY, 2006; BEDIENT *et al.*, 2008; RAMMAL & BERTHIER, 2020), como telhados verdes, valas de infiltração, pavimentos permeáveis, valetas vegetadas e cisternas pluviais, que oferecem uma abordagem distinta de SBN para o gerenciamento de inundações, abordando alagamentos localizados causados por eventos de chuva intensa em ambientes urbanos.

Portanto, em bacias com alta dominância de escoamento subterrâneo e forte regulação hidrológica, como o caso da sub-bacia do Rio Sorocaba, os benefícios hidrológicos da restauração ripária são mais associados à estabilidade do regime, proteção contra eventos extremos e melhoria da qualidade da água, do que à alteração da vazão média anual. Em bacias regularizadas por reservatórios, a função da APP é complementar, não dominante no ciclo hidrológico ou como principal medida estrutural nesta sub-bacia. Dessa forma, considerando que os desafios relacionados à adaptação climática e às mudanças LULC como obstáculos enfrentados em bacias suscetíveis, as SBNs e PSA, como as ações e práticas de restauração florestal e recuperação de matas ciliares, configuram-se como estratégias promissoras para lidar com os eventos hidrológicos extremos.

6.3.2. Áreas ripárias e florestais na sub-bacia

Conforme estabelecido pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), as faixas de proteção dos recursos hídricos constituem uma medida estratégica essencial para a conservação dos corpos d'água superficiais. De acordo com os dados da Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo (DATAGEO), oriundos do Inventário Florestal do Estado, a bacia hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê apresenta, atualmente, 22,80% de cobertura por vegetação nativa, predominantemente composta por remanescentes de Mata Atlântica.

No âmbito municipal, o município de Sorocaba apresentava, em 2012, um índice de cobertura vegetal nativa de 12,80%, valor que evoluiu para 18,95% em 2020 e atingiu 19,0% em 2024, conforme resultados apresentados neste estudo com aumento de 4% da vegetação nativa a partir de 2012. Apesar desse avanço, o município permanece enquadrado na categoria de alta prioridade para ações de restauração ecológica, conforme os critérios estabelecidos pela Resolução SEMIL nº 02/2024, normativa que estabelece diretrizes para a compensação ambiental obrigatória, especialmente em contextos que envolvam intervenções em APP e supressão de vegetação nativa (SÃO PAULO, 2024b). Isso é fortificado em estudos de Nucci (2008), em que o um índice de cobertura vegetal na faixa de 30% é o recomendável para proporcionar um adequado balanço térmico em bacias urbanizadas, sendo que áreas com um índice de arborização inferior a 5% determinam características de seca.

O município de Sorocaba ainda conserva remanescentes de vegetação ciliar ao longo de sua rede de drenagem (SOROCABA, 2005). Entretanto, as zonas ripárias vêm sendo progressivamente suprimidas em decorrência da expansão do ambiente urbano na sub-bacia do Rio Sorocaba, resultando em um aumento significativo da impermeabilização das margens do rio e de seus afluentes. No canal principal do Rio Sorocaba, os dados indicam uma redução da pressão antrópica associada às atividades agropecuárias em determinadas porções da bacia, concomitante à expansão da malha urbana e ao avanço de culturas agrícolas da cana-de-açúcar. De forma relevante, observa-se também um processo de regeneração de ecossistemas naturais, com incremento de formações florestais nativas e de áreas úmidas. Essas tendências apontam para uma recomposição parcial da vegetação em setores anteriormente antropizados, especialmente em áreas com *status* legal de proteção ambiental.

Como anteriormente reportado, as alterações históricas do uso do solo na sub-bacia do Rio Sorocaba apresentaram decréscimo de corpos d'água e do espelho d'água na bacia. Isso vai de encontro aos achados de Pereira *et al.* (2014) e Dias *et al.* (2016) para afluentes do Rio Sorocaba, os quais apresentaram trechos com vazões reduzidas devido a ausência de cobertura vegetal da mata ciliar. Nesse contexto, a bacia hidrográfica do Sorocaba – Médio Tietê, juntamente com os municípios nela inseridos, tem buscado promover a conservação dos recursos hídricos por meio da gestão integrada e

do manejo sustentável da bacia. Essa atuação se dá principalmente por meio da implementação do Plano de Bacia Hidrográfica, elaborado no âmbito do Comitê da Bacia Hidrográfica e operacionalizado por suas respectivas agências de água, conforme diretrizes da PNRH (BRASIL, 1997).

No estado de São Paulo, com financiamento do *Global Environment Facility* e implementação pelo Banco Mundial, foi desenvolvido o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (PRMC), executado entre 2005 e 2011. O objetivo central do projeto foi compreender os desafios inerentes à restauração de matas ciliares no estado, bem como formular instrumentos e estratégias voltadas à implementação de programas sustentáveis de recuperação em longo prazo. O PRMC foi articulado com outras iniciativas, como os Programas de Microbacias Hidrográficas, reconhecendo que a compreensão das interações entre vegetação e regime de vazão em unidades territoriais compatíveis com a escala desses processos, sendo as microbacias hidrográficas mais adequadas à quantificação, ao manejo e à gestão da produção hídrica (SÃO PAULO, 2014; HONDA & DURIGAN, 2017; ANA, 2023,2025). O mesmo pode ser evidenciado em estudos como o de Liu *et al.* (2017) para os cenários de recuperação, em que as áreas de bambu foram substituídas por florestas em 6,66 km², 13,14 km² e 39,55 km² antes de 2020 nas cidades de Anjie, Tiechang e Xinqiao na China.

Nesse contexto, o PRMC direcionou suas ações para microbacias hidrográficas prioritárias, com ênfase na formulação de políticas públicas voltadas à normatização da restauração de matas ciliares, no fomento à recuperação florestal de caráter sustentável, no desenvolvimento de projetos demonstrativos e na consolidação de metodologias de restauração pautadas no uso e ocupação do solo de forma ambientalmente adequada. Além disso, foram implementadas estratégias integradas de gestão, monitoramento e difusão de dados sobre áreas em processo de regeneração ecológica (SÃO PAULO, 2014). Conforme evidenciado em dados recentes (SÃO PAULO, 2014; 2021), a execução dessas etapas enfrenta limitações relacionadas à dependência da sazonalidade do regime pluviométrico, especialmente durante o período chuvoso. Esse fator reforça os achados anteriores relativos à crescente incidência de estresse hídrico e à ocorrência de secas hidrológicas e meteorológicas na bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, o que impõe desafios adicionais à efetividade dos processos de restauração das APPs.

Apesar dos desafios existentes, Sorocaba ainda consta com a certificação do Programa Município Verde Azul (2021), cobrindo o *ranking* n° 76 entre os poucos municípios do estado de São Paulo certificados pela implantação de áreas verdes. Ainda, o Relatório Técnico do Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba – Médio Tietê, elaborado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e disponibilizado pela Fundação Agência de Bacias Hidrográficas do Sorocaba – Médio Tietê (FABH-SMT) no âmbito do Plano de Bacia com horizonte 2007 a 2020, estabelece metas para a redução do *déficit* de cobertura vegetal em APPs. O principal objetivo consiste

na recuperação de 30% do passivo ambiental, por meio da restauração da vegetação ciliar, elevando a área de cobertura de 12.430,75 ha para 41.435,82 ha em toda a bacia hidrográfica. O custo estimado para viabilização dessas ações é de até R\$ 25 mil por hectare restaurado (IPT, 2009; AGÊNCIA SMT, 2025).

Apesar de seu elevado potencial regulador, a restauração de áreas naturais exige investimentos expressivos, tal como a implementação de SBNs (ZAREI & SHAHAB, 2025). Estimativas apontam retornos econômicos na ordem de US\$ 7 a US\$ 30 por dólar investido em ações de restauração ecológica, inseridas no escopo de uma economia regenerativa. Esse modelo econômico demandaria aportes anuais entre US\$ 125 e US\$ 140 trilhões — valor que corresponde a aproximadamente 1,5 vezes o Produto Interno Bruto (PIB) global — para viabilizar intervenções capazes de mitigar os efeitos das crises ambientais contemporâneas. Entretanto, os riscos associados à variabilidade climática permanecem significativos: aproximadamente 26% das perdas e danos econômicos decorrentes de desastres relacionados ao clima, como eventos extremos de precipitação e alterações nos padrões hidrológicos, afetam diretamente o setor agrícola (DEMOZZI *et al.*, 2024).

Conforme destacado pela IUCN, em contextos de restauração ecológica, as SBNs, como as APPs, não geram novos volumes de água, mas desempenham papel fundamental na regulação da dinâmica hidrológica, influenciando a distribuição e o deslocamento da água na paisagem. Ecossistemas naturais restaurados, portanto, exercem funções essenciais na modulação dos fluxos hídricos, contribuindo para a estabilidade da produção agrícola por meio da atenuação da frequência e da intensidade de eventos extremos, como secas e inundações (IUCN, 2021).

Portanto, conforme destacado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), as SBNs configuram-se como intervenções custo-efetivas, capazes de promover simultaneamente o aumento da resiliência dos sistemas agropecuários e da segurança alimentar, ao mesmo tempo em que contribuem para a mitigação dos impactos das mudanças climáticas e para a restauração funcional de ecossistemas naturais inseridos em paisagens agrícolas (IUCN, 2021; DEMOZZI *et al.*, 2024). Nesse contexto, ações voltadas à conservação e recuperação da vegetação ciliar representam exemplos estratégicos de SBN com potencial para integrar conservação ambiental e sustentabilidade produtiva em situações de extremos hidrológicos.

Dessa forma, as APPs, quando em estado de degradação, podem ser adversamente afetadas por eventos de inundação na sub-bacia. Por outro lado, o aumento da frequência de cheias pode gerar efeitos positivos em regiões onde a demanda hídrica a montante tenha reduzido significativamente o escoamento fluvial. No entanto, a avaliação desses efeitos é complexa, dado o conhecimento ainda limitado sobre as interações entre eventos de inundação e ecossistemas florestais. Embora as florestas

possam desempenhar um papel relevante na atenuação de inundações, sua capacidade de mitigação é condicionada à saturação do solo e à intensidade dos eventos pluviométricos (IPCC, 2023).

A mitigação proposta pela recuperação das APPs, portanto, corrobora para criação de medidas adaptativas em função das alterações dos padrões climáticos e do uso do solo. Devido ao contexto de estresse hídrico na bacia em estudo, espera-se benefícios da recuperação de ecossistemas em relação à produção de água em microbacias hidrográficas.

6.3.3. As influências das áreas úmidas nas cheias

Na sub-bacia do Rio Sorocaba, foram identificadas áreas reduzidas relativas à presença de zonas úmidas (*wetlands*). Contudo, ao contrário dos corpos d'água, essas áreas apresentaram um aumento expressivo na varredura de uso e cobertura do solo ao longo da série histórica, com incrementos de 76% na área do rio principal e 75% em seus afluentes. Paralelamente, verificou-se um crescimento das mesmas inseridas nas áreas de APP, correspondendo a aumentos de 64% e 36%, respectivamente.

O foco da restauração de rios está em aumentar as capacidades naturais de armazenamento e reduzir o risco de inundações por meio da reconexão dos cursos d'água com suas planícies de inundação, da restauração de seus meandros naturais e da reabilitação de áreas úmidas (GUIDO *et al.* 2023; EL BAIDA *et al.*, 2025). Neugarten *et al.* (2018), em seu estudo sobre o potencial dos serviços ecossistêmicos na província de Alberta (Canadá), evidenciam que a gestão integrada dos recursos naturais é fundamental para a governança em múltiplas escalas espaciais. Os autores destacam o papel crucial das matas ciliares nos planos e políticas municipais voltados à conservação de áreas úmidas e APPs, especialmente em bacias hidrográficas com uso agrícola predominante. Ainda, acordos internacionais de restauração ambiental têm incentivado diversos países a recuperar 150 milhões de hectares de florestas até 2020, porém, há carência de iniciativas equivalentes voltadas à restauração de ecossistemas naturais não florestais, tais como as áreas úmidas (IUCN, 2021; 2023).

No entanto, conforme evidenciado no contexto da sub-bacia do Rio Sorocaba e seus afluentes, as planícies de inundação requerem atenção prioritária para a conservação de zonas úmidas. Considerando a complexidade das correlações positivas entre o aumento de temperatura e da frequência e magnitude de eventos de inundação futuros, projeta-se que as dinâmicas LULC e os processos hidrológicos serão substancialmente impactados, sobretudo nas áreas úmidas e alagadiças adjacentes aos corpos hídricos (IPCC, 2023). Essa ideia é reforçada por Guido *et al.* (2023), em que áreas úmidas florestadas e não florestadas podem impactar significativamente a geração de escoamento. A vegetação densa e as áreas úmidas influenciam a área de fonte variável envolvida na

geração de escoamento por saturação, e esse mecanismo pode fazer com que o módulo de chuva-escoamento se comporte de forma caótica durante a simulação de eventos de inundação.

Como abordado nesta discussão, a presença do reservatório e a compreensão de sua influência foi crucial para andamento do modelo na sub-bacia do Rio Sorocaba. Assim, cabe-se destacar a relação áreas úmidas-reservatório, visto que estas áreas naturais ajudam a manter ou melhorar as características hidráulicas das unidades de filtragem dentro do reservatório, garantindo um fluxo de água eficiente e maximizando a capacidade do reservatório de lidar com águas pluviais (EL BAIDA *et al.*, 2025). Guido *et al.* (2023) reforça essa inter-relação por meio dos dados do Relatório de Segurança de Barragens (RSB), publicado anualmente pela ANA, em que a bacia hidrográfica é coberta por áreas de armazenamento – como reservatórios, lagos e barragens – que podem reter volumes de água durante eventos extremos de chuva. Entretanto, mesmo com a presença de reservatórios e áreas úmidas, a capacidade de armazenamento de uma bacia hidrográfica não é suficiente para evitar as inundações causados por eventos hidrológicos extremos.

A IUCN (2021) também destaca a necessidade de mobilização de recursos financeiros públicos e privados para a proteção dos ecossistemas de áreas úmidas, utilizando instrumentos econômicos como o PSA voltado à restauração e à mitigação de riscos associados às inundações. O custo estimado para a restauração integral das áreas úmidas na paisagem é da ordem de US\$ 43 milhões, o que se traduz em um custo anual aproximado de US\$ 257 mil, considerando a taxa histórica global de perda de áreas úmidas de 0,6% ao ano, observada entre as décadas de 1960 e 2005 (NEUGARTEN *et al.*, 2018). Nesse contexto, conforme enfatizado pelos autores, as áreas úmidas desempenham papel estratégico na mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, reduzindo os riscos de eventos inundatórios e promovendo a segurança hídrica das bacias hidrográficas. Consequentemente, a restauração e conservação desses ecossistemas têm sido prioritárias em acordos internacionais relacionados à redução de GEE e à mitigação dos impactos climáticos, conforme previsto no Acordo de Paris.

A supressão de florestas nativas e de áreas úmidas em escala de bacia hidrográfica tende a intensificar os picos de cheia ao reduzir a capacidade de infiltração, armazenamento e regulação natural dos fluxos hídricos. Nesse contexto, as SBNs configuram-se como estratégias fundamentais para restaurar e proteger áreas úmidas e ecossistemas ripários, promovendo a recomposição de funções hidrológicas essenciais (GUIDO *et al.*, 2023). Na sub-bacia em estudo, essas áreas integram as APPs, contribuindo para o atual estágio de conservação e recuperação da mata ciliar. As zonas úmidas desempenham papel central no amortecimento de cheias, na retenção temporária de volumes excedentes e na dissipação de energia do escoamento (NEUGARTEN *et al.*, 2018), além de favorecerem a proteção e a manutenção da vegetação nativa do Rio Sorocaba.

6.4. Riscos e suscetibilidade às cheias do Rio Sorocaba

A suscetibilidade de inundações em determinadas porções da sub-bacia do Rio Sorocaba foi determinada em estudos anteriores (SOROCABA, 2005, 2014), destacando a influência da urbanização na sub-bacia proveniente do aumento da impermeabilização, das obras-civis, das estruturas de drenagem, ocupações irregulares na planície aluvial e má disposição de resíduos sólidos como fatores de influência dos riscos de inundação. Contudo, destaca-se a importância das áreas verdes, naturais e protegidas pela vegetação nativa como amortecedoras de cheias urbanas em bacias hidrográficas (ZELLNER *et al.*, 2016; LIN *et al.*, 2017; MACHADO *et al.*, 2019; SILVA & SILVA, 2020; RAMMAL AND BERTHIER, 2020; AVASHIA & GARG, 2020; XU *et al.*, 2020; ZARNOTT *et al.*, 2021).

O Projeto Atlas de Vulnerabilidade a Inundações (IPT, 2022) identificou 617 trechos inundáveis em 258 no Estado de São Paulo, classificados em alta (10%), média (42%) e baixa vulnerabilidade (47%). Na Região Metropolitana da capital (São Paulo), 16 dos 18 trechos críticos apresentam alta vulnerabilidade devido à urbanização rápida e à redução da infiltração do solo. Embora menos letais que enxurradas, essas inundações causam grandes prejuízos econômicos em áreas industriais e urbanas (SÃO PAULO, 2021).

Na realidade municipal, conforme apontado em estudos anteriores, os episódios de enchentes e inundações na sub-bacia do Rio Sorocaba decorrem de múltiplos fatores, com destaque para deficiências na infraestrutura de drenagem, descarte inadequado de resíduos sólidos e uso indevido do solo nas proximidades e margens dos cursos d'água. Além, apresentando o processo de urbanização do município pela ocupação residencial dos espaços de canalização e redução da capacidade nas drenagens subdimensionadas (SOROCABA, 2005).

Os registros de suscetibilidade consideram a identificação e análise de feições e características do terreno, indicadoras de maior ou menor grau de suscetibilidade, combinadas a observações sobre o LULC. Neste mapeamento, considera-se as ocorrências naturais do transbordamento do Rio Sorocaba em períodos de cheia, como as influências do reservatório do Itupararanga a montante, e do dimensionamento de estruturas hidráulicas e drenagem que podem corroborar para ocorrência destes fenômenos na sub-bacia. Em parâmetros hidráulicos, a tipologia do canal, sendo este natural, sinuoso ou retificado, influencia para caracterizar as suscetibilidades. Além, considerando a distância da margem do Rio Sorocaba, altura do talude, altura das cheias e trincas na superfície do terreno.

Conforme dados da Defesa Civil de Sorocaba (SOROCABA, 2005), a suscetibilidade a eventos extremos de cheia deve considerar um conjunto de fatores morfológicos e morfométricos do terreno,

incluindo a altitude e a inclinação de vertentes e taludes — sejam naturais ou resultantes de cortes antrópicos; a tipologia dos canais (naturais, artificiais ou retificados); as características do material geológico e do perfil de alteração (como solos residuais, saprolitos, rochas intemperizadas, coberturas coluvionares e a presença de blocos ou matacões); além de estruturas geológicas como foliações e fraturas. Devem-se observar também indícios de instabilidade, tais como solapamento de margens, trincas, degraus de abatimento e inclinação anormal de elementos como árvores, postes e muros. A cobertura do solo, seja por vegetação nativa, culturas agrícolas, áreas de solo exposto ou presença de resíduos sólidos, constitui outro fator relevante. Assim como as condições hidrológicas e hidráulicas locais, como o escoamento pluvial e subsuperficial, sistemas de drenagem, talvegues, processos de assoreamento, fossas, tubulações, surgências, barragens e diques.

A confluência dos afluentes com o Rio Sorocaba ocorre em uma área de baixa declividade, que, por suas características naturais, configura-se como zona propensa à inundação, apresentando limitações para o escoamento e a drenagem eficiente das águas. Esse cenário tende a ser agravado pela ascensão do nível do Rio Sorocaba durante eventos de vazão de pico relativamente elevados, resultando na invasão de suas águas sobre as margens. Esta sub-bacia consta elevada concentração de habitações populares e núcleos de urbanização precária — incluindo assentamentos informais —, o que potencializa os impactos adversos associados aos eventos de cheia. Nessas áreas, caracterizadas por altitudes reduzidas, a implementação de soluções de engenharia voltadas à regulação do escoamento superficial, como reservatórios de detenção, bacias de amortecimento (piscinões) e diques marginais para a contenção de cheias, constitui alternativa viável para a mitigação dos riscos hidrológicos (SOROCABA, 2005).

Neste contexto, os efeitos da urbanização são especialmente evidentes na porção central da sub-bacia, onde predominam áreas densamente ocupadas e com elevada impermeabilização do solo. Os trechos nordeste e centro-oeste abrangem setores estratégicos do núcleo urbano consolidado. Nessa configuração, a urbanização — marcada por altas taxas de impermeabilização e intervenções de engenharia inadequadamente dimensionadas — intensifica os eventos de cheia. Como consequência, mesmo transbordamentos de menor magnitude são significativamente amplificados pelo volume de escoamento superficial urbano, resultando em alagamentos que impactam diretamente a mobilidade urbana e as atividades socioeconômicas do município que contempla a sub-bacia (SOROCABA, 2005).

Em termos da área rural, em relação das alterações LULC e o ciclo hidrológico, eventos extremos de precipitação exercem impactos significativos sobre sistemas agropecuários, podendo comprometer o desempenho produtivo por meio de atrasos no calendário agrícola, compactação do

solo, perdas associadas à anoxia radicular, proliferação de fitopatologias, encharcamento do perfil e aumento das emissões de GEE, especialmente metano e óxido nitroso.

Em regiões tropicais, como o sul do Brasil, a saturação hídrica pode gerar impactos mais severos que a própria estiagem, dada a elevada sensibilidade de diversas culturas ao excesso de água. Por outro lado, em ambientes áridos e semiáridos, eventos de inundação podem assumir caráter benéfico quando favorecem a recarga de aquíferos aluviais por meio da infiltração em canais intermitentes, ampliando a disponibilidade hídrica em períodos secos. Em escala global, embora extremos térmicos e escassez hídrica constituam os principais limitantes da produtividade agrícola, precipitações extremas também explicam parcela relevante da variabilidade interanual da produção. Alterações no regime pluviométrico promovem redistribuição da água entre compartimentos superficiais e subterrâneos, com redução do armazenamento no solo e incremento do escoamento superficial e do aporte a reservatórios — intensificando a chamada “água azul” —, o que aumenta a ocorrência de inundações, erosão e estresse hídrico das plantas, ampliando a dependência de irrigação e de estruturas de armazenamento para garantir a estabilidade produtiva frente à variabilidade climática (IPCC, 2023).

Conforme mencionado anteriormente, na sub-bacia do rio Sorocaba, os impactos decorrentes das alterações no padrão de precipitação tendem a ser menos significativos na geração de riscos de inundação do que as mudanças no uso e cobertura do solo, juntamente com as descargas do reservatório. Entretanto, a incorporação dos efeitos das projeções de mudanças climáticas na modelagem hidrológica por meio do SWAT torna mais complexa a dissociação dos impactos específicos decorrentes das alterações futuras no uso do solo sobre os eventos de inundação. Essa dificuldade é corroborada por Szwagrzyk *et al.* (2018), que, ao avaliar a sensibilidade do modelo hidrológico às mudanças em LULC, destacam a importância de isolar tais efeitos sem a interferência das variáveis climáticas no modelo principal.

Desta maneira, o estudo apresenta achados que focam nas alterações do uso do solo, principalmente nos cenários de restauração florestal. Apesar da desconsideração das condições climáticas no modelo, a compreensão da dinâmica atmosférica é de grande valia na proposição de medidas que visem a prevenção e/ou a mitigação de riscos de inundação na bacia. A compreensão do regime pluviométrico anual, bem como da distribuição espacial dos índices pluviométricos em escala anual e mensal, associada ao levantamento de registros históricos de frequência de eventos extremos na bacia, possibilita uma estimativa razoavelmente da ocorrência desses eventos e de seus impactos potenciais. Um fator recorrente nas áreas classificadas como suscetíveis a inundações refere-se à acumulação de sedimentos, além da presença de resíduos sólidos e entulhos nas calhas dos cursos d'água. Tal situação evidencia a necessidade de intensificação das ações de limpeza e manutenção do

leito dos córregos, especialmente por meio de dragagens e limpeza de álveos (BRASIL, 1997, 2012a) na maioria das áreas de risco de inundação identificadas na sub-bacia (SOROCABA, 2005).

O Rio Sorocaba, pertencente à bacia hidrográfica do Sorocaba – Médio Tietê, apresenta uma declividade média de 0,28%, o que indica baixa energia hidráulica e velocidades de escoamento reduzidas em seu trajeto. Essa configuração hidrodinâmica favorece a formação de depressões marginais alagadas, que originam as lagoas de várzea. Smith (2012) já identificava a presença de lagoas de várzea distribuídas ao longo do sistema fluvial do Rio Sorocaba. No perímetro urbano de Sorocaba, essas formações são notadas principalmente nos trechos médio e inferior do rio. Essas lagoas desempenham funções hidrológicas e ecológicas relevantes, contribuindo para a regulação do escoamento superficial, a sedimentação de partículas em suspensão e a manutenção de habitats aquáticos, configurando-se como elementos fundamentais para o equilíbrio e a funcionalidade da bacia hidrográfica (SMITH, 2012).

Então, as medidas são diversas, abrangendo tanto estratégias de planejamento em médio e longo prazos quanto ações mitigadoras e emergenciais de curto prazo. As ações de curto prazo incluem, principalmente, a execução de obras de micro e macrodrenagem, implementação de medidas voltadas à urbanização, planejamento e controle de assentamentos precários. No entanto, o uso recorrente e não criterioso dessa abordagem, embora proporcione uma mitigação temporária dos riscos, tem contribuído para o surgimento de novas situações de vulnerabilidade (SOROCABA, 2005).

E de acordo com o Atlas de Vulnerabilidade a Inundações (IPT, 2022), o Rio Sorocaba apresenta vulnerabilidade média à ocorrência de cheias, o que evidencia a necessidade de intervenções estratégicas voltadas à redução dos riscos hidrológicos. Entre as ações recomendadas, destacam-se a restauração da mata ciliar e a implantação de sistemas de alerta precoce. Nesse contexto, torna-se fundamental a adoção de programas integrados que combinam medidas mitigatórias não-estruturais e estruturais, bem como as SBNs e a operação do reservatório (retenção de cheias e controle das comportas), com o objetivo de reduzir a suscetibilidade da sub-bacia do Rio Sorocaba à eventos de inundação.

Wang *et al.* (2026) diz que a operação de reservatórios — especialmente o armazenamento e a liberação de água antes e durante eventos extremos — atenua os picos de cheia e reduz os volumes que atingem áreas vulneráveis a jusante da bacia. Como proposto pelos autores, a avaliação de serviços de mitigação de cheias em bacias não é possível sem representar explicitamente a influência do reservatório como também estratégia de mitigação estrutural. Pathania *et al.* (2026), em seu estudo de previsão das afluições (*inflows*) do reservatório a partir de previsão de chuva, descrevem que as descargas controladas do reservatório atenuam e atrasam o pico de vazão, reduzindo fortemente os impactos a jusante. Da mesma forma que Wang *et al.* (2026) na aplicação do HEC-RAS junto ao

SWAT, os autores mostram que o cenário “sem controle” do reservatório levaria a 78,7% mais população exposta do que com a operação observada e controlada da estrutura.

E conforme destacado pela Defesa Civil do município de Sorocaba, as análises de suscetibilidade recomendam avaliações gerais de caráter estrutural, como intervenções de obras, e não-estrutural (medidas administrativas) para mitigar, prevenir e remediar novas ocorrências e aumento de grau de risco na sub-bacia do Rio Sorocaba. Portanto, tanto as medidas estruturais como não-estruturais devem ser tomadas como parte do processo de remediação. Contudo, destacar o cenário de degradação e recuperação ambiental, especificamente no papel das APPs no controle de cheia, é um aspecto no combate ao aumento de suscetibilidade em sub-bacias urbanas de alto risco.

Por fim, embora a bacia hidrográfica seja amplamente reconhecida como a unidade espacial mais adequada para a gestão integrada dos recursos hídricos, essa abordagem pode levar à suposição de que o sistema opera de forma isolada. No entanto, deve-se considerar a bacia com as interações hidrológicas, ecológicas, e institucionais com unidades e sistemas de gestão adjacentes, o que implica em fluxos de água, contaminantes, energia e decisões de gestão que extrapolam seus limites físicos. Isso vai de encontro ao estipulado na diretriz do Art. 4º, inciso IV, da Lei n. 12.608, de 10 de abril de 2012 que institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil (PNPDEC) – “*adoção da bacia hidrográfica como unidade de análise das ações de prevenção de desastres relacionados à corpos d'água*” (BRASIL, 2012b). Ainda, este instrumento instituir o cadastro nacional de municípios com áreas suscetíveis à ocorrência de “*inundações bruscas ou processos geológicos ou hidrológicos correlatos*”, obrigando que os municípios incluídos nesse cadastro devem elaborar mapeamento de áreas suscetíveis a inundações bruscas e outras ocorrências correlatas, como disposto no Art. 22º da Lei 12.340/2010 (BRASIL, 2010).

Portanto, uma abordagem verdadeiramente integrada deve considerar essas conexões inter-bacias e os sistemas antrópicos associados na gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 1997; DELL’AIRA & MEIER, 2025; MUDENDA *et al.*, 2025; ZHANG & CHUI, 2025).

5. CONCLUSÃO

As ações de mitigação de eventos hidrológicos extremos, como as inundações, requerem a consolidação da hidrologia florestal como elemento-chave para equilibrar o ciclo hidrológico e conservar os recursos hídricos. Esse cenário evidencia os desafios estruturais enfrentados pelos centros urbanos diante da intensificação de eventos climáticos extremos, reforçando a necessidade de um planejamento urbano integrado e da implementação de infraestruturas resilientes. Nesse contexto, adotou-se o modelo hidrológico SWAT, visando incorporar variáveis que permitam a estimativa do escoamento superficial e vazão média na sub-bacia do Rio Sorocaba frente aos cenários de recuperação da mata ciliar.

Os cenários de recuperação propostos (RI e RP) não promoveram alterações significativas na partição anual da água na bacia, evidenciando estabilidade estrutural do balanço hídrico. O sistema mostrou-se predominantemente controlado por processos subsuperficiais, com o escoamento de base representando 66% da vazão total, o que indica forte influência da percolação, do armazenamento no aquífero raso e do retorno lento (ALPHA_BF). O *Curve Number* médio permaneceu praticamente inalterado, demonstrando que a escala espacial da intervenção não foi suficiente para modificar o comportamento hidrológico médio anual. Além disso, o Reservatório do Itupararanga a montante exerce papel regulador relevante, amortecendo respostas superficiais decorrentes de mudanças LULC. Logo, conclui-se que as bacias regularizadas por reservatórios em operação, a função da APP é complementar e não como principal medida estrutural, sendo necessárias outras medidas de mitigação complementares e considerar os demais benefícios ecológicos e hidrológicos das APPs.

Embora tenha sido observado leve aumento na percolação e no escoamento subterrâneo, os efeitos da restauração manifestaram-se principalmente na redistribuição interna dos fluxos, sem impacto expressivo na vazão média anual, sendo mais provável que diferenças significativas ocorram em métricas de vazões extremas, na dinâmica de sedimentos e nas alterações da escala hidrológica. Recomenda-se a utilização de escala diária para fins de restauração florestal em escalas de sub-bacias ou microbacias hidrográficas, principalmente para análise de focos de cheias pontuais em pequenas bacias hidrográficas suscetíveis, especialmente em trechos mais urbanizados identificados no canal principal. Além, considerar as características operacionais mais detalhadas e específicas do reservatório ao longo da série histórica para melhoria de desempenho do modelo calibrado. Contudo, a calibração do SWAT foi considerada promissora considerando a presença da estrutura do reservatório, com $NSE > 0,60$, considerada aceitável quando $NSE > 0,5$ em bacias regularizadas.

Em função dos resultados LULC, a análise temporal evidencia transformações significativas nas últimas três décadas, destacando-se a expansão da malha urbana (+60%) e o aumento das áreas

agrícolas, com variações entre 73% e 100%, especialmente impulsionadas pela cultura da cana-de-açúcar e por espécies perenes. As florestas plantadas cresceram 11%, enquanto áreas de campos e pastagens reduziram-se em aproximadamente 53%, indicando substituição por usos mais intensivos. Observou-se ainda incremento da vegetação florestal nativa (+16% na bacia), bem como expansão expressiva das áreas úmidas (+76%), evidenciando dinâmicas simultâneas de intensificação antrópica e recomposição ambiental. Nas faixas de mata ciliar (50 m), a pressão antrópica é significativa: cerca de 57% da faixa ao longo do canal principal encontra-se antropizada, com aumento de 45% da cana-de-açúcar, além de acréscimos entre 59% e 100% em áreas agrícolas, 31% em silvicultura e 58% na urbanização nessas zonas ripárias. Apesar dessas transformações, a vegetação florestal nativa ainda predomina nas APPs, com incremento de 64% nas margens do Rio Sorocaba e 36% nos afluentes. Em conjunto, os resultados revelam um cenário de forte intensificação do uso do solo, com implicações estruturais relevantes para o balanço hídrico da bacia.

Os resultados do balanço evidenciam que ocorreram mudanças significativas na dinâmica interna do balanço hídrico da sub-bacia em resposta às alterações LULC. As modificações de LULC mostraram-se mais representativas nas simulações do cenário atual (CA) quando comparadas aos cenários de restauração parcial (RP) e restauração integral (RI). Na série histórica, observou-se aumento de 51,03% no escoamento superficial, enquanto a percolação para o aquífero raso e a recarga profunda reduziram aproximadamente 11%, acompanhadas por diminuição do fluxo lateral. As vazões médias e o escoamento total anual simulados pelo SWAT apresentaram incrementos mais discretos, com aumento de 2,7% no escoamento e 2,0% nas vazões médias entre 1992 e 2022.

Essa redistribuição interna dos fluxos indica uma transição para um regime hidrológico mais dominado por processos superficiais, refletindo menor capacidade de infiltração e armazenamento subsuperficial. A análise de sensibilidade reforça essa interpretação, ao identificar o CN2 como o parâmetro mais influente na simulação do escoamento, seguido por parâmetros relacionados à recarga subterrânea e às propriedades físico-hídricas do solo. Em contraste, os parâmetros associados ao aquífero profundo apresentaram baixa sensibilidade, indicando menor controle desses processos na resposta hidrológica simulada.

Além da análise histórico-espacial da sub-bacia, os resultados obtidos revelam parâmetros hidrológicos relevantes para a compreensão da dinâmica hídrica regional. Assim, as ocorrências de inundações na sub-bacia devem ser compreendidas sob ótica da operação do reservatório e das alterações LULC temporais, além dos impactos antrópicos pela ocupação das planícies aluviais, má disposição de resíduos sólidos e mau dimensionamento das microestruturas de drenagem. De forma específica, tal cenário decorre, predominantemente, de três fatores principais identificados: (a) modificação das características naturais do relevo e indução de processos geodinâmicos associados à

ocupação inadequada do meio físico; (b) vulnerabilidade intrínseca das ocupações quanto à localização e às condições construtivas; e (c) limitações da gestão pública em acompanhar e mitigar os efeitos das transformações aceleradas no ambiente físico, tanto por meio de medidas estruturais — como intervenções de engenharia e implantação de infraestrutura urbana adequada — quanto por meio de medidas não-estruturais, tais como programas de planejamento e controle do uso e ocupação do solo em áreas de risco, além de sistemas de previsão e alerta de inundações baseados na modelagem de perfis de linha d'água e superfícies de inundação, associadas a tempos de retorno e fundamentadas em estudos técnicos sistematizados.

Diante dos resultados obtidos, indica-se a utilização do modelo hidrológico como ferramenta de quantificação dos impactos hidrológicos em escala local e para tomadas de decisões pelos órgãos de planejamento civil-ambiental. Logo, a implantação de cenários de recuperação ambiental em áreas de suscetibilidade ambiental e hidrológica devem ser priorizadas para regulação do escoamento e vazão a médio prazo e mitigar os efeitos das ocorrências severas das inundações. Destaca-se que os cenários de recuperação florestal e seus impactos positivos no ciclo hidrológico se torna cada vez mais fundamentada quando acoplados a gestão de recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos. Essa integração auxilia na visão mais abrangente dos benefícios socioeconômicos e das perdas por eventos hidrológicos, levando ao desenvolvimento de técnicas fundamentadas da hidrologia urbana e florestal. Essa abordagem oferece uma ferramenta robusta para avaliar os impactos da dinâmica da paisagem sobre o regime hidrológico e subsidiar a gestão sustentável dos recursos hídricos, com ênfase na redução da suscetibilidade a eventos de cheia em sub-bacias urbanas.

Para a sub-bacia do Rio Sorocaba, a compreensão integrada das interações entre o LULC, operação do reservatório e variabilidade climática é fundamental para subsidiar ações de restauração e evitar medidas que possam comprometer a disponibilidade e a segurança hídrica dos municípios inseridos na sub-bacia. A recorrência de eventos extremos recentes, tanto inundações quanto secas de média duração, reforça a necessidade de estratégias integradas de monitoramento, planejamento e gestão adaptativa dos recursos hídricos, particularmente diante da intensificação da variabilidade climática e do avanço da urbanização. Nesse cenário, os resultados desta pesquisa evidenciam o potencial do modelo SWAT como ferramenta de apoio à tomada de decisão no âmbito público, contribuindo para o manejo racional e sustentável dos recursos hídricos na bacia do Rio Sorocaba em sua totalidade e na UGRHI Sorocaba–Médio Tietê. Ademais, o uso do modelo mostra-se promissor para a avaliação de SBNs e mecanismos do PSA, fornecendo suporte técnico-científico à formulação de políticas ambientais e de uso do solo mais sustentáveis e orientadas à resiliência hidrológica em meio às mudanças do clima.

6. REFERÊNCIAS

- Abbas, S. A.; Bailey, R. T.; White, J. T.; Arnold, J. G.; White, M. J.; Čerkasova, N.; Gao, J. A framework for parameter estimation, sensitivity analysis, and uncertainty analysis for holistic hydrologic modeling using SWAT+. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 28, p. 21–48, 2024. doi: DOI: 10.5194/hess-28-21-2024.
- Abbaspour, K. C.; Vejdani, M.; Haghighat, S. (2007). SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT. Modsim 2007: International Congress on Modelling and Simulation: **Land, Water and Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability**, Christchurch, New Zealand.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Hidroweb: sistemas de informações hidrológicas**, 2024. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>. Acesso em: 16 out. 2025.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Catálogo de Metadados da ANA**. Brasília: ANA. Disponível em: metadados.snirh.gov.br. Acesso em: 16 out. 2025.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual**. Brasília, DF: ANA, 2023. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjunturainforme2023.pdf>. Acesso em: 28 out. 2025.
- Agência SMT. Página inicial. **Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê – FABH-SMT**. Disponível em: <https://www.agenciasmt.com.br/>. Acesso em: 24 jul. 2025.
- Akter, T., Quevauviller, P., Eisenreich, S.J., Vaes, G., 2018. Impacts of climate and land use changes on flood risk management for the Schijn River, Belgium. **Environmental Science & Policy** 89, 163–75. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.07.002>.
- Almeida, R. A.; Pereira, S. B.; Pinto, D. B. F. Applicability of the SWAT hydrological model in the Mucuri River Basin. **Engenharia Agrícola**, v. 40, n. 5, p. 631-644, 2020. doi: 10.1590/1809-4430-eng.agric.v40n5p631-644/2020.
- Althoff, D.; Rodrigues, L. N. Goodness-of-fit criteria for hydrological models: model calibration and performance assessment. **Journal of Hydrology**, v. 600, p. 126674, 2021. doi: 10.1016/j.jhydrol.2021.126674.
- Andréassian, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1–2, p. 1–27, 2004. doi: 10.1016/j.jhydrol.2003.12.015.
- Arnold, J. G.; Moriasi, D. N.; Gassman, P. W.; Abbaspour, K. C.; White, M. J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.; Harmel, R. D.; Van Griensven, A.; Van Liew, M. W.; Kannan, N.; Jha, M. K. (2012). SWAT: model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**. v. 55, n. 4, p. 1491-1508. doi: 10.13031/2013.42256.

Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental - ABGE. Manual de Geologia de Engenharia. **São Paulo: ABGE**, 1996.

Arab, Paola Bruno, Perinotto, José Alexandre de Jesus, Assine, Mario Luis. GRUPO ITARARÉ (P – C DA BACIA DO PARANÁ) NAS REGIÕES DE LIMEIRA E PIRACICABA – SP: CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DAS LITOFÁCIES. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 28, n. 4, p. 501-521, 2009

Arantes, L.T., Carvalho, A.C.P., Carvalho, A.P.P., Lorandi, R., Moschini, L.E., Di Lollo, J.A., 2021. Surface runoff associated with climate change and land use and land cover in southeast region of Brazil. **Environmental Challenges** 3, 100054. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100054>.

Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah, and J. R. Williams. 1998. "Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development." J. Am. Water Resour. Assoc. 34 (1): 73–89. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.

Atoba, K., Newman, G., Brody, S., Highfield, W., Kim, Y., Juan, A., 2021. Buy them out before they are built: Evaluating the proactive acquisition of vacant land in flood-prone areas. **Environmental Conservation** 48, 118–126. doi: [10.1017/S0376892921000059](https://doi.org/10.1017/S0376892921000059).

Avashia, V., Garg, A., 2020. Implications of land use transitions and climate change on local flooding in urban areas: An assessment of 42 Indian cities. **Land Use Policy** 95, 104571. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104571>.

Bal, M., Dandpat, A.K., Naik, B., 2021. Hydrological modeling with respect to impact of land-use and land-cover change on the runoff dynamics in Budhabalanga river basing using ArcGIS and SWAT model. **Remote Sens. Appl. Soc. Environ.** 23, 100527. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100527>.

Bedient, Philip B. Hidrology and floodplain analysis / Philip B. Bedient, Wayne C. Huber, Baxter E. Vieux – 4th ed, Cap. 6. Prentice-Hall, Inc. Upper Sanddle River, 2008.

Boongaling, C.G.K., Faustino-Eslava, D.V., Lansigan, F.P., 2018. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. **Land Use Policy** 72, 116–28. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>.

BRASIL. LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981 - Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Brasil**, 1981.

BRASIL. DECRETO No 97.632, DE 10 DE ABRIL DE 1989 - Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Brasil**, 1989.

BRASIL. LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Brasil**, 1997.

BRASIL. LEI Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Brasil**, 2000.

BRASIL. LEI Nº 13.580, DE 24 DE JULHO DE 2009. Institui o Programa Permanente de Ampliação das Áreas Verdes Arborizadas Urbanas, com o objetivo de recuperação e desenvolvimento ambiental dos perímetros urbanos dos municípios paulistas, visando à mitigação das ilhas de calor, poluição sonora e conservação da biodiversidade. **São Paulo**, 2009.

BRASIL. Lei nº 12.340, de 1º de dezembro de 2010. Dispõe sobre as transferências de recursos da União aos órgãos e entidades dos Estados, Distrito Federal e Municípios para a execução de ações de prevenção em áreas de risco de desastres e de resposta e recuperação em áreas atingidas por desastres e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Brasília, DF**, 2 dez. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. **Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF**, 02 mar. 2011. Disponível: https://www.epsjv.fiocruz.br/sites/default/files/documentos/pagina/resolucao_conama_429-11.pdf. Acesso em: 20 out. 2025.

BRASIL (a). LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Brasil**, 2012.

BRASIL (b). LEI N. 12.608, DE 10 DE ABRIL DE 2012. Institui a Política Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas. **Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF**, 11 abr. 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112608.htm

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF**, 24 jan. 2017.

BRASIL. Ministério da Integração e Desenvolvimento Regional. Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE). **Proteção e Defesa Civil - SEDEC**, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/protecao-e-defesa-civil-sedec/DOCU_cobrade2.pdf. Acesso em: 08 out 2025.

Brown, A. E.; Zhang, L.; McMahon, T. A.; Western, A. W.; Vertessy, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005. doi: 10.1016/j.jhydrol.2004.12.010.

Bressiani, D. A.; Gassman, P. W.; Fernandes, J. G.; Garbossa, L. H. P.; Srinivasan, R.; Bonumá, N. B.; Mendiondo, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil:

Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural & Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 1-27, Junho 2015. doi: 10.3965/j.ijabe.20150803.1765.

Brighenti, T. M.; Bonumá, N. B.; Chaffe, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 53–64, 2016. doi: 10.21168/rbrh.v21n1.p53-64.

Carreiro, Daniele de Almeida. Análise da influência da mata ciliar e da presença de reservatórios sobre a resposta hidrossedimentológica da bacia de contribuição do sistema hídrico Curema – Mãe D'Água. 2024. 117 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – **Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia**, Campina Grande, 2024.

Carreiro, Daniele de Almeida; Santos, Laércio Leal dos; Aragão, Ricardo de; Paiva, William de; Silva, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da; Leite, José Cleidimário Araújo; Neto, José Guimarães de Carvalho; Medeiros, José Ludemario da Silva. Aplicação da modelagem hidrossedimentológica em uma bacia semiárida paraibana com grandes reservatórios via modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 18, n. 6, p. 4749–4769, 2025. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/2635577>. Acesso em: 18 jan. 2026.

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN. Inundação. **Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações**. 06 de maio de 2016. Disponível em: <http://www2.cemaden.gov.br/inundacao/>. Acesso em: 15 out. 2025.

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN. **Relatório Anual de Desastres Hidrológicos no Brasil**. Brasília, 2023.

Cerquilha. Pontos turísticos. **Prefeitura Municipal de Cerquilha**. Disponível em: <https://turismo.cerquilha.sp.gov.br/pagina/4/pontos-turisticos/sub-pagina/7/>. Acesso em: 21 jul. 2025.

Chawanda, C. J.; Arnold, J. G.; Thiery, W.; Van Griensven, A. Mass balance calibration and reservoir representations for large-scale hydrological impact studies using SWAT+. **Climatic Change**, Cham, v. 163, p. 1307-1327, 2020. doi: 10.1007/s10584-020-02924-x.

Chemale Júnior, Francisco; Babinski, Marcelo; Arthur, Adriana C.; Van Schmus, W. R. Metamorphic evolution of the Ribeira Belt (SE Brazil) using phyllite-quartzite sequences. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 39, p. 185–199, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.04.005>.

Chim, K., Tunnicliffe, J., Shamseldin, A. Y., Bun, H., 2021. Assessment of land use and climate change effects on hydrology in the upper Siem Reap River and Angkor Temple Complex, Cambodia. **Environmental Development** 39, 100615. doi: 10.1016/j.envdev.2021.100615.

Dai, Xin; WANG, Lunche; Cao, Qian; Niu, Zigeng; Luo, Zengliang; Luo, Yuhua. Assessing the Hydrological and Social Effects of Three Gorges Reservoir Using a Modified SWAT Model. **Journal of Earth Science**, v. 36, n. 4, p. 1793–1807, 2025. doi: 10.1007/s12583-024-0108-y.

Dalu, M.T., Shackleton, C.M., Dalu, T., 2018. Influence of land cover, proximity to streams and household topographical location on flooding impact in informal settlements in the Eastern Cape, South Africa. **International Journal of Disaster Risk Reduction** 28, 481–90. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2017.12.009>.

de Freitas, L.D.; de Moraes, J.F.L.; da Costa, A.M.; Martins, L.L.; Silva, B.M.; Avanzi, J.C.; Uezu, A. How Far Can Nature-Based Solutions Increase Water Supply Resilience to Climate Change in One of the Most Important Brazilian Watersheds. **Earth** 2022, 3, 748–767. doi: <https://doi.org/10.3390/earth3030042>.

Dell'Aira, F.; Meier, C. I. Beyond total impervious area: a new lumped descriptor of basin-wide hydrologic connectivity for characterizing urban watersheds. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 29, p. 1001–1016, 2025. DOI: 10.5194/hess-29-1001-2025.

Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE. Banco de Dados Hidrológicos. Versão: 201029.0, **São Paulo**, 2020. Disponível em: <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br>. Acesso em 29 de outubro de 2024.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5. ed. **Brasília, DF: Embrapa**, 2018. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330749>. Acesso em: 29 set. 2025.

El Baida, M., Chourak, M. & Boushaba, F. Flood Mitigation and Water Resource Preservation: Hydrodynamic and SWMM Simulations of nature-based Solutions under Climate Change. **Water Resource Management** 39, 1149–1176 (2025). <https://doi.org/10.1007/s11269-024-04015-3>.

Endo, Izaya; Findlay, Robert H.; Banks, H. R.; Veevers, J. J. High-purity quartzites of the Serra do Espinhaço (MG): Geological and industrial potential. **Brazilian Journal of Geology**, v. 50, e20190105, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2317-4889202020190105>.

Estreguil, C., Dige, G., Kleeschulte, S., Carrao, H., Raynal, J. and Teller, A. Strategic Green Infrastructure and Ecosystem Restoration - Geospatial methods, data and tools. European Environment Agency, the European Topic Centre on Urban, Land, and Soil Systems, and DG Environment. **The Joint Research Centre**. Luxembourg, 2019.

European Environment Agency. Nature-based solutions in Europe: policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2021. (**EEA Report, No. 01/2021**). ISBN 978-92-9480-362-7. doi: 10.2800/919315.

Ficklin, D. L.; Stewart, I. T.; Maurer, E. P. Effects of projected climate change on the hydrology in the Mono Lake Basin, California. **Climatic Change**, v. 116, p. 111–131, 2013. doi: 10.1007/s10584-012-0566-6.

Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. **Guidelines for soil description**. 4. ed. Rome: FAO, 2006.

Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. **Land Cover Classification System: Classification concepts and user manual**. Rev. 3. Rome: FAO, 2016.

Franco, A. C. L.; Bonumá, N. B. Multi-variable SWAT model calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, 2017. doi: 10.1590/2318-0331.011716090.

Frascareli, Daniele; Gontijo, Erik Sartori Jeunon; Silva, Sheila Cardoso; Melo, Darllene Silveira; De Castro Bueno, Carolina; Simonetti, Vanessa C.; Barth, Johannes A. C.; Moschini-Carlos, Viviane; Rosa, André Henrique; Friese, Kurt. Statistical approaches link sources of sediment contamination in subtropical reservoirs to land use: an example from the Itupararanga Reservoir (Brazil). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 233, n. 4, p. 142, 2022. doi: 10.1007/s11270-022-05574-0.

Fukunaga, D. C.; Cecílio, R. A.; Zanetti, S. S.; Oliveira, L. T.; Caiado, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed in Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206-213, fev. 2015. doi: 10.1016/j.catena.2014.10.032.

Gassman, P. W.; Reyes, M. R.; Green, C. H.; Arnold, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 4, p. 1211–1250, 2007. doi: 10.13031/2013.23637.

Guido BI, Popescu I, Samadi V, Bhattacharya B (2023) An integrated modeling approach to evaluate the impacts of nature-based solutions of flood mitigation across a small watershed in the southeast United States. **Nat Hazards Earth Syst Sci** 23(7):2663–2681. <https://doi.org/10.5194/nhess-23-2663-2023>

Guo, Jing; Su, Xiaoling. Parameter sensitivity analysis of SWAT model for streamflow simulation with multisource precipitation datasets. **Hydrology Research**, v. 50, n. 3, p. 861–877, 2019. doi: 10.2166/nh.2019.083.

Heilbron, Mônica; Valeriano, Cláudia M.; Almeida, João C. H.; Eirado Silva, Luiz G.; Tupinambá, Miguel; Geraldês, Marcelo; Peixoto, Caroline; Williams, Susanne; Dourado, Fabio; Palermo, Nelson; Melo, Ronaldo; Guimarães, Pedro; Ragatky, Célia D.; Negrão, André E. P.; Coelho, Tânia B.; Ramos, Robson. Geologia e recursos minerais do Sudeste brasileiro. **Brasília: Serviço Geológico Brasileiro**, 2017. Disponível em: <https://geosgb.cprm.gov.br>. Acesso em: 19 jun. 2025.

Honda, E. A., & Durigan, G.. (2017). A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Ecosystem restoration and water yield**. *Hoehnea*, 44(3), 315–327. doi: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>.

Horton, A.J., Nygren, A., Diaz-Perera, M.A., Kummu, M., 2021. Flood severity along the Usumacinta River, Mexico: Identifying the anthropogenic signature of tropical forest conversion. **Journal of Hydrology** X10, 100072. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2020.100072>.

Hu, S., Fan, Y., Zhang, T., 2020. Assessing the effect of land use change on surface runoff in a rapidly urbanized city: A case study of the Central Area of Beijing. **Land** 9. doi:10.3390/land9010017.

Instituto Brasileiro de Geografia Estatística - IBGE. Mapeamento de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. Rio de Janeiro: **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias>. Acesso em: 20 jun. 2025.

Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT. Plano da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê – Relatório Técnico. São Paulo: **IPT/FABH-SMT**, 2009. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation/4409/reltec_91-265-205.pdf. Acesso em: jul. 2025.

Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. Cartas de suscetibilidade a movimentos gravitacionais de massa e inundações: 1:25.000 (livro eletrônico): nota técnica explicativa / coordenação Omar Yazbek Bitar. -- São Paulo: **IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; Brasília, DF: CPRM – Serviço Geológico do Brasil**, 2014. – (Publicação IPT; 3016). Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16588/1/NT-Carta_Suscetibilidade.pdf. Acesso em: 08 out 2025.

Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT. Atlas de Vulnerabilidade a Inundações no Estado de São Paulo. **São Paulo, IPT**, 2022. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/e44b4dbc-e43c-4109-a1b2-709732424a4d>. Acesso em 25 de junho de 2025.

Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. **Ministério da Agricultura e Pecuária**, Brasília, 2025. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br>. Acesso em 16 de junho de 2025.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Projeto MapBiomass – Coleção 8: Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. São José dos Campos: **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 20 jun. 2025.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2023: Synthesis Report (**AR6 Synthesis Report**). Geneva: IPCC, 2023. Disponível em: IPCC, AR6 SYR – página oficial. Acesso em: 23 out. 2025.

Jin, T.; Zhang, X.; Wang, T.; Liang, J.; Ma, W.; Xie, J. Spatiotemporal impacts of climate change and human activities on blue and green water resources in northwest river basins of China. **Ecol. Indic.** 2024, 160, 111823. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111823>.

Júnior, Robertson & Montenegro, Abelardo. (2019). Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the semiarid of the State of Pernambuco using the SWAT model. **Engenharia Agrícola**. 39. 110-117. 10.1590/1809-4430-eng.agric.v39n1p110-117/2019.

Kannan, Narayanan; Santhi, Chinnasamy; White, Michael J.; Mehan, Sushant; Arnold, Jeffrey G.; Gassman, Philip W. Some Challenges in Hydrologic Model Calibration for Large-Scale Studies: A Case Study of SWAT Model Application to Mississippi-Atchafalaya River Basin. **Hydrology**, Basel, v. 6, n. 1, p. 17, 2019. doi: 10.3390/hydrology6010017.

Kim, H.W., Kim, J.H., Li, W., Yang, P., Cao, Y., 2017. Exploring the impact of green space health on runoff reduction using NDVI. **Urban Forestry & Urban Greening** 28, 81–7. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.010>.

Koltsida, Evgenia; Mamassis, Nikos; Kallioras, Andreas. Hydrological modeling using the SWAT model in urban and peri-urban environments: influence of rainfall resolution on model performance. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, p. 482–499, 2021. doi: 10.5194/hess-25-482-2021.

Lei, M. *et al.* Hydrological connectivity on watershed nitrogen transport processes: a review. **Applied Water Science**, v. 15, n. 146, 2025. doi: 10.1007/s13201-025-02530-1

Lelis, T. A.; Calijuri, M. L.; Santiago, A. F.; Lima, D. C.; Rocha, E. O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 623-634, abr. 2012. doi: 10.1590/S0100-06832012000200031.

Leopold, Luna B.; Wolman, M. Gordon; Miller, John P. Fluvial processes in geomorphology. **San Francisco: W.H. Freeman and Company**, 1964.

Lerche, Luciana Haipek Mosolino. Caracterização hidrogeológica e avaliação das potencialidades de exploração de aquíferos na região de Sorocaba – SP. 2018. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) — **Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo**, São Paulo, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/30/2019/01/Luciana-Haipek-Mosolino-Lerche-Disserta%C3%A7%C3%A3o-2018.pdf?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 17 de jan. 2026.

Li, L.; Van Eetvelde, V.; Cheng, X.; Uyttenhove, P. Assessing stormwater runoff reduction capacity of existing green infrastructure in the city of Ghent. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 27, n. 8, p. 749–761, 2020. doi: 10.1080/13504509.2020.1739166.

Lin W, Yang F, Zhou L, *et al.* (2017). Using modified Soil Conservation Service Curve Number method to simulate the role of forest in flood control in the upper reach of the Tingjiang River in China. **Journal of Mountain Science** 14(1). doi: 10.1007/s11629-016-3945-z.

Liu, W., Chen, W., Peng, C., 2014. Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. **Ecological Modelling** 291, 6–14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.01>.

Liu, W., Chen, W., Feng, Q., 2018. Field simulation of urban surfaces runoff and estimation of runoff with experimental curve numbers. **Urban Water Journal** 15, 418–26. doi:10.1080/1573062X.2018.1508597.

Londe, P. R.; Mendes, P. C. A Influência Das Áreas Verdes Na Qualidade De Vida Urbana. **Hygeia - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, Uberlândia, v. 10, n. 18, p. 264–272, 2014. doi: 10.14393/Hygeia1026487.

Lopes, T. R. *et al.* Calibração e validação do modelo SWAT aplicado a uma sub-bacia do rio Teles Pires. In.: **Água e Agricultura: incertezas e desafios para a sustentabilidade frente às mudanças do clima e do uso da terra**, 4., 2016, Brasília, DF. Anais... Brasília, DF: Embrapa, 2016.

Luke, Sarah & Slade, Eleanor & Gray, Claudia & Annammala, Kogila & Drewer, Julia & Williamson, Joseph & Agama, Agnes & Ationg, Miklin & Mitchell, Simon & VAIRAPPAN, Charles & Struebig, Matthew. (2018). Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. **Journal of Applied Ecology**. doi: 56. 10.1111/1365-2664.13280.

Lutoff, Céline; Boudevillain, Brice; Creutin, Jean-Dominique; Chardonnel, Sonia. Adaptation Paces – Physical Cursors for Action Analysis. In: LUTOFF, Céline; DURAND, Séverine (org.). Mobility in the Face of Extreme Hydrometeorological Events 2. **Londres: ISTE / Elsevier**, 2020. p. 177-204. ISBN 978-1-78548-290-8. DOI: 10.1016/B978-1-78548-290-8.50007-9.

Ma, K., Huang, X., Liang, C., Zhao, H., Zhou, X., Wei, X., 2020. Effect of land use/cover changes on runoff in the Min River watershed. **River Research and Applications** 36. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.3608>.

Magariños, Dario Mozzer. Análise dos impactos nos recursos hídricos em cenários prospectivos de uso e ocupação do solo na bacia do rio do Carmo, Minas Gerais. **Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**, 149 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico). Ouro Preto, 2024.

Marhaento, Hero & Booi, Martijn & Rientjes, T & Hoekstra, Arjen. (2019). Sensitivity of Streamflow Characteristics to Different Spatial Land-Use Configurations in Tropical Catchment. **Journal of Water Resources Planning and Management**. doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001122

Mei, C., Liu, J., Wang, H., Yang, Z., Ding, X., Shao, W., 2018. Integrated assessments of green infrastructure for flood mitigation to support robust decision-making for sponge city construction in an urbanized watershed. **Science of The Total Environment** 639, 1394–407. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.199

Mello, K.; Petri, L.; Leite, E. C.; Toppa, R. H. Environmental scenarios for land planning of permanent preservation areas in Sorocaba, SP. **Revista Árvore**. v. 38 n. 2, p.309-317, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200011>.

Moura LB, Lopes TR, Duarte SN, Sica P, Folegatti MV. Hydrological Assessment Using the SWAT Model in the Jundiaí River Basin, Brazil: Calibration, Model Performance, and Land Use Change Impact Analysis. **Resources**. 2025; 14(7):112. doi: <https://doi.org/10.3390/resources14070112>.

Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Hill, D.; Lowe, L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 58, n. 6, p. 1763–1778, 2015. doi: 10.13031/trans.58.10715.

Mousavi, S.M., roostaei, S., Rostamzadeh, H., 2019. Estimation of flood land use/land cover mapping by regional modelling of flood hazard at sub-basin level case study: Marand basin. **Geomatics, Natural Hazards and Risk** 10, 1155–75. doi:10.1080/19475705.2018.1549112.

Mudenda, F. *et al.* Structural and nature-based solutions for resilient watershed systems: a systematic review of watershed modelling approaches and global datasets. **Journal of Water and Climate Change**, 2025. doi: 10.2166/wcc.2025.814.

Nazeri Tahroudi, M., Mirabbasi, R. Evaluating the efficiency and accuracy of the copula-based rainfall-runoff model. **Earth Sci Inform** 18, 122 (2025). doi: <https://doi.org/10.1007/s12145-024-01594-y>.

Neitsch, S.L., Arnold J.G., J.R. Kiniry, Williams, J.R. Soil & Water Assessment Tool SWAT – Theoretical Documentation Version 2011. **Texas Water Resources Institute Technical Report** No. 406, p. 98-120. Texas A&M University System. College Station, Texas 77843-2118.

Nery, Liliane Moreira; Gomes, Gabriela; Nicomedes, Nicholas De Paula; Arenas, Luis Armando De Oro; Silva, Darllan Collins da Cunha. Estimativa da Evapotranspiração com Redes Neurais Artificiais e Dados Espectrais: Aplicação em uma Unidade de Conservação. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 40, p. e40250003, 2025.

Neugarten, R. A.; Langhammer, P. F.; Osipova, E.; Bagstad, K. J.; Bhagabati, N.; Butchart, S. H. M.; Dudley, N.; Elliott, V.; Gerber, L. R.; Gutiérrez-Arellano, C.; Ivanić, K.-Z.; Kettunen, M.; Mandley, L.; Merriman, J. C.; Mulligan, M.; Peh, K. S.-H.; Raudsepp-Hearne, C.; Semmens, D. J.; Stolton, S.; Willcock, S. Tools for measuring, modelling, and valuing ecosystem services: guidance for Key Biodiversity Areas, natural World Heritage sites, and protected areas. Gland, Switzerland: IUCN, 2018. (**Best Practice Protected Area Guidelines Series, no. 28**). doi: 10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.28.en.

Nogueira, Antônio Carlos Rocha; Souza, Maurício Cesar de; Toledo, Cláudia L. Bezerra de. Geologia de engenharia. **São Paulo: Oficina de Textos**, 2007.

Nucci, João Carlos. Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP) / **João Carlos Nucci. 2ª ed. - Curitiba: O Autor**, 2008. 150 p.; il. Disponível em: <http://www.portal.ufpr.br>.

Oliveira, Sandro Nunes de., Osmar Abílio de Carvalho Júnior, Roberto Arnaldo Trancoso Gomes, Renato Fontes Guimarães, Concepta Margaret McManus, Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil, **Land Use Policy**, Volume 61, 2017, Pages 40-52, ISSN 0264-8377. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.046>.

Oregon State University. *Low impact development (LID): a literature review*. **Corvallis, OR: Water Resources Graduate Program**, Oregon State University, 2006.

Pathania, Ashish; Raaj, Saran; Krishan, Gopal; Lapworth, Dan; Brauns, Bentje; Macdonald, Alan; Gupta, Vivek; Macallister, Donald John. Analysing flood resilience in the anthropocene: Integrated insights from a multi-scalar extreme event in the Himalayas. **Science of the Total Environment**, v. 1013, art. 181289, 2026. doi: 10.1016/j.scitotenv.2025.181289.

Pazwash, H. (2016). **Hydrologic Calculations from: Urban Storm Water Management**, 2nd edn. CRC Press. Available at: <https://www.perlego.com/book/1599738/urban-storm-water-management-pdf> (Accessed: 13 de abril de 2025).

Pedrazzi, Felipe José de Moraes; Conceição, Fabiano Tomazini da; Sardinha, Diego de Souza; Moschini-Carlos, Viviane; Pompêo, Marcelo. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, n. 1, p. 64-71, 2013. doi: 10.4236/jwarp.2013.51008.

Pereira, D. R.; Martinez, M. A.; Pruski, F. F.; Silva, D. D.; Zonta, J. H.; Almeida, A. Q. "Hydrological simulation using SWAT model in headwater basin in Southeast Brazil". **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 789-799, ago. 2014. doi: 10.1590/S0100-69162014000400018.

Pereira, D. R.; Martinez, M. A.; Pruski, F. F.; da Silva, D. D. — "Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model. Part I: calibration and validation tests." **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14-37, 2016.

Petri, Setembrino; Perez-Aguilar, Annabel; Chahud, Artur; Ezaki, Sibeles; Góes, Ana Maria; Hiruma, Silvio Takashi; de Souza, Paulo Alves. Grupo Itararé na região de Itu, estado de São Paulo: intensos processos glaciais erosivos e deposicionais. **Revista do Instituto Geológico**, v. 40 n. 3 (2019). doi: <https://doi.org/10.33958/revig.v40i3.674>.

Rammal, M., Berthier, E., 2020. Runoff losses on urban surfaces during frequent rainfall events: A review of observations and modeling attempts. **Water** **12**. doi:10.3390/w12102777.

Rodrigues, E. L., Elmiro, M. A. T., Jacobi, C. M., & Lamounier, W. L. (2015). Aplicação do modelo SWAT na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas na bacia do rio pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, 27(3), 485–500. doi: <https://doi.org/10.1590/1982-451320150309>.

Ross, Jurandyr L. S. Geomorfologia: ambiente e planejamento. **São Paulo: Contexto**, 1992.

Ross, Jurandyr L. S. Ecogeografia do Brasil: subsídios para o planejamento ambiental. **São Paulo: Contexto**, 2012.

Rossi, C.T. *et al.* Appendix A: Model Databases. In: NEITSCH, S. L. (ed.) SWAT Input/Output File Documentation — Version 2012. **Temple, TX: Texas A&M University**, 2012. p. 563–567.

Rossi, M. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. **São Paulo: Instituto Florestal**, 2017. V.1. 118p. (inclui Mapas). Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br>. ISBN: 978-85-64808-16-4.

Santos, E. O. Geomorfologia da região de Sorocaba e alguns de seus problemas. **Boletim Paulista de Geografia**, [S. l.], n. 12, p. 3–29, 2017. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/1359>. Acesso em: 17 dez. 2024.

Santos, L. L. (2009). MODELOS HIDROLÓGICOS: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira De Geografia Física**, 2(3), 1–19. doi: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v2i3.232624>.

São Paulo. Caderno de educação Ambiental (7) – Mata Ciliares. **Secretaria de Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo**, 2014. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/cea/2014/11/7-MATAS-CILIARES.pdf>

São Paulo. Plano Estadual de Recursos Hídricos. **São Paulo, Relatório Técnico**, 2021.

São Paulo (a). Defesa Civil: Terminologia de desastres. **São Paulo: Prefeitura de São Paulo**, 15 de julho de 2024. Disponível em: https://prefeitura.sp.gov.br/web/defesa_civil/terminologia_desastres]. Acesso em: 15 out 2025.

São Paulo (b). RESOLUÇÃO SEMIL nº 02/2024, DE 02 DE JANEIRO DE 2024. Dispõe sobre critérios e parâmetros para a compensação ambiental devida em razão da emissão de autorização, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, para supressão de vegetação nativa, corte de árvores isoladas ou intervenções em Áreas de Preservação Permanente - APP em áreas rurais e urbanas do Estado de São Paulo. **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, São Paulo**, 2024.

Selby, Michael John. Hillslope materials and processes. **Oxford: Oxford University Press**, 1993.

Serviço Geológico do Brasil – SGB/CPRM. CPRM. Mapa Geológico do Brasil ao Milionésimo: sistemas de informações geográficas e dados geológicos. **Brasília: CPRM**, 2010.

Serviço Geológico do Brasil – CPRM. Projeto Sudeste: relatório final. **Brasília: CPRM**, 2018. Disponível em: <https://www.cprm.gov.br/publique/Redes-Institucionais/Rede-de-Pesquisa/Projetos-1027.html>. Acesso em: 19 jun. 2025.

Siga Jr., Osmar P.; Brito, Belém M.; Rodrigues, Carlos A.; *et al.* Geologia da folha SF.23 Rio de Janeiro. **Brasília: Serviço Geológico Brasileiro**, 2009. Disponível em: <https://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/Geologia-Basica/Mapas-Geologicos-255.html>. Acesso em: 19 jun. 2025.

Silva CM, Silva GBLD. Cumulative effect of the disconnection of impervious areas within residential lots on runoff generation and temporal patterns in a small urban area. **J Environ Manage**. 2020 Jan 1;253:109719. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109719. Epub 2019 Oct 24. PMID: 31666214.

Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos - SIGRH. Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em: 20 jun. 2025.

Smith, Welber. Conectando peixes, rios e pessoas. [S. l.]: **The Nature Conservancy Brasil**, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/277477614_CONECTANDO_PEIXES_RIOS_E_PESSOA. Acesso em: 19 jul. 2025.

Soil C. S. (1986). National Engineering Handbook. **Washington: Soil Conservation Service/USDA**. Technical Release n. 55.

Song, M., Zhang, J., Bian, G., Wang, J., Wang, G., 2020. Quantifying effects of urban land-use patterns on flood regimes for a typical urbanized basin in eastern China. **Hydrology Research** 51, 1521–36. doi:10.2166/nh.2020.110.

Sorocaba. Mapeamento de Áreas de Risco a Escorregamento e Inundação. **Instituto Geológico - Apoio CEDEC** - Termo de Cooperação Técnica IG-CEDEC de 30/09/2004. Sorocaba, 2005.

Sorocaba. Carta de Suscetibilidade a Movimentos Gravitacionais de Massa e Inundações Município de **Sorocaba** – **SP**, 2014 Disponível em: https://www.sidec.sp.gov.br/map_risco/uploads/doc1439997509.pdf

Sorocaba. Prefeitura Municipal de Sorocaba. Plano Diretor do Município de Sorocaba. **Sorocaba: PMS**, 2023a. Disponível em: <https://planejamento.sorocaba.sp.gov.br/planodiretor>. Acesso em: 20 jun. 2025.

Sorocaba. Secretaria do Meio Ambiente. Relatório Anual de Monitoramento Ambiental. **Sorocaba: SEMA**, 2023b. Disponível em: <https://meioambiente.sorocaba.sp.gov.br>. Acesso em: 20 jun. 2025.

Souza, R. M.; Crispim, D. C.; Formiga, K. Estudo comparativo entre os modelos SWMM e HEC-HMS para simulação de escoamento superficial – caso de estudo bacia do Córrego Samambaia. REEC - **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, Goiânia, v. 5, n. 2, 2012. DOI: 10.5216/reec.v5i2.20176. doi: <https://doi.org/10.5216/reec.v5i2.20176>.

Szwagrzyk, M., Kaim, D., Price, B., Wypych, A., Grabska, E., Kozak, J., 2018. Impact of forecasted land use changes on flood risk in the polish carpathians. **Natural Hazards** 94, 227– 40. doi:10.1007/s11069-018-3384-y.

Tabacchi, Eric & Lambs, L. & Guilloy, Hélène & Planty-Tabacchi, Anne-Marie & Muller, Etienne & Decamps, Henri. (2000). Impacts of Riparian Vegetation on Hydrological Processes. **Hydrological Processes**. doi: 14. 2959-2976. 10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/173.3.CO;2-2.

Tal-maon, M.; Broitman, D.; Portman, M. E.; Housh, M. Combining a hydrological model with ecological planning for optimal placement of water-sensitive solutions. **Journal of Hydrology**, v. 628, p. 130457, 2024. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.130457.

Texas A&M. *Appendix A: Databases. SWAT Input/Output File Documentation*, versão 2012. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/69419/Appendix-A.pdf>

Tricart, Jean; Couteaux, Marcel. Introdução à geomorfologia climática. **Santa Maria: Editora da UFSM**, 1977.

United Nations Environment Programme; International Union for Conservation of Nature. Nature-based Solutions for climate change mitigation. **Nairobi; Gland: UNEP; IUCN**, 2021. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/>. Acesso em: 23 out. 2025

USDA-NRCS. TR-55 - Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55. 2º ed. USA: **United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service**, 1986.

Vallu Tejaswini, M.; Sai Krishna, V. Sensitivity and uncertainty analysis for SWAT model calibration using SUFI-2 algorithm. **International Journal of Agricultural Science and Research**, v. 7, n. 6, p. 433–444, 2025. doi: <https://doi.org/10.33545/2664844X.2025.v7.i6a.433>.

Veiga, D. P. B. da., Guandique, M. E. G., & Nardocci, A. C.. (2019). Land use and water quality in watersheds in the State of São Paulo, based on GIS and SWAT data. **Revista Ambiente & Água**, 14(5), e2325. doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2325>.

Veiga, D. P. B. Modelagem hidrológica aplicada ao monitoramento de agrotóxicos e à vigilância da água de abastecimento público. 2021. Tese (Doutorado em Ciências) — **Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo**, São Paulo. doi: 10.11606/T.6.2021.tde-17112021-211821.

Wang, J., Endreny, T., Nowak, D., 2008. Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association** 44, 75 – 85. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x.

Wang, Lijuan; Zheng, Hua; Chen, Yongzhe; Hu, Xiaofei; Ouyang, Zhiyun. An integrated method to account for river flood mitigation service in the SEEA-EA framework. **Ecosystem Services**, v. 101803, p. –, 2026. doi: 10.1016/j.ecoser.2025.101803.

Xiang, X.; Ao, T.; Xiao, Q.; Li, X.; Zhou, L.; Chen, Y.; Bi, Y.; Guo, J. Parameter sensitivity analysis of SWAT modeling in the Upper Heihe River Basin using four typical approaches. **Applied Sciences**, v. 12, n. 19, p. 9862, 2022. doi: 10.3390/app12199862.

Xiang, Z.; Liu, Y.; Wang, J.; Zhang, L. Comparison of global sensitivity analysis methods for SWAT streamflow simulation. **Applied Sciences**, Basel, v. 12, n. 19, p. 9862, 2022. DOI: 10.3390/app12199862.

- Xu, C., Rahman, M., Haase, D., Wu, Y., Su, M., Pauleit, S., 2020. Surface runoff in urban areas: The role of residential cover and urban growth form. **Journal of Cleaner Production** 262, 121421. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121421>.
- Yeo, I., S. I. Gordon, and J. Guldmann, 2004: Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model. **Earth Interact.**, 8, 1–20. doi: [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(2004\)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(2004)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2).
- Zanin, Paulo Rodrigo; Bonuma, Nadia Bernardi; Corseuil, Claudia Weber. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 23, e54, 2018. doi: 10.1590/2318-0331.231820170153.
- Zarei, M.; Shahab, S. Nature-Based Solutions in Urban Green Infrastructure: A Systematic Review of Success Factors and Implementation Challenges. **Land** 2025, 14, 818. <https://doi.org/10.3390/land14040818>
- Zarnott, D. H, Tavares, V. E. Q., Giardina, C., Alba, J. M. F. The Influence of Riparian Areas on Direct Surface Runoff of Precipitation Events. Original Article – **Conservation of Nature, Floresta e Ambiente** 2020; 27(4): e20180220. ISSN 2179-8087. doi: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.022018>.
- Zellner, M., Massey, D., Minor, E., Gonzalez-Meler, M., 2016. Exploring the effects of green infrastructure placement on neighborhood-level flooding via spatially explicit simulations. **Computers, Environment and Urban Systems** 59, 116–28. doi: <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2016.04.008>.
- Zhang, B., di Xie, G., Li, N., Wang, S., 2015. Effect of urban green space changes on the role of rainwater runoff reduction in Beijing, China. **Landscape and Urban Planning** 140, 8–16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.014>.
- Zhang, M.; Chui, T. F. M. A multiagent socio-hydrologic framework for integrated green infrastructures and water resource management at various spatial scales. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 29, p. 2655–2671, 2025. doi: 10.5194/hess-29-2655-2025.
- Zhou, Z., Smith, J. A., Yang, L., Baeck, M. L., Chaney, M., Ten Veldhuis, M. C., Deng, H., & Liu, S. (2017). The complexities of urban flood response: Flood frequency analyses for the Charlotte metropolitan region. *Water Resources Research*, 53(8), 7401-7425. doi: 10.1002/2016WR019997.
- Zhou, Yihan; Huang, Qingxu; Wu, Pengxin; Hou, Yiming; Zhou, Yuchen; Chen, Peiyuan; Duan, Xiaoyu. Seasonal variations in ecosystem service supply and demand based on the SWAT model: A case study in the Guanting Reservoir Basin, China. **Ecological Indicators**, v. 158, p. 111552, 2024. doi: 10.1016/j.ecolind.2024.111552.
- Zou, H.; Liu, X.; Zhang, Y.; Wu, T.; Li, J.; Zheng, F. Sensitivity analysis of SWAT streamflow and water quality to the uncertainty in soil properties generated by the SoLIM model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 642, p. 131879, out. 2024. doi: 10.1016/j.jhydrol.2024.131879.

7. APÊNDICE A - CARACTERÍSTICAS DAS MANCHAS DE SOLO IDENTIFICADAS E UTILIZADAS NO MODELO SWAT

	Tipo de solo	Código SWAT ¹	1ºCamada	2ºCamada	3ºCamada	4ºCamada	5ºCamada	6ºCamada
Propriedades do solo	LVd	<i>SOL_Z</i>	100,0	420,0	2140,0	3140,0	4200,0	5640,0
		<i>SOL_BD</i>	1,27	1,32	1,33	1,40	1,37	1,38
		<i>SOL_AWC</i>	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,13
		<i>SOL_K</i>	0,58	0,68	0,48	0,56	1,35	2,01
		<i>SOL_CBN</i>	2,77	2,40	2,00	1,00	0,40	0,92
		<i>CLAY</i>	65,0	55,0	55,0	48,0	46,0	42,0
		<i>SILT</i>	15,0	20,0	18,0	14,0	24,0	26,0
		<i>SAND</i>	20,0	25,0	27,0	38,0	30,0	32,0
		<i>ROCK</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>SOL_ALB</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>USLE_K</i>	0,015	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>SOL_EC</i>	0,85	0,80	0,75	0,70	0,65	0,60
	AVa	<i>SOL_Z</i>	200,0	400,0	550,0	900,0	1300,0	1800,0
		<i>SOL_BD</i>	1,38	1,38	1,31	1,32	1,37	1,35
		<i>SOL_AWC</i>	0,15	0,18	0,15	0,15	0,16	0,13
		<i>SOL_K</i>	6,67	12,34	4,28	3,74	6,71	1,59
		<i>SOL_CBN</i>	2,51	1,80	1,10	0,50	0,28	0,16
		<i>CLAY</i>	30,1	20,15	38,8	40,0	30,0	45,8
		<i>SILT</i>	27,8	17,95	15,0	10,0	12,0	27,2
		<i>SAND</i>	27,0	21,4	15,20	17,7	24,8	27,0
		<i>ROCK</i>	15,1	46,1	31,0	33,1	33,2	0,00
		<i>SOL_ALB</i>	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>USLE_K</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>SOL_EC</i>	0,70	0,65	0,55	0,45	0,35	0,30
	LVAd	<i>SOL_Z</i>	120,0	450,0	1030,0	1400,0	2500,0	0,00
		<i>SOL_BD</i>	1,29	1,33	1,34	1,39	1,38	0,00
		<i>SOL_AWC</i>	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,00
		<i>SOL_K</i>	0,38	0,65	0,5	0,66	2,60	0,00
		<i>SOL_CBN</i>	3,00	2,20	1,5	1,3	0,84	0,00
		<i>CLAY</i>	60,0	53,0	54,0	48,0	40,0	0,00
		<i>SILT</i>	17,0	20,0	18,0	16,2	29,0	0,00
		<i>SAND</i>	23,0	27,0	28,0	35,8	31,0	0,00
		<i>ROCK</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>SOL_ALB</i>	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>USLE_K</i>	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>SOL_EC</i>	0,85	0,8	0,75	0,7	0,65	0,00

	Código SWAT ²	Descrição	LVd	AVa	LVAd
Características gerais	<i>CMPPCT</i>	Índice de compactação do solo	0,15	0,25	0,20
	<i>NLAYERS</i>	Nº camadas do solo com base nos horizontes	6,0	6,0	5,0
	<i>SOL_ZMX</i>	Profundidade máxima efetiva do solo (mm)	5.640	1.800	2.500
	<i>ANION_EXCL</i>	Exclusão de ânions pela repulsão eletrostática	0,5	0,4	0,5
	<i>SOL_CRK</i>	Fator de rachaduras do solo	0,02	0,1	0,02
	<i>TEXTURE</i>	Textura e composição granulométrica	C	SL	CL
	<i>HYDGRP</i>	Grupo hidrológico	C ³	D ⁴	C

¹SOL_Z representa a profundidade da camada de solo (mm); SOL_BD a densidade aparente (g cm^{-3}); SOL_AWC a capacidade de água disponível (mm mm^{-1}); SOL_K a condutividade hidráulica saturada (mm h^{-1}); SOL_CBN o teor de carbono orgânico (%); CLAY, SILT e SAND correspondem às frações texturais de argila, silte e areia (%), respectivamente; ROCK indica o percentual de fragmentos grosseiros (%); SOL_ALB refere-se ao albedo do solo úmido (-); USLE_K é o fator de erodibilidade do solo na USLE; e SOL_EC representa a condutividade elétrica do solo (dS m^{-1}).

²CMPPCT representa o percentual de compactação do solo na HRU (%); NLAYERS indica o número de camadas de solo consideradas no perfil; SOL_ZMX corresponde à profundidade máxima efetiva do perfil do solo (mm); ANION_EXCL é o coeficiente de exclusão de ânions, que representa a fração do volume poroso inacessível ao fluxo de nitrato (-); SOL_CRK refere-se ao fator de volume de fendas no solo, associado à presença de trincas e macroporos estruturais (-); TEXTURE indica a classe textural do solo; e HYDGRP corresponde ao grupo hidrológico do solo (A, B, C ou D), relacionado ao potencial de infiltração e geração de escoamento superficial.

³Solo com baixa taxa de infiltração, principalmente com camadas que dificultam a movimentação da água pelas camadas e textura moderadamente fina;

⁴Solo com muito baixa taxa de infiltração e alto escoamento, com movimentação de água muito baixa; enquadra-se, neste grupo, solos argilosos altamente expansivos.