

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT+ NA ANÁLISE DA
INTEGRIDADE DA ZONA RIPÁRIA NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO CAPÃO COMPRIDO (DF)**

MOÍRA PARANAGUÁ NOGUEIRA

ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO – 2023

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT+ NA ANÁLISE DA
INTEGRIDADE DA ZONA RIPÁRIA NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO CAPÃO COMPRIDO (DF)**

MOÍRA PARANAGUÁ NOGUEIRA

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS.

APROVADA POR:

Prof. Ricardo Tezini Minoti - Doutor (ENC-UnB)

(Orientador)

Prof. Dirceu Silveira Reis Junior – PhD (ENC – UnB)

(Examinador interno)

Prof. Julian Cardoso Eleutério – Doutor (UFMG)

(Examinador externo)

BRASÍLIA/DF, 26 DE SETEMBRO DE 2023

FICHA CATALOGRÁFICA

NOGUEIRA, MOÍRA PARANAGUÁ

Aplicação do modelo SWAT + na análise da integridade da zona ripária na Bacia Hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF).

xiv, 111p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2023).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Modelagem Hidrológica

2. SWAT+

3. Áreas de Preservação Permanente

4. Capão Comprido

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

NOGUEIRA, M. P. (2023). *Aplicação do modelo SWAT + na análise da integridade da zona ripária na Bacia Hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF)*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-/2023, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 111p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Moíra Paranaguá Nogueira.

TÍTULO: Aplicação do modelo SWAT + na análise da integridade da zona ripária na Bacia Hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF).

GRAU: Mestre

ANO: 2023

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Dedico à Universidade de Brasília,
com muito carinho e gratidão.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por tudo.

À minha família, em especial minha querida irmã Emma Augusta, pelo amor, apoio e dedicação incondicionais.

Ao professor Ricardo Minoti, pelas orientações e ensinamentos.

Aos professores do PTARH, em especial aos professores Conceição Alves, Rejane Ennes Cicerelli e Sérgio Koide, pelo tempo, orientações e conhecimentos repassados, bem como aos professores Dirceu Silveira Reis Junior e Julian Cardoso Eleutério pela disponibilidade em participar da banca de defesa do mestrado e pelas valiosas sugestões.

Aos colegas de turma do PTARH, pela ajuda e companheirismo.

À Priscilla Regina da Silva, pela disponibilização dos dados para a modelagem da bacia do Capão Comprido e pela ajuda e paciência na elucidação das dúvidas em relação à aplicação do SWAT+.

Ao Ministério Público do Distrito Federal e Territórios (MPDFT) e à Câmara Legislativa do Distrito Federal (CLDF), pelo apoio e oportunidade.

Aos meus amigos queridos, pelo suporte e paciência durante essa jornada.

A todos que contribuíram de maneira direta e indireta para a realização dessa dissertação, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

As zonas ripárias são áreas lindeiras aos corpos hídricos e prestam diversos serviços ambientais, tais como manutenção da qualidade da água e redução do escoamento superficial. No Código Florestal brasileiro essas áreas são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Contudo, a utilização inapropriada desses espaços, com conversão para fins de expansão urbana e de fronteiras agrícolas, tem comprometido a sua integridade ecológica. Diante da importância dessas áreas, o objetivo desse trabalho foi realizar uma análise exploratória da influência da integridade da zona ripária da bacia do Capão Comprido, no Distrito Federal, com base na modelagem hidrossedimentológica, utilizando o modelo SWAT+ e as novas possibilidades de discretização espacial da bacia hidrográfica disponíveis. Para isso, realizou-se, inicialmente, a calibração e verificação do modelo para vazão e para a descarga de sedimentos, com processamento nos softwares QSWAT, SWAT Editor e SWAT Toolbox. Houve dificuldades na calibração e verificação do modelo com o uso do software SWAT Toolbox, com resultados, embora melhores que a simulação inicial, ainda insatisfatórios segundo Moriasi *et al.* (2015). Realizou-se a simulação com a delimitação de unidades de paisagem (LSUs), a fim de avaliar o impacto dessa nova forma de espacialização nos componentes do balanço hídrico, na vazão e na produção de cargas de sedimentos e nutrientes. A análise da influência das zonas ripárias nos componentes e cargas foi realizada com as simulações de cinco cenários com diferentes larguras de proteção marginal, com base nos arts. 4º e 61-A do Código Florestal. A partir dos resultados alcançados, verificou-se que a modelagem hidrológica com a determinação das unidades de paisagem, disponível no SWAT+, possui potencial para uma representação aprimorada das bacias hidrográficas, por diferenciar as características das partes mais elevadas do relevo (*uplands*) das partes mais baixas, (*floodplains*), onde estão inseridas as zonas ripárias, o que permite simulações mais precisas relacionadas à fisiografia das unidades hidrográficas. Conforme o esperado, o incremento dessas áreas contribuiu para a redução do escoamento superficial e da carga de sedimentos e nutrientes na bacia hidrográfica. Por outro lado, contribuiu para a redução da vazão, do aumento do escoamento subsuperficial, da percolação e do fluxo de retorno, o que indica influência da vegetação ribeirinha para a infiltração da água no solo e para a contenção das cargas de sedimentos e nutrientes.

PALAVRAS CHAVES: SWAT+, Modelagem Hidrológica, Zonas ripárias, Área de Preservação Permanente (APP).

ABSTRACT

Riparian zones are areas adjacent to waterbodies and provide various environmental services, such as maintaining water quality and reducing surface runoff. In the Brazilian Forest Code, these areas are considered Permanent Preservation Areas (APPs). However, the inappropriate use of these spaces, with conversion for urban or rural occupation purposes, compromised their ecological integrity. Given the importance of these areas, the objective of this study was to analyze the influence of the integrity of the riparian zone of the Capão Comprido Stream Basin, in the Brazilian Federal District, based on hydrosedimentological modeling, using the SWAT+ model and its new configurations. Initially, the model was calibrated and verified for flow and sediment discharge using the QSWAT, SWAT Editor, and SWAT Toolbox software. However, there were difficulties in calibrating and verifying the model using the SWAT Toolbox software, with results that were better than the initial simulation and still unsatisfactory according to Moriasi *et al.* (2015). A simulation was carried out with the delimitation of landscape units (LSUs) to evaluate the impact of this new form of spatialization available in SWAT+ on the components of water balance, flow, and production of sediment and nutrient loads. The analysis of the influence of riparian zones on the referred items was carried out using simulations of five scenarios with different riverside zones widths. The scenarios were based on arts. 4th and 61-A of the Brazilian Forest Code. From the analysis of these aspects, it was supported that hydrological modeling with the determination of landscape units, available in SWAT+, has the potential to improve the representation of river basins by differentiating the characteristics of the hillslopes (uplands) from the floodplains, where the riparian zones are located, which allows more accurate simulations related to the physiography of the hydrographic units. As expected, the increase in these areas contributed to a reduction in surface runoff and the load of sediments and nutrients in the river basin. On the other hand, it contributed to the reduction in flow and the increase in subsurface runoff, percolation, and return flow, which indicates the influence of riverine vegetation on the infiltration of water into the soil and the containment of sediment and nutrient loads.

KEYWORDS: SWAT+, Hydrological Modeling, Riparian Zones, Permanent Preservation Area (APP).

SUMÁRIO

1-INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS	4
2.1 - OBJETIVO GERAL	4
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1-ZONAS RIPÁRIAS	5
3.1.1 – As zonas ripárias e os serviços ambientais	5
3.1.2-A integridade da zona ripária	9
3.1.3-As zonas ripárias no Código Florestal	11
3.1.4- Efeitos da modificação do uso e ocupação do solo em áreas de zonas ripárias .	13
3.1.5 - Influência das diferentes larguras das zonas ripárias na proteção dos ambientes aquáticos	15
3.2 - ABORDAGENS UTILIZADAS PARA DEFINIR A LARGURA IDEAL DAS ZONAS RIPÁRIAS	16
3.2.1- Monitoramento em campo	18
3.2.2 – Geoprocessamento	19
3.2.3-Modelos baseados em estatística	19
3.2.3.1-Análise de Regressão Linear.....	19
3.2.3.2-Análise de redundância	21
3.2.3.3-Anova e Ancova.....	21
3.2.4 – Modelo Empírico	21
3.2.5 – Modelos hidrológicos	22
3.2.5.1- <i>Riparian Ecosystem Management Model (REMM)</i>	23
3.2.5.2- <i>Soil and Water Assessment Tool (SWAT)</i>	23
3.2.5.3- <i>SWAT+</i>	27
3.3 - APLICAÇÕES DO MODELO SWAT E SWAT+	33
4 -METODOLOGIA	36
4.1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	36
4.1.1. Clima	38
4.1.2. Solos	40
4.1.3 -Geomorfologia	41
4.1.4. Zoneamento	42
4.1.5. Uso e ocupação do solo	43
4.1.6. Qualidade da água	45

4.2 – LEVANTAMENTO DE DADOS E INFORMAÇÕES	47
4.3 - CONSTRUÇÃO DA BASE DE DADOS PARA A MODELAGEM	49
4.3.1. Dados Climáticos	49
4.3.2. Modelo Digital de Elevação	49
4.3.3. Dados de classes de solo	49
4.3.4. Dados de uso e ocupação do solo	50
4.3.5. Construção dos cenários	51
4.4. MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CAPÃO COMPRIDO	52
4.4.1. Modelagem Inicial	52
4.4.2 Análise de Sensibilidade	56
4.4.3 – Calibração e Verificação do Modelo	59
4.4.4. Análise dos cenários	60
4.4.5. Análise dos resultados	60
5- RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
5.1. MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA	61
5.1.1. Sub-bacia, HRUs e LSUs	61
5.1.2. Simulação inicial	64
5.1.3. Análise de sensibilidade	67
5.1.4. Calibração	70
5.1.5. Verificação	75
5.1.6. Análise do impacto das LSUs no balanço hídrico, na produção de sedimentos e no ciclo de nitrogênio e fósforo	78
5.2. SIMULAÇÃO DOS CENÁRIOS	87
5.2.1. Análise da influência do incremento das zonas ripária no balanço hídrico	87
5.2.2. Análise da influência da integridade das zonas ripárias na produção de sedimentos e de nutrientes	92
6. CONCLUSÕES	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Métodos e modelos para análise do efeito das zonas ripárias na qualidade da água de corpos aquáticos relatados na literatura. (Continua).	16
Tabela 2-Método de Evapotranspiração Potencial e respectivas equações.	26
Tabela 3-Principais diferenças do SWAT + em relação ao SWAT (adaptada de Yen <i>et al.</i> , 2019). (Continua).	28
Tabela 4- Artigos que abordam o SWAT+ publicados em periódicos.....	35
Tabela 5-Distribuição do uso e ocupação do solo na bacia do Capão Comprido.	44
Tabela 6- Dados da estação de monitoramento Capão Comprido-Descoberto/DF.....	47
Tabela 7-Fonte das informações.....	48
Tabela 8 - Caracterização das classes de uso do solo identificadas (Adaptada de Silva (2022)). (Continua).	50
Tabela 9- Parâmetros do modelo SWAT+ referentes à vazão, intervalo de valores e métodos de alteração utilizados na análise de sensibilidade. (Continua).	56
Tabela 10 – Parâmetros de descarga sólida, intervalo de valores e métodos de alteração utilizados na análise de sensibilidade.	58
Tabela 11- Áreas de cada sub-bacia e suas respectivas porcentagens.....	62
Tabela 12- Área e respectivas porcentagem das unidades de paisagem para cada método.	63
Tabela 13- Componentes do balanço hídrico de cada método de determinação das unidades de paisagem.	63
Tabela 14- Avaliação de desempenho da simulação inicial da vazão do córrego Capão Comprido.	65
Tabela 15 - Avaliação de desempenho da simulação inicial da descarga de sedimentos do córrego Capão Comprido.	66
Tabela 16- Parâmetros de vazão e respectivos valores da análise de sensibilidade.	67
Tabela 17 – Parâmetros da descarga de sedimentos e respectivos valores da análise de sensibilidade.	69
Tabela 18- Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração da vazão e da descarga de sedimentos da bacia do Capão Comprido.....	71
Tabela 19- Critérios de avaliação de desempenho da simulação com parâmetros de vazão calibrados para o modelo SWAT+.	72
Tabela 20 - Critérios de avaliação de desempenho da simulação com parâmetros de descarga de sedimentos calibrados para o modelo SWAT+.	74
Tabela 21- Critérios de avaliação de desempenho da verificação da vazão do córrego Capão Comprido.....	75
Tabela 22- Avaliação de desempenho de estudos realizados na bacia do Capão Comprido.	76
Tabela 23 - Critérios de avaliação de desempenho da verificação da descarga de sedimentos do córrego Capão Comprido.	77
Tabela 24- Valores dos componentes do ciclo hidrológico, em milímetros, da bacia do Capão Comprido para as simulações com diferentes discretizações espaciais (com LSU e sem LSU).	79
Tabela 25- Relações do ciclo hidrológico da bacia do Capão Comprido para cada simulação.	79

Tabela 26- Valores relacionados aos componentes do ciclo hidrológico de simulações realizadas na bacia do Capão Comprido.....	81
Tabela 27- Valores para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF) para as simulações do modelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.	84
Tabela 28-Valores dos componentes do ciclo do nitrogênio para as simulações sem LSUs e com LSUs.	86
Tabela 29- Valores dos componentes do ciclo do fósforo para as simulações sem LSUs e com LSUs.	86
Tabela 30- Componentes do ciclo hidrológico para cada cenário de preservação de APP.	89
Tabela 31- Valores médios anuais simulados, em milímetros (mm), do escoamento superficial, da evapotranspiração e da percolação (Bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido -DF).	90
Tabela 32- Dados de produção de sedimentos simulados para cada cenário de APP (<i>Bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido -DF</i>).	92
Tabela 33- Média anual de produção de sedimentos por unidade de paisagem para cada cenário de APP.	94
Tabela 34- Componentes do ciclo do nitrogênio para cada cenário de APP.....	96
Tabela 35- Tabela - Componentes do ciclo de fósforo para cada cenário de APP.....	97

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Interceptação acumulada do período de 26/10/2015 a 01/02/2016 (Távora, 2017).	7
Figura 2- Representação esquemática do ciclo hidrológico no SWAT (adaptado de Neitsch et. al., 2011).	24
Figura 3- Representação da subdivisão da bacia hidrográfica em unidades de paisagem (floodplains e uplands) (Silva, 2022).	30
Figura 4- Esquema de delimitação do SWAT e do SWAT + (Silva, 2022).	30
Figura 5 - Fluxograma conceitual da água dos principais objetos espaciais abordados no SWAT+ (Bieger et al., 2017).	32
Figura 6 - Fluxograma das etapas da metodologia aplicada.	36
Figura 7- Localização da Bacia Hidrográfica do córrego do Capão Comprido- DF (Geoportal).	37
Figura 8 - Limite da bacia hidrográfica do Capão Comprido e hidrografia (Geoportal). ...	37
Figura 9 - Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais referentes à série histórica de 1991 a 2020 – Brasília (INMET).	38
Figura 10- Precipitação média mensal na estação ETA Taguatinga (DF) referente à série histórica de 1991 a 2020 (HIDROWEB/ANA).	39
Figura 11 - Umidade relativa do ar média referente à série histórica de 1991 a 2020 - Brasília (INMET).	39
Figura 12 - Vazões médias mensais do córrego Capão Comprido dos anos 1991 a 2020 (HIDROWEB/ANA).	40
Figura 13 - Tipos de solo na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (Reatto et al., 2004).	41
Figura 14 - Declividade da bacia hidrográfica do Capão Comprido (MDE - Silva, 2022). ..	42
Figura 15 - Zoneamento da APA do rio Descoberto (portal Sisdia, disponível em: https://sisdia.df.gov.br/home/).	43
Figura 16 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Capão Comprido do ano 2019 (modificado de Silva (2022)).	44
Figura 17 - Relação entre material em suspensão do córrego Capão Comprido e a vazão (HIDROWEB/ANA).	45
Figura 18 - Concentração de Nitrogênio total do córrego Capão Comprido (Caesb).	46
Figura 19 - Concentração de Fósforo total do córrego Capão Comprido (Caesb).	46
Figura 20- Localização das estações fluviométrica e pluviométrica.	48
Figura 21 - Representação dos níveis de integridade da zona ripária.	52
Figura 22 - Etapas para configurar o modelo SWAT +, onde B.H é Bacia Hidrográfica e URHs é Unidade de Resposta Hidrológica (Adaptado de Chawanda et al., 2020).	53
Figura 23 - Curva-chave de sedimentos do córrego Capão Comprido-DF com curva de intervalo de confiança de 95% (dados originais – HIDROWEB/ANA).	55
Figura 24 - Comparação entre a descarga de sedimentos obtida pela equação proposta por Colby (1957) e pela curva-chave de sedimentos	55
Figura 25 - Sub-bacias e Unidades de Paisagem (LSUs) da bacia do Capão Comprido. ...	61
Figura 26 - Comparação das LSUs com os três diferentes métodos do SWAT+. (a) Buffer streams, (b) Branch length e (c) DEM inversion.	62
Figura 27- Vazão observada e simulada sem calibração da bacia do Capão Comprido- DF (Dados observados - Caesb).	64

Figura 28 – Descarga de sedimentos observada e simulada sem calibração da bacia do Capão Comprido-DF.	66
Figura 29- Gráfico da análise de sensibilidade da simulação inicial com destaque para os parâmetros mais sensíveis para a calibração da vazão.	67
Figura 30 - Gráfico da análise de sensibilidade da simulação inicial dos parâmetros mais sensíveis para a calibração da descarga de sedimentos.	70
Figura 31 - Vazões observadas e simuladas após processo de calibração do córrego Capão Comprido - DF (Dados observados -Caesb).....	72
Figura 32 - Descargas de sedimentos observadas e simuladas após processo de calibração do córrego Capão Comprido - DF.....	74
Figura 33 - Vazão observada e simulada para a verificação na bacia do Capão Comprido-DF (Dados observados -Caesb).....	75
Figura 34 - Descarga sólida observada e simulada para a verificação na bacia do Capão Comprido-DF.	77
Figura 35 - Ciclo hidrológico simulado na bacia do Capão Comprido (DF), com o modelo SWAT+, no período de 2006 a 2015, com e sem a delimitação de LSU).....	80
Figura 36 - Distribuição espacial da evapotranspiração, escoamento superficial e da percolação com simulação com e sem LSUs (dados em milímetros).	82
Figura 37 - Representação da produção de sedimentos para a simulação sem LSUs e com LSUs.	83
Figura 38 - Distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido-DF.	84
Figura 39 - Representação do ciclo do nitrogênio simulado pelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.	85
Figura 40 - Representação do ciclo do fósforo simulado pelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.	86
Figura 41 - Cenários com APPs de 15, 30, 50 e 100 metros de extensão e cenário com conversão de APP preservada por solo exposto na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF).	88
Figura 42 - Vazão do córrego Capão Comprido nos diferentes cenários.....	91
Figura 43 - Representação da distribuição espacial da média anula da produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido para cada cenário.....	94
Figura 44- Análise de sensibilidade produção de sedimentos nas uplands nos diferentes cenários.....	95
Figura 45 - Análise de sensibilidade produção de sedimentos nas floodplains nos diferentes cenários.....	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Adasa	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANCOVA	Análise de covariância
ANFIS	Adapted Neuro-Fuzzy Inference System
ANOVA	Análise de variância
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
BDMEP	Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
Caesb	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
Codeplan	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
DDS	Dynamically Dimensioned Search
DF	Distrito Federal
Emater- DF	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESRI	Environmental Systems Research Institute
EUA	Estados Unidos da América
GDF	Governo do Distrito Federal
HRU	Hidrologic Response Units (unidades de resposta hidrológica)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LSU	Landscape Units (Unidades de Paisagem)
MDE	Modelo Digital de Elevação
MG	Minas Gerais
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
N	Nitrogênio
NSE	Nash-Sutcliffe
P	Fósforo
PBIAS	Percentual de viés Bias
PDOT	Plano Diretor de Ordenamento Territorial
PTF	Pedo Transfer Function
R ²	Coefficiente de determinação
REMM	Riparian Ecosystem Management Model
SCS	Serviço de Conservação do Solo
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SP	São Paulo
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
ZRUC	Zona Rural de Uso Controlado

1-INTRODUÇÃO

As zonas ripárias são áreas estreitas que margeiam os corpos hídricos e desempenham importante papel no ecossistema ribeirinho. Pela proximidade com os cursos d'água, essa fitofisionomia promove a interação entre os ambientes terrestre e aquático (Naiman e Décamps, 1997) e presta diversos serviços ambientais, tais como regulação do fluxo hídrico, manutenção da qualidade da água, redução do escoamento superficial, filtragem de poluentes e retenção de sedimentos, além de proporcionar condições adequadas para o desenvolvimento das comunidades aquáticas e servir como corredores para o fluxo da biota local, com significativa contribuição para a biodiversidade (Sirabahenda *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2013).

No Código Florestal brasileiro (Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012), as zonas ripárias são tratadas como Áreas de Preservação Permanente (APPs), espaços territoriais legalmente protegidos, que possuem larguras de faixas distintas, a depender da largura dos rios e do tamanho da propriedade, com 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.

Entretanto, apesar da importância das zonas ripárias, a sua integridade ecológica, ou mesmo a ocorrência dessas áreas, é constantemente ameaçada por mudanças no uso da terra, em especial devido à urbanização e à expansão da fronteira agrícola, com a conversão das áreas em pastagens e o plantio de espécies exóticas com valor comercial. Tais alterações representam um risco para a conservação de ecossistemas e para a qualidade das águas (Miserendino *et al.*, 2011).

No Distrito Federal esse cenário não é diferente. As APPs são frequentemente desmatadas para conversão em áreas agrícolas ou urbanas, o que tem resultado em impactos negativos para a estabilidade dos corpos hídricos e para a qualidade da água.

Nessa perspectiva, com vistas a uma gestão eficaz e à necessidade de mitigar os impactos negativos de tais transformações, alguns estudos, tais como Gomes *et al.* (2019), Zhang *et al.* (2020), Sirabahenda *et al.* (2020) e Espinoza-Toledo *et al.* (2021) foram realizados no sentido de analisar a influência das zonas ripárias frente aos distúrbios causados por essas alterações, em especial em relação à largura adequada das faixas das zonas ripárias para a manutenção dos serviços ambientais.

As pesquisas associadas às análises dos efeitos dos distúrbios na zona ripária sobre os corpos aquáticos aplicam abordagens e ferramentas diversas, tais como o uso de geotecnologias, sensoriamento remoto, monitoramento dos ambientes aquáticos e aplicação de modelos para simulação.

Especificamente no Distrito Federal, Almeida (2016) e Távora (2017) realizaram estudos na bacia hidrográfica do córrego Capetinga que contribuíram para a compreensão dos processos hidrológicos que ocorrem nas zonas ripárias. Em seu estudo, Távora (2017) monitorou e modelou, com aplicação do modelo SWAT, diferentes cenários com faixas incrementais de proteção da floresta ripária, com o objetivo de avaliar a importância das zonas ripárias na manutenção dos processos hidrossedimentológicos e na atenuação do aporte de sedimentos.

Nesse sentido, as pesquisas que utilizam a modelagem hidrológica como instrumento para simulação de cenários e para a análise da dinâmica dos ambientes ripários em bacias hidrográficas se destacam tanto pela possibilidade de preencher falhas em séries históricas para a compreensão de comportamentos hidrossedimentológicos passados quanto por permitir a análise de cenários futuros (Távora, 2017). Além disso, a modelagem hidrológica, bem como as geotecnologias, permite uma análise integrada de todo o território das bacias hidrográficas, o que contribui para a compreensão preliminar dos fenômenos e processos que ocorrem nessas áreas de estudos.

Verifica-se, tanto na área de monitoramento como em outras frentes de análises, a necessidade de aprofundamento do entendimento dos processos nas áreas de vertentes que margeiam os corpos aquáticos das bacias do Distrito Federal. Como exemplos, destacam-se: a análise integrada dos impactos da retirada da proteção de APP no fluxo hidrossedimentológico e na qualidade da água dos ambientes aquáticos superficiais, problema ainda recorrente no Distrito Federal; análise dos impactos gerados pela ausência de mata ripária em vertentes com diferentes declividades ao longo das bacias; diferenças encontradas em sub-bacias com maior ou menor proteção das zonas ripárias. Essas análises, no contexto das bacias hidrográficas, podem ser realizadas, em uma primeira aproximação, com a aplicação de geotecnologias e modelos hidrológicos.

Para responder a esses questionamentos, um dos enfoques mais utilizados na atualidade é a modelagem das bacias hidrográficas, na qual as pesquisas científicas utilizam-se de diversos programas computacionais. Um deles é o modelo *Soil and Water Assessment*

Tool (SWAT), desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos EUA (USDA-ARS) e pela Universidade do Texas (EUA), que apresenta ampla aplicabilidade, principalmente por permitir a realização de análises em bacias monitoradas ou bacias não instrumentadas. Além desse fato, na literatura há abrangentes estudos, tais como Sahu *et al.* (2009), Hoang *et al.* (2017), Bieger *et al.* (2019), Sirabahenda *et al.* (2020), que demonstram que o SWAT é uma ferramenta eficaz para simulação de vazões e transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas.

A versão mais recente do SWAT, o SWAT + (Bieger *et al.*, 2017), possui recursos melhorados de propagação de escoamento superficial e permite que as sub-bacias sejam divididas em Unidades de Paisagens (*Landscapes – LSUs*). Com esse aprimoramento, é possível definir várias Unidades de Resposta Hidrológicas (HRU) pelas unidades de paisagem (*LSU*) (Bieger *et al.*, 2019), o que enseja resultados mais realísticos na representação fisiográfica das bacias hidrográficas, com boas perspectivas para que esse aprimoramento repercuta positivamente nas simulações dos processos hidrológicos. Assim, a motivação para a realização do presente trabalho surgiu a partir dessa nova perspectiva, da possibilidade de simular a influência de diferentes configurações de zonas ripárias em bacias hidrográficas e analisar os efeitos no balanço hídrico e nos fluxos de sedimentos e nutrientes, simulações possíveis em função da nova versão do Modelo, contemplando as diferentes simulações possíveis do formato de “*Landscapes*”.

Diante do exposto, da necessidade de compreender os efeitos de diferentes dimensões da zona ripária sobre o balanço hídrico e os recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica, para a melhor gestão do uso do território nas áreas urbanas e rurais, este trabalho visa realizar uma análise exploratória da utilização do modelo hidrológico SWAT+ no estudo do efeito de diferentes configurações da zona ripária na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido/DF.

Quanto à organização, o presente trabalho está estruturado da seguinte forma: (2) os objetivos geral e específicos; (3) fundamentação teórica e revisão bibliográfica; (4) proposta metodológica; (5) resultados e discussões; (6) conclusões; e por último referências bibliográficas.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

Analisar a influência da integridade e de diferentes dimensões da zona ripária na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF), com base na modelagem hidrossedimentológica com a aplicação do SWAT+.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Verificar e testar a nova funcionalidade do SWAT+, as unidades de paisagem (LSUs), na simulação hidrológica de bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido, no Distrito Federal;
- ✓ Analisar o efeito da integridade das zonas ripárias sobre os componentes do balanço hídrico e sobre a vazão, a partir de diferentes discretizações espaciais.
- ✓ Correlacionar a degradação da zona ripária com a entrada de sedimentos e nutrientes nos ambientes lóticos da bacia estudada a partir de cenários.

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão abordados alguns conceitos teóricos e definições importantes para a melhor compreensão do estudo a ser desenvolvido. Além disso, será feito um levantamento de estudos prévios que contribuíram de alguma forma com a temática da pesquisa.

3.1-ZONAS RIPÁRIAS

As zonas ripárias são áreas estreitas que margeiam os corpos hídricos e desempenham importante papel no ecossistema ribeirinho. Pela proximidade com os cursos d'água, essa fitofisionomia promove a interação entre os ambientes terrestre e aquático (Naiman e Décamps, 1997) e possui características próprias, com atributos físicos, químicos, biológicos e de fluxos de energia definidos pela interação entre esses sistemas (Attanasio, 2004).

As zonas ripárias prestam diversos serviços ambientais, tais como regulação do fluxo hídrico, manutenção da qualidade da água, redução do escoamento superficial, filtragem de poluentes e retenção de sedimentos, além de proporcionar condições adequadas para o desenvolvimento das comunidades aquáticas e servir como corredores para o fluxo da biota local, com significativa contribuição para a biodiversidade (Sirabahenda *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2013). Contudo, essas interfaces entre os ecossistemas terrestre e fluvial são particularmente sensíveis às mudanças ambientais e têm sido impactadas por alterações no uso e ocupação do solo, com consequências para a integridade ecológica e dos ecossistemas ripários. Essas abordagens serão detalhadas nos itens que se seguem.

3.1.1 – As zonas ripárias e os serviços ambientais

Uma das funções mais significativas das zonas ripárias é a manutenção da qualidade da água. Na aplicação desse papel, essas áreas reduzem a concentração de nitrato e fósforo e o carregamento de sedimentos para os corpos d'água, por meio de uma variedade de processos físicos, hidrológicos, químicos e biológicos. Esses processos, por sua vez, são influenciados pelas condições climáticas, geológicas e hidrológicas, pelos tipos de solos e pelos tipos de vegetação, além da estrutura física da zona ripária, como a largura e a localização espacial (Cole *et al.*, 2020).

Especificamente em relação às condições geomorfológicas, as zonas ripárias costumam ter níveis mais baixos do que as áreas circundantes. Essa configuração contribui para que a energia cinética do escoamento superficial seja dissipada e os sedimentos arrastados sejam depositados na porção inferior. Este é um mecanismo especialmente eficaz para reter fósforo e outros poluentes químicos associados às partículas de sedimentos (Naiman *et al.*, 2005).

Em análise realizada por Mayer *et al.* (2007), apud Williams *et al.* (2013), ficou demonstrada a influência das zonas ripárias no transporte e destinação do nitrogênio nas bacias hidrográficas. Em média, houve redução de 68% da concentração de NO₃-N nas águas superficiais e subterrâneas. Esse fato é evidenciado também em estudo comparativo entre as matas ciliares e áreas cultivadas com cana-de-açúcar, no qual observaram que as concentrações de carbono orgânico e nitrogênio no solo foram maiores nas matas ciliares em comparação com os perfis de solo das parcelas de cana-de-açúcar (Gomes *et al.*, 2019).

No mesmo sentido, em estudo sobre a influência do uso das zonas ripárias no habitat ribeirinho e na qualidade da água, Ramião *et al.* (2020) destacam que as matas ciliares são essenciais para reduzir a exportação de nutrientes para os ecossistemas a jusante e sugerem a reabilitação das zonas ripárias como ferramenta fundamental para diminuir os custos ambientais decorrentes da conversão do uso do solo.

As zonas ripárias atuam, ainda, com importantes amortecedores ribeirinhos. Para a execução desse serviço ambiental, a vegetação ao redor dos corpos d'água atua de modo a aumentar a rugosidade da superfície e conseqüentemente retardar os fluxos terrestres. Assim, a água é mais facilmente absorvida e permite a recarga das águas subterrâneas. Esses fluxos lentos regulam o volume de água que entra nos rios e riachos o que diminui os eventos de inundação (Hawes & Smith, 2005).

Esse fato foi observado por Gomes *et al.* (2019), que em estudo realizado na bacia hidrográfica do Barroco/SP, indicaram que o volume total de escoamento superficial gerado nas encostas cultivadas com cana-de-açúcar foi cerca de três vezes maior em comparação com as matas ciliares. Os autores atribuíram essa diferença ao fato de as matas ciliares apresentarem maior porosidade do solo, isso devido à maior concentração de matéria orgânica e à existência de muitas raízes, o que contribui para uma maior capacidade de infiltração e percolação da água.

Além disso, as zonas ripárias também estabilizam os taludes, uma vez que os caules da vegetação reduzem a energia do escoamento superficial e as raízes auxiliam na fixação do solo e têm importante função na infiltração da água (Checchia, 2003). Nesse aspecto, a profundidade da raiz e a complexidade do sistema radicular influenciam a permeabilidade do solo e a capacidade da planta de estabilizar os sedimentos (Cole *et al.*, 2020).

No Distrito Federal, as matas de galeria têm influência direta na qualidade da água do Lago Paranoá, do Reservatório do Descoberto e seus tributários, exatamente por conter os processos erosivos que contribuem para o assoreamento desses corpos d'água (Menezes, 2010 e Chelotti, 2017).

Além desses fenômenos, as zonas ripárias atuam também na interceptação das chuvas e contribuem para o processo de transformação da precipitação em escoamento. Em estudo realizado na Bacia do córrego Capetinga (DF), Távora (2017) concluiu que na mata de galeria do bioma Cerrado, 75,3% da precipitação atinge o solo na forma de precipitação interna livre (*free throughfall*), que ocorre quando a água passa através dos vazios entre as folhas e galhos, enquanto 24,7% são perdidas por interceptação. Na figura 1 observa-se as diferenças registradas para a lâmina acumulada de *throughfall* e de interceptação na base diária.

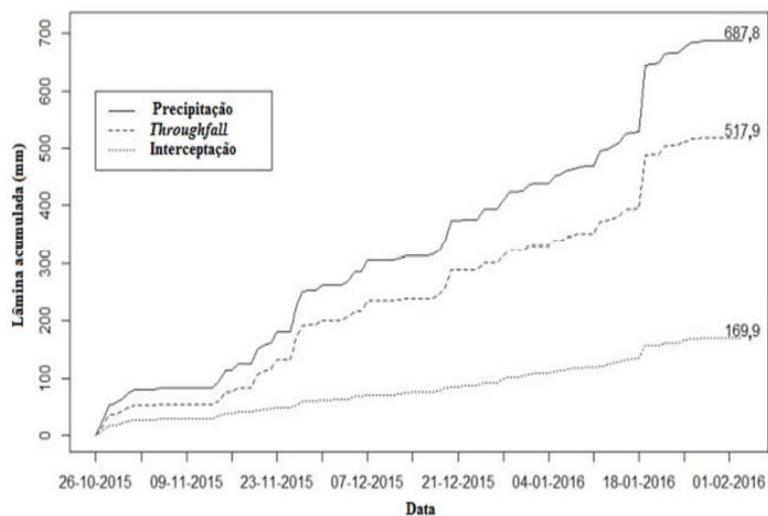


Figura 1- Interceptação acumulada do período de 26/10/2015 a 01/02/2016 (Távora, 2017).

Em relação à conservação da biodiversidade, as zonas ripárias proporcionam condições adequadas para o desenvolvimento das comunidades aquáticas e servem como corredores para o fluxo da biota local (Sirabahenda *et al.*, 2020).

Ao regular a entrada de radiação solar, nutrientes e matéria orgânica para os rios, as zonas ripárias influenciam na dinâmica da população aquática, nas relações tróficas e nos processos biogeoquímicos. Altas cargas de matéria orgânica podem causar escurecimento das águas, o que pode prejudicar a diversidade de invertebrados, a composição e funções da comunidade microbiana e a abundância de peixes localmente ou a jusante. Portanto, a capacidade de retenção do solo ribeirinho é um importante serviço ecossistêmico necessário para manter o funcionamento do corpo d'água e a biodiversidade em um estado natural (Tolkkinen *et al.*, 2020).

Segundo Espinoza-Toledo *et al.* (2021), o desmatamento das zonas ripárias modifica o habitat físico e altera a composição taxonômica, densidade, riqueza e diversidade das espécies, além de promover o domínio de macroinvertebrados tolerantes a perturbações dos corpos d'água. Como exemplo, Miserendino *et al.* (2011) observou que, quando as práticas agrícolas são intensificadas em detrimento da manutenção da zona ripária, há o declínio na abundância e na riqueza de trituradores (espécies que trituram e consomem matéria orgânica particulada), ou o aumento nos raspadores (espécies que raspam algas e detritos de superfícies em riachos).

England e Rosemond (2004), por sua vez, mostraram que mesmo uma pequena redução na cobertura de árvores da floresta ripária pode alterar significativamente a teia alimentar de consumidores aquáticos que dependem de subsídios terrestres, bem como gerar maior dependência de recursos autóctones. Segundo os autores, as matas ciliares estão relacionadas à disponibilidade e retenção de recursos alóctones, principalmente nas cabeceiras dos rios, e são essenciais para preservar as ligações terrestre-aquáticas.

Assim como a fauna aquática, a fauna terrestre também é afetada. Cabette *et al.* (2017) constataram que a alteração da vegetação ripária afeta diretamente a diversidade e a composição das espécies de borboletas do Cerrado. Para os autores, a vegetação ribeirinha é extremamente importante para a preservação das borboletas no Cerrado, principalmente durante os períodos de seca, quando o bioma sofre estresse hídrico e o fornecimento de recursos é mais limitado.

Além desses aspectos, as matas ripárias podem ser consideradas como corredores ecológicos, o que permite a conectividade entre as unidades de conservação e demais espaços especialmente protegidos. Os corredores ecológicos conectam habitats e

proporcionam a manutenção do fluxo gênico entre estes fragmentos, de forma a aumentar a viabilidade de população biológica (Albuquerque *et al.*, 2010).

3.1.2-A integridade da zona ripária

A integridade da zona ripária é um conceito importante no campo dos ecossistemas aquáticos e terrestres e crucial para o gerenciamento de recursos naturais e para a proteção ambiental. Os primeiros esclarecimentos sobre a compreensão da integridade ripária surgem a partir da década de 80, quando Karr (1981) explica sobre integridade ecológica.

Nesse conceito inicial, a integridade ecológica é descrita como a capacidade de um ecossistema aquático de suportar e manter uma comunidade adaptativa e equilibrada de organismos com uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável aos habitats naturais dentro de uma região.

Andreasen (2001), sob um enfoque holístico das características associadas aos conceitos de sustentabilidade, naturalidade e resiliência, refere-se à integridade ecológica como a manutenção dos ecossistemas e de todos os seus componentes e processos em condições de continuar a fornecer todos os bens e serviços ecológicos que são capazes de fornecer e dotada de grande importância estética e espiritual para as pessoas. De maneira ampla, abarcando a ideia de ecossistemas, a integridade ecológica está associada à saúde dos ecossistemas, à biodiversidade, à estabilidade, à sustentabilidade e à beleza natural. Ecossistemas com alta integridade devem ser relativamente resistentes à mudanças e tensões ambientais e devem ser capazes de recuperar suas condições ou trajetórias originais após uma perturbação.

Para a análise da integridade ambiental de ecossistemas de rios e riachos, são utilizados alguns protocolos de avaliação visual rápida, os quais consideram tanto os parâmetros físico-químicos que definem os padrões de qualidade da água quanto os aspectos físicos do habitat, tais como, substrato de fundo, complexidade do habitat submerso, qualidade dos remansos, estabilidade e proteção dos barrancos e grau de proteção fornecido ao ambiente pela cobertura vegetal das margens, os quais servem para avaliar a condição ambiental do recurso hídrico (Minatti-Ferreira e Beaumord, 2006).

Desses atributos, a proteção dos barrancos e a cobertura vegetal das margens estão estritamente relacionadas à integridade das zonas ripárias. Minatti-Ferreira e Beaumord (2006), em estudo sobre protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para

ecossistemas de rios e riachos, consideraram barrancos que apresentaram mais de 80% da superfície coberta por vegetação, lajes de pedras ou outras estruturas estáveis como condição ideal, pois fornecem excelentes condições de vida para peixes e macroinvertebrados, ao passo que as margens com menos de 25% das superfícies cobertas por vegetação, com notável degradação da integridade ambiental, foram consideradas como ruim.

Nessa mesma linha, o protocolo *Stream Visual Assessment Protocol* – SVAP, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, também é utilizado para levantamento da integridade ripária de uma bacia hidrográfica. Com base nas observações das características físicas e biológicas de um dado curso d'água, o protocolo fornece uma avaliação da saúde ripária, a partir de pontuações atribuídas aos parâmetros quantitativos e qualitativos avaliados. Segundo o SVAP, as comunidades vegetais que apresentam todos os componentes estruturais adequados e a presença de espécies nativas na região são classificadas como naturais (Lima, 2013).

Por sua vez, Rodríguez-González *et al.* (2003) aplicou índice multimétrico, atribuindo um valor numérico de qualidade de habitats, para avaliar o estado de conservação da zona ripária. O índice conta com 4 métricas que sintetizam diferentes aspectos qualitativos: a integridade da formação vegetal, calculada como porcentagem de cobertura vegetal (< 10%, 10-50%, 50-80% e >80%) e como grau de conexão entre as matas ciliares e o ecossistema terrestre; a estrutura da mata de galeria, determinada a partir do número de estrados da formação; a qualidade da formação ripária, que inclui a diversidade de espécies existentes e o caráter autóctones ou alóctones, além de fatores relacionados à alterações antrópicas; e a naturalidade, expressa como grau de alteração do canal fluvial do ponto de vista físico. Cada uma dessas métricas recebe pontuações de 0, 5, 10 e 25, as quais indicam o estado da zona ripária cada vez mais próximo do estado natural.

Isaias (2008), ao propor índice de sustentabilidade de bacia hidrográfica, gerou o indicador de integridade de Área de Preservação Permanente (APP), com base nas APPs definidas pelo antigo Código Florestal brasileiro (Lei nº 4.771, de 1965), cujo cálculo consiste em pontuação aferida em função do nível de cobertura vegetal das APPs, que por sua vez é resultado da porcentagem de cobertura vegetal nas classes de uso do solo existentes em uma poligonal, uma vez que a integridade das APPs está condicionada à cobertura vegetal. Desse modo, índices com valores variando de 0 a 1 são atribuídos para a avaliação da integridade das APPs, de sorte que quanto menor é a pontuação atribuída menor é a integridade da zona ripária.

Nessa metodologia proposta por Isaias (2008) e posteriormente replicada e adaptada por Silva (2017) e Sales (2021), a integridade da zona ripária está associada à largura da zona ripária estabelecida pelo Código Florestal brasileiro em vigor nas suas respectivas datas, o estabelecido como APPs. Contudo, destaca-se que, para a análise dos efeitos da integridade da zona ripária objeto desta dissertação, o interesse não foi se ater aos limites das APPs estabelecidos pelo Código Florestal, que para os corpos d'água da bacia em estudo seriam sempre 30 metros, mas simular diferentes cenários hipotéticos, em harmonia com o Código Florestal, na tentativa de identificar, a partir da abordagem adotada, qual metragem refletiria a integridade da zona ripária.

3.1.3-As zonas ripárias no Código Florestal

Frente ao reconhecimento da importância das zonas ripárias para a conservação dos recursos hídricos e para a manutenção dos diversos serviços ambientais, aos interesses sociais, à manutenção da integridade dos ecossistemas, essas áreas recebem atenção também dos legisladores.

No Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), as zonas ripárias são tratadas como Áreas de Preservação Permanente (APPs), espaços territoriais legalmente protegidos, com larguras de faixas distintas, a depender da largura dos rios e do tamanho da propriedade, com 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.

Conforme o art. 9º, do mesmo dispositivo legal, é permitido o acesso de pessoas e animais às Áreas de Preservação Permanente para obtenção de água e para realização de atividades de baixo impacto ambiental. Além disso, nas pequenas propriedades ou posses rurais familiares é admitido o plantio de culturas temporárias e sazonais de vazante de ciclo curto na faixa de terra que fica exposta no período de vazante dos rios ou lagos, desde que não implique supressão de novas áreas de vegetação nativa, seja conservada a qualidade da água e do solo e seja protegida a fauna silvestre.

Em regra, não é possível a supressão de vegetação em áreas de preservação permanente, salvo excepcionalmente em casos de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto ambiental, mediante autorização do órgão ambiental competente.

A regularização fundiária de assentamentos humanos ocupados predominantemente por população de baixa renda em áreas urbanas consolidadas é um exemplo de caso de interesse social elencado pelo código florestal. Nessa situação é possível degradar a APP sem a necessidade de definir uma alternativa técnica e locacional.

Com exceção desses casos, o art. 7º determina que a vegetação situada em APP deverá ser mantida pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado. E, tendo ocorrido o desmatamento da área sem a autorização, o proprietário é obrigado a promover a recomposição da vegetação.

Entretanto, em 2012, com a alteração do Código Florestal, a obrigatoriedade de restauração das APPs foi modificada. A nova legislação permite a permanência de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas de matas ciliares onde a vegetação nativa foi convertida para esses fins antes de 2008, desde que a propriedade adote práticas de conservação do solo e da água e não converta novas áreas para uso alternativo do solo.

Assim, para os proprietários e possuidores rurais com áreas consolidadas em APP até 22 de julho de 2008, a recomposição da APP ao longo dos cursos d'água será de acordo como tamanho do imóvel rural, variando entre 5 metros, para os imóveis de até 1 módulo fiscal, e 20 até 100 metros, para os imóveis acima de 4 módulos fiscais.

Além da alteração em relação às atividades permitidas e às dimensões das APPs, observa-se, ainda, que o Código Florestal estabelece largura fixa, conforme espessura do curso d'água, e não leva em consideração as particularidades de cada ambiente, os fatores que constituem a integridade ecológica de cada tipo de zona ripária, como a topografia, tipo de solo, clima, vegetação, fauna, entre outros. Atestando a importância desse aspecto, Attanasio *et al.* (2012), ao estudarem a microbacia do ribeirão São João, em Mineiros do Tietê – SP, concluíram que apenas 27,6% da zona ripária da bacia estudada compreendem a APP, apontando para a vulnerabilidade da maior parte dessa zona.

A redução na largura da zona ripária protegida aliada ao fato de o Código Florestal não levar em consideração as particularidades de cada ambiente podem ameaçar a manutenção da qualidade e disponibilidade da água dos corpos d'água. Caracteriza-se, portanto, como uma temática que merece ser estudada, principalmente em relação ao Bioma Cerrado.

3.1.4- Efeitos da modificação do uso e ocupação do solo em áreas de zonas ripárias

Em que pese a supressão da vegetação das zonas ripárias, conforme o novo Código Florestal Brasileiro, seja possível apenas excepcionalmente, em casos de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto ambiental, justamente em razão de suas importantes funções ecológicas, essas áreas são historicamente utilizadas para outros fins como assentamentos urbanos e produção de alimentos, em decorrência da disponibilidade de água e da alta fertilidade do solo.

A expansão urbana e o crescimento populacional têm modificado a paisagem das zonas ripárias e comprometido a qualidade dos corpos d'água. A remoção da vegetação ciliar das bacias hidrográficas para o estabelecimento de centros urbanos tem alterado as características do fluxo dos rios, influenciando na quantidade de sedimento introduzido no sistema, com conseqüente diminuição da infiltração e aumento do escoamento superficial (Miserendino *et al.*, 2011). Além disso, o aumento de águas residuais e poluentes que se acumulam nas superfícies impermeáveis resultam na deterioração da água (Mello *et al.*, 2020).

Em afirmação a essas proposituras, Zhang *et al.* (2020) observaram que a degradação da qualidade da água foi relacionada às proporções de usos antropogênicos de terras agrícolas e urbanas, enquanto as proporções de florestas e pastagens estavam relacionadas com a boa qualidade da água.

No mesmo sentido, em estudo realizado no Rio U-Tapao, na Tailândia, Gyawali *et al.* (2013) verificaram que a mudança no padrão de uso do solo na zona ripária teve um impacto considerável na qualidade da água. O incremento significativo do uso do solo das zonas ripárias para fins urbanos contribuiu consideravelmente na quantidade e qualidade do escoamento superficial e pode estar atrelado ao aumento de vários poluentes.

Nas zonas rurais o cenário também não é diferente, o desmatamento das zonas ripárias para a conversão em áreas agrícolas, parte das áreas suscetíveis a “expansão da fronteira agrícola”, afeta a quantidade e a qualidade da água, uma vez que os fluxos de nutrientes, sedimentos e pesticidas provenientes das atividades agrícolas impõem uma ameaça potencial à saúde dos ecossistemas aquáticos.

As atividades agrícolas intensivas, principalmente aquelas em que os agricultores não implementam práticas conservacionistas, ocasionam maior exposição do solo, mais sujeito

à erosão no período das chuvas, o que conseqüentemente leva ao carreamento de sedimentos com nutrientes para o rio (Mello *et al.*, 2020).

Nesse contexto, Hunke *et al.* (2015), em estudo sobre as mudanças do solo sob diferentes usos no Cerrado do Mato Grosso, demonstraram que os parâmetros de qualidade da água foram afetados pelas atividades agrícolas. A conversão do uso do solo degradou as propriedades físicas do solo, deixando os solos agrícolas mais suscetíveis à erosão superficial e com potencial transporte lateral de nutrientes para a rede de córregos.

Além do aspecto da qualidade da água, Cunha *et al.* (2021) relataram que o desmatamento de mata ciliar e de Cerrado, como também o aumento da área de pastagem na bacia do Rio da Prata, podem causar mudanças no clima local e influenciar a flora e a fauna da região. Para os autores, a conversão da cobertura natural em monoculturas agrícolas ou em pastagens influencia os valores de albedo e de evapotranspiração, causando aquecimento global.

Para Santos *et al.* (2020), a conversão de áreas florestadas em áreas de cultivo no sul da Amazônia expôs as matas ciliares remanescentes a efeitos de borda que alteraram a riqueza e a composição de espécies florestais. Segundo os autores, as matas ciliares dentro de áreas cultivadas tiveram menor riqueza média de espécies tanto para árvores quanto para mudas, em comparação às bacias com áreas de florestas.

Corroborando com esse argumento, conforme demonstrado em estudo realizado por Mello *et al.* (2020), os sedimentos, nutrientes e coliformes fecais estão positivamente relacionados aos usos agrícolas e urbanos e negativamente à cobertura florestal.

Da mesma forma, Ramião *et al.* (2020) perceberam que a maior erosão das margens do rio e a menor diversidade morfológica em trechos urbanos e agrícolas foram associados a uma baixa cobertura de árvores florestais. Além disso, os autores detectaram aumentos na temperatura e a diminuição na concentração de oxigênio ao longo dos trechos urbanos e agrícolas e atribuíram o fato à baixa cobertura florestal.

As zonas ripárias do Distrito Federal, de igual modo, sofrem pressão das atividades urbanas e agrícolas. No Setor Habitacional Vicente Pires, por exemplo, grande parte das áreas de preservação permanente foi totalmente descaracterizada em virtude da conversão das chácaras em áreas urbanas, por meio de supressão da vegetação nativa, movimentação e impermeabilização de solo (GEOLÓGICA, 2008).

3.1.5 - Influência das diferentes larguras das zonas ripárias na proteção dos ambientes aquáticos.

Sirabahenda *et al.* (2020) afirmam que a largura ideal das zonas ripárias pode variar dependendo da função pretendida e da configuração da paisagem. Em estudo para desenvolver metodologia para a definição da largura das zonas ripárias eficaz na retenção da carga de sedimentos na bacia hidrográfica de Mill River, no Canadá, os autores concluíram que aumentar a largura das zonas ripárias além de 50 metros produz incremento insignificante na retenção de sedimentos.

Tanaka *et al.* (2015) relatam que a proporção da cobertura florestal e outros tipos de vegetação pode influenciar as concentrações de nutrientes nos cursos de água, além de alterar as características físicas e o balanço de energia. Por outro lado, ao analisar a eficácia das zonas ripárias na retenção de sedimentos, Liu *et al.* (2008) concluíram que zonas ripárias com largura de 10 metros otimizam a capacidade de captura de sedimentos, independentemente das características da bacia hidrográfica.

No mesmo sentido, Lyu *et al.* (2021) determinaram que zonas ripárias de 11m até 15m de largura têm um efeito satisfatório na remoção de nitrogênio do escoamento superficial e da água subterrânea, com reduções médias de aproximadamente 79 e 59%, respectivamente.

Em estudo sobre as mudanças no Código Florestal Brasileiro e a redução do potencial das zonas ripárias para serviços ambientais em uma bacia hidrográfica, Guidotti *et al.* (2020) verificaram que em cenários com largura de zona ripária menores ou iguais a 8m houve perda de solo significativa, servindo como fonte de sedimentos para os cursos d'água, enquanto cenários com largura acima de 15 metros a perda líquida de solo não foi evidente).

Em contrapartida, Brumberg *et al.* (2021) observaram que o cumprimento das matas ciliares, e não a largura, é mais significativo para a conservação da qualidade da água. Segundo os autores quanto maior for o comprimento do amortecedor considerado, maior será o suporte relativo para influenciar a qualidade da água (1000m > 500m > 100m). Para os autores, embora zonas ripárias largas e longas sejam ideais para maximizar a proteção da qualidade da água do rio e outros serviços do ecossistema, em paisagens onde isso é impraticável, matas ciliares de 15 m de largura podem melhorar a qualidade da água, desde que tenham pelo menos 500 m de comprimento.

Apesar de existirem muitos estudos sobre a largura ideal das zonas ripárias, observa-se que ainda há muita divergência. Isso se deve a complexidade de elementos e processos envolvidos e a variabilidade dos ambientes onde as zonas ripárias estão inseridas, tanto pelas características únicas de cada bacia hidrográfica quanto pelas diferentes atividades humanas desenvolvidas.

3.2 - ABORDAGENS UTILIZADAS PARA DEFINIR A LARGURA IDEAL DAS ZONAS RIPÁRIAS

Os processos físicos e ecológicos das zonas ripárias e os efeitos dessa vegetação e respectivas dimensões sobre a qualidade da água foram objeto de muitos estudos, com aplicação de diferentes abordagens e ferramentas. As principais metodologias de análise levantadas são sintetizadas e apresentadas na Tabela 1 e descritas na sequência do trabalho.

Tabela 1- Métodos e modelos para análise do efeito das zonas ripárias na qualidade da água de corpos aquáticos relatados na literatura. (Continua).

Estudo	Local de estudo	Análise/método/ modelo aplicados	Processo analisado
Sahu <i>et al.</i> (2009)	Bacia Hidrográfica de Walnut Creek-Iowa/EUA	Modelo SWAT	Analisar a eficácia das zonas ripárias na redução de NO ₃ -N.
Ding <i>et al.</i> (2013)	Bacia Hidrográfica do rio Tizi – China	Análise de Regressão Linear	Examinar o efeito da largura da zona ripária sobre as comunidades de peixes.
Almeida (2016)	Bacia Hidrográfica do córrego Capetinga – DF/Brasil.	Monitoramento de campo	Modelagem matemática do escoamento subterrâneo em vertente de zona ripária.
Tanaka <i>et al.</i> (2016)	Bacias Hidrográficas dos rios Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu – SP/Brasil	Análise de Redundância	Avaliar as alterações antropogênicas na qualidade da água.

Tabela 1- Métodos e modelos para análise do efeito das zonas ripárias na qualidade da água de corpos aquáticos relatados na literatura. (Conclusão).

Estudo	Local de estudo	Análise/método/ modelo aplicados	Processo analisado
Zhang <i>et al.</i> (2016)	Bacia Hidrográfica de Black Brook - New Brunswick/Canadá	Riparian Ecosystem Management Model (REMM)	Avaliar os efeitos das zonas ripárias na bacia hidrográfica.
Távora (2017)	Bacia Hidrográfica do córrego Capetinga – DF/Brasil.	Monitoramento de campo	Analisar os processos hidrossedimentológicos de zona ripária do Cerrado.
Li <i>et al.</i> (2018)	Curso médio do rio Hanjiang, na cidade de Xiangyang – China	Análise de Redundância e Análise de Regressão Linear	Analisar a influência das características da paisagem sobre a qualidade da água.
Bieger <i>et al.</i> (2019)	Bacia Hidrográfica de Little River – Georgia/EUA	SWAT +	Simular processos nas zonas ripárias e as interações rio-aquífero.
Guidotti <i>et al.</i> (2020)	Bacia Hidrográfica em Piracicaba/SP.	Análise de Regressão Linear	Explorar a relação entre a erosão do solo e a largura da zona ripária.
Ramião <i>et al.</i> (2020)	Bacia Hidrográfica do rio Ave – Portugal	Análise de Variância	Avaliar a concentração de nitrato em diferentes usos do solo.
Sirabahenda <i>et al.</i> (2020)	Bacia Hidrográfica de Mill River – Ilha do Príncipe Edward/Canadá	SWAT e ANFIS	Simular a retenção de sedimentos pelas zonas ripárias.

3.2.1- Monitoramento em campo

O monitoramento em campo das zonas ripária é parte fundamental para a compreensão, avaliação e gestão dos ecossistemas ripários. Embora configure-se como uma tarefa árdua e dispendiosa, pois a implementação de equipamentos específicos de medições e o treinamento de equipes de campo aptas a realizar o monitoramento, seja qualitativo ou quantitativo, requer investimentos, o monitoramento contínuo ou pontual permite uma abordagem concreta baseada em evidências e é essencial para determinar conclusões acertadas sobre o comportamento e a tendência de uma bacia hidrográfica e para mensurar com fidedignidade fenômenos hidrometeorológicos, tais como precipitação, vazão e descarga sólida (Pereira, 2020).

Para identificar os processos naturais de formação do escoamento e avaliar o efeito tampão das formações florestais ripária, Távora (2017) realizou monitoramento hidrossedimentológico da bacia hidrográfica do Capetinga/DF. Para isso, empreendeu medições diretas da descarga sólida para a composição da curva-chave de sedimentos, além de medições da precipitação e da descarga líquida do córrego Capetinga. Contudo, apontou limitações em relação à autonomia de energia em uma das sondas utilizadas para o monitoramento da descarga sólida.

Na mesma bacia hidrográfica, Almeida (2016) monitorou a umidade da vertente da zona ripária do córrego Capetinga em zona não saturada, por meio de métodos gravimétrico, assim como o nível freático, a fim de adquirir dados geofísicos para a caracterização geoeletrica dessa vertente e promover a modelagem matemática do escoamento subterrâneo. Nesse estudo, recomendou, em complemento, como mecanismo de validação da caracterização geoeletrica, o monitoramento direto da água também nas zonas de umidade e de saturação.

Além do monitoramento tradicional das análises físico-químicas relacionadas às zonas ripárias, há também o monitoramento em campo realizado por meio da aplicação de ferramentas como os Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) e os índices multimétricos, as quais permitem uma avaliação rápida da integridade das zonas ripárias, por meio de indicadores que representam os principais processos físicos e biológicos e de valores numéricos de qualidade do habitat (Rodríguez-Gonzalez *et al.* 2003 e Lima, 2013). As ferramentas foram tratadas com mais detalhes no item 3.1.1.

3.2.2 – Geoprocessamento

O geoprocessamento também é extensamente utilizado nas análises associadas às zonas ripárias, seja na criação dos cenários, com as características particulares de cada um (Guidotti, *et al.*, 2020), de modo a auxiliar a visualização e o entendimento dos comportamentos dos componentes de uma bacia hidrográfica, seja na correlação de variáveis.

Para citar o uso da ferramenta nesse contexto, Sirabahenda *et al.* (2020) aplicou o geoprocessamento para averiguar a porcentagem de áreas agrícolas associada com o aumento da largura da zona ripária. O geoprocessamento, por meio de modelos digitais de elevação, também foi útil para a definição de zonas ripárias hidrologicamente adaptadas, cujas larguras são variáveis e dependentes da hidrologia específica de cada local (Tiwari *et al.*, 2016).

Outro ponto relevante, é a conexão dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e técnicas de geoprocessamento aos modelos hidrológicos, tais como o SWAT, ANFIS e REMM, sendo de fundamental importância para a leitura das séries de dados e para a visualização espacial das informações e consequente compreensão do comportamento de bacias hidrográficas.

A integração dessas ferramentas é positiva para o desenvolvimento de estudos ambientais, bem como para o planejamento e gestão ambiental, tornando-se um elemento importante para o diagnóstico da situação ambiental, de modo especial os recursos hídricos, e ferramenta estratégica para análises prospectivas e antecipação de prováveis impactos na qualidade e quantidade de água.

3.2.3-Modelos baseados em estatística

Os modelos baseados em estatística permitem estudar a relação interna entre os atributos da vegetação e os distúrbios externos. O modelo linear, que inclui Análise de Variância (ANOVA), a Regressão Linear e Análise de Covariância (ANCOVA), além da análise de redundância e análise de componentes principais, são alguns exemplos de modelos baseados em estatística para a análise de dados multidimensionais sobre o indivíduo, a população, a composição da comunidade e o meio ambiente (You *et al.*, 2015).

3.2.3.1-Análise de Regressão Linear

A análise de regressão linear, por sua vez, é a técnica que possibilita relacionar uma variável dependente a uma ou mais variáveis independentes. Essa análise tem sido amplamente utilizada em estudos sobre a vegetação ripária, com demonstrações das relações dos atributos da vegetação com os distúrbios ambientais.

Como exemplo, Guidotti *et al.* (2020) utilizaram a regressão linear para explorar a relação entre a erosão do solo (variável dependente) e a largura da zona ripária (variável independente). O estudo revelou uma tendência negativa entre a largura da zona ripária e a perda líquida de solo para cenários com matas ciliares maiores ou iguais a 15 metros e uma tendência positiva para cenários com matas ciliares menores ou iguais a 8 metros. Os resultados dessa análise de regressão sugerem que zonas ripárias devem ter pelo menos 8 metros de largura para não agir como fonte de sedimentos para o corpo hídrico.

A regressão linear também pode ser utilizada para analisar a influência das características da paisagem na qualidade da água e tem importante aplicabilidade na definição da largura das zonas ripárias. O modelo de regressão linear múltipla apresentado por Li *et al.* (2018) identificou, na área de estudo, uma dimensão crítica para a zona ripária com largura de 300 metros e comprimento de 8 km, onde as características da paisagem têm efeito mais forte sobre a qualidade da água.

Segundo os mesmos autores, os processos de deposição e absorção de poluentes na água variam em vários comprimentos de zona ripária devido à composição da paisagem e a dinâmica de configuração. O estudo demonstrou que as áreas urbanas foram associadas de forma positiva com a qualidade da água em larguras e comprimentos maiores das zonas ripárias, enquanto as áreas com florestas tiveram uma contribuição mais forte em larguras mais amplas das zonas ripárias e comprimentos mais curtos. Tal fato é útil para compreender a influência da paisagem adjacente na qualidade da água e para o planejamento e gestão eficazes.

Em relação ao aspecto biológico, um dos exemplos de aplicação da regressão linear foi sua utilização entre as métricas relacionadas à comunidade de peixes e ao uso do solo nas zonas ripárias com diferentes larguras. O estudo de Ding *et al.* (2013) indicou que a integridade da comunidade de peixes foi mais fortemente associada ao uso do solo com pastagens e menos com áreas urbanas. Além disso, o estudo mostrou correlação negativa entre as métricas de comunidades de peixes e as atividades agrícolas em zonas ripárias de

25 a 50 metros, o que aponta que a poluição por nutrientes, especialmente nitrogênio total, diminui o número e a diversidade de peixes.

3.2.3.2-Análise de redundância

A análise de redundância é a extensão direta de regressão múltipla e é utilizada para modelar dados de resposta multivariada, restringindo a ordenação de variáveis dependentes e combinações lineares das variáveis independentes. Essa técnica gera um espaço bidimensional que permite avaliar a associação dos maiores valores das variáveis dependentes com as variáveis independentes (Tanaka *et al.*, 2016).

Na área ambiental, a análise de redundância é aplicada na modelagem de resposta da vegetação ripária. Tanaka *et al.* (2016) criou um modelo para descrever a influência do uso do solo nas bacias hidrográficas dos rios Jacaré-Pepira e Jacaré-Guaçu sobre as variáveis da estrutura da mata ciliar. Nesse trabalho, a variação dos indicadores químicos e biológicos dos rios em relação à estrutura da bacia hidrográfica e da mata ciliar foi significativa. Além disso, maiores valores dos indicadores relacionados às comunidades de macro invertebrados e às concentrações de oxigênio dissolvido foram associados aos riachos com matas ciliares mais largas e com árvores maiores. Li *et al.* (2018), por sua vez, ao utilizar a análise de redundância, observou a forte influência das características da paisagem sobre os parâmetros de qualidade da água no rio Hanjiang, no centro da cidade Xiangyang, na China.

3.2.3.3-Anova e Ancova

A ANOVA e a ANCOVA também são métodos estatísticos úteis para analisar as respostas da vegetação ripária (You *et al.*, 2015) e foram utilizados na análise de diferenças nas variáveis de qualidade da água e nas mudanças de concentrações de nitrato ao longo do curso d'água em diferentes usos do solo (Li *et al.*, 2018; Ramião *et al.*, 2020). Também foram utilizados na comparação entre cenários de tratamento (Guidotti *et al.*, 2020).

3.2.4 – Modelo Empírico

O método empírico é baseado em dados de campo, experimentos, regras naturais do meio ambiente e atributos da vegetação, dos quais a conclusão é em forma de valores binários ou em forma de valores múltiplos (You *et al.*, 2015).

Um exemplo de modelo empírico e amplamente aplicado é o modelo *Adapted Neuro-Fuzzy Inference System* (ANFIS), orientado a dados e baseado no sistema de inferências que

combina estratégias de rede neural e lógica Fuzzy. Em relação às zonas ripárias, o modelo ANFIS indicou desempenho confiável para simular os efeitos das mudanças do uso do solo sobre o carreamento de sedimentos e definiu bem a largura ideal da faixa da zona ripária para a remoção de sedimentos quando comparado ao modelo SWAT (Sirabahenda *et al.*, 2020).

3.2.5 – Modelos hidrológicos

Diversos estudos têm utilizado a modelagem hidrológica como instrumento para simulação de cenários e análise da dinâmica dos ambientes ripários em bacia hidrográfica, associando a largura das faixas de zonas ripárias com a geração de escoamento superficial, retenção de sedimentos e consequente alteração da qualidade da água.

Especificamente a partir da década de 70, com a revolução tecnológica e avanços na capacidade de processamento dos computadores, vários modelos hidrológicos foram desenvolvidos e aperfeiçoados, os quais permitem representar de maneira mais efetiva os processos ocorridos e realizar análise conjunta do ciclo hidrológico e da qualidade da água em bacias hidrográficas (Nunes, 2016).

Nesse sentido, Moriasi *et al.* (2012) elenca alguns modelos disponíveis para simulação hidrológica e de qualidade de água em bacia hidrográficas, tais como: ADAPT (Gowda *et al.* (2012)); HSPF (Duda *et al.* (2012)); KINEROS/AGWA (Goodrich *et al.* (2012)); MIKE-SHE (Jaber e Shukla (2012)); MT3DMS (Zheng *et al.* (2012)); SWIN (Huth *et al.* (2012)); WARMF (Herr e Chen (2012)); e WEEP (Flanagan *et al.* (2012)).

Nota-se que o enfoque de análise conjunta pode ser aplicado com ferramentas distintas, que possibilitam a simulação hidrológica e de qualidade de água em bacias hidrográficas e podem propiciar análises relacionadas aos efeitos das variações das dimensões das matas ripárias e de sua proteção nas bacias hidrográficas. A eficácia com que cada ferramenta poderá ser utilizada nesse tipo de análise dependerá da forma como o fluxo hidrossedimentológico e as contribuições de cargas difusas são simuladas e, também, como as variações de relevo são representadas e processadas em cada ferramenta.

A seguir são descritos dois modelos hidrológicos, REEM e SWAT, os quais possibilitam, dentre outras aplicações, a análise do efeito das zonas ripárias sobre os corpos d'água, no que se refere à vazão e ao carreamento de carga de sedimentos e nutrientes.

3.2.5.1-Riparian Ecosystem Management Model (REMM)

O REMM é um modelo baseado em processos utilizado para simular o efeito das zonas ripárias na redução de sedimentos, nitrogênio e fósforo. Para esse modelo, a zona ripária é dividida em 3 segmentos: zona adjacente à vertente ascendente, zona média e zona próxima aos rios. Os dados de entrada incluem: dados meteorológicos como a radiação solar diária, temperatura do ar e precipitação; dados referentes aos atributos das 3 zonas mencionadas: espécie das plantas, declividade, tipo de solo e largura da zona ripária; além de informações sobre o escoamento superficial e as concentrações de sedimentos, nitrogênio e fósforo (Zhang *et al.*, 2016).

A interação entre o modelo REMM e o modelo SWAT, em escala de bacia hidrográfica, possibilita avaliar os impactos das zonas ripárias sobre o carreamento de sedimentos e nutrientes. A interface também permite calcular a largura e a declividade dessas áreas, com base em dados do uso do solo e em modelo digital de elevação (MDE) (Zhang *et al.*, 2016).

3.2.5.2-Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

Dentre os vários programas computacionais utilizados para modelar bacias hidrográficas, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) apresenta ampla aplicabilidade, principalmente por permitir a realização de análises em bacias monitoradas ou em bacias não instrumentadas. Como respaldo, na literatura há abrangentes estudos que demonstram que o SWAT é uma ferramenta eficaz para simulação de vazões e transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas. Algumas aplicações do modelo SWAT podem ser vistas no tópico seguinte.

O SWAT é um modelo de base física, com parâmetros semidistribuídos e simulação contínua, desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos EUA (*Agricultural Research Service*) e pela Universidade do Texas, com o objetivo de auxiliar no planejamento da conservação do solo e da água. O modelo permite a simulação de diferentes processos físicos do ciclo hidrológico em escala de bacia hidrográfica, além de prever os impactos decorrentes das alterações no uso do solo sobre os recursos hídricos, a produção de sedimentos e as cargas de poluentes agrícolas (Perazzoli *et al.*, 2013; Nascimento *et al.*, 2018).

Em síntese, o modelo baseia-se em um conjunto de dados relacionados com as características físicas da bacia hidrográfica como: o uso e ocupação das terras, parâmetros

do solo, o clima, o relevo e características hidrológicas. No SWAT, a bacia hidrográfica é delimitada com base no modelo digital de elevação (DEM) e dividida em sub-bacias. Essas, por sua vez, podem ser subdivididas em Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU), as quais possuem características homogêneas em relação ao uso do solo, tipo de solo e declividade.

O balanço hídrico é a base para a execução de todos os processos no modelo SWAT, visto que influencia no crescimento da vegetação e no movimento dos sedimentos, nutrientes, pesticidas e patógenos. A simulação do ciclo hidrológico na bacia hidrográfica, conforme esquematizado na Figura 2, é separada em fase terrestre, que controla a quantidade de água, cargas de sedimentos, nutrientes e pesticidas que foram carregados para o canal principal em cada sub-bacia; e em fase aquática, que é o movimento da água, sedimentos, nutrientes e possíveis contaminantes através da rede de canais até o exultório da bacia (Neitsch *et. al.*, 2011).

Os processos hidrológicos simulados pelo SWAT incluem a interceptação e armazenamento nas copas das árvores, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, drenagem subsuperficial, redistribuição da água no perfil do solo, o uso de água através de bombeamento (se houver), fluxo de retorno e recarga por infiltração de águas superficiais, lagoas, canais e tributários (Ferrigo, 2014).

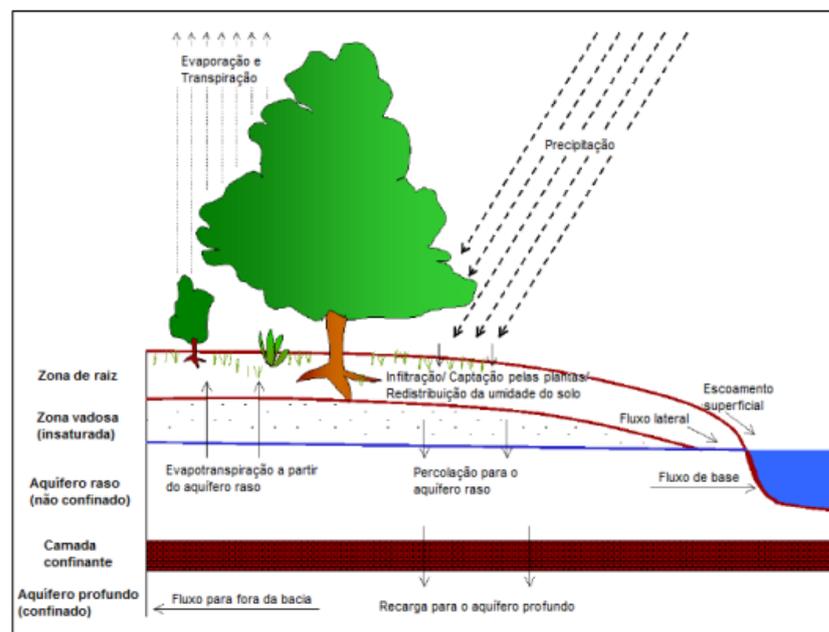


Figura 2- Representação esquemática do ciclo hidrológico no SWAT (adaptado de Neitsch *et. al.*, 2011).

O ciclo hidrológico concebido pelo SWAT considera que, quando há ocorrência de precipitações na bacia, uma parcela da água pode ser interceptada e aderida à vegetação e outra porção pode chegar diretamente na superfície do solo. Dependendo do grau de saturação do solo, parte da água infiltrará através das camadas do perfil do solo ou será carregada na encosta na forma de escoamento superficial. O escoamento se movimenta relativamente rápido na direção do canal e contribui para formação dos cursos de água em curto prazo. Após infiltrar, a água pode ser retida no solo e posteriormente evapotranspirar, contribuir com o fluxo lateral, percolar para camadas inferiores do solo ou ser armazenada no aquífero. A água estocada no aquífero pode adentrar em um aquífero profundo ou fluir para os lençóis freáticos, contribuindo como fluxo de base do rio (Neitsch *et. al.*, 2011).

A equação que rege os componentes hidrológicos no modelo SWAT é a seguinte:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{t=1}^t (R_t - Q_t - ET_t - P_t - QR_t) \quad \text{Equação (1)}$$

Onde: SW_t é a água contida no solo no final do dia; SW_0 é a quantidade inicial de água contido no solo; t representa o tempo em dias; R_t é a precipitação; Q_t é o escoamento; ET_t é evapotranspiração; P_t é a percolação; e QR_t é o fluxo de retorno. Todos os componentes da equação 1 são em milímetros.

Para a geração de sedimentos, o modelo SWAT utiliza-se da Equação Universal de Perda de Solos modificada (MUSLE), que emprega o volume de escoamento superficial no lugar da precipitação (Távora, 2017). A substituição resulta, ainda que sobre a influência da área das HRUs, em melhor precisão da previsão do modelo e possibilita o cálculo da estimativa de tempestade única de produção de sedimentos. Para a determinação da produção de sedimentos o SWAT utiliza a seguinte equação:

$$\text{Sed} = 11.8 \times (Q_{\text{suf}} \times q_{\text{pico}} \times \text{Area}_{\text{HRU}})^{0.56} \times K \times \text{LS} \times C \times P \times \text{CFRG} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que: sed é a produção de sedimentos após evento de precipitação no dia (ton/dia); Q_{suf} é o escoamento superficial (mm/ha); q_{pico} é a vazão de pico do escoamento (m³/s); Area_{HRU} é a área da Unidade de Resposta Hidrológica (ha); K é a erodibilidade do solo [(0,013ton m² hr)/(m³ ton cm)]; C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional); LS é o

fator topográfico (adimensional); P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional); $CFRG$ é o fator de fragmentação esparsa (adimensional).

Quanto ao escoamento superficial, o SWAT fornece dois métodos para estimativa: o procedimento *SCS Curve Number*, que é uma função da permeabilidade do solo, uso da terra e condições antecedentes de água no solo; e o método de infiltração de *Green e Ampt*, que consiste na inserção de dados de precipitação subdiários. Vale destacar também que o cálculo de cargas (escoamento superficial com sedimentos, nutrientes transportados pelo escoamento) de cada HRU é realizado separadamente e depois somado aos demais para determinar o total de cargas de uma sub-bacia (Nunes, 2016).

Em relação a estimativa da evapotranspiração, o SWAT disponibiliza 3 métodos: *Penman-Monteith*, *Priestley-Taylor* e *Hargreaves*. As equações dos métodos de estimativa da evapotranspiração são descritas na tabela 2.

Tabela 2-Método de Evapotranspiração Potencial e respectivas equações.

Métodos de evapotranspiração	Equacionamento
<i>Penman - Monteith</i>	$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + \frac{r_c}{r_a})}$
<i>Priestley-Taylor</i>	$\lambda E = a_{pet} \cdot \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot (H_{net} - G)$
<i>Hargreaves</i>	$\lambda E = 0,0023 \cdot H_0 \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0,5} \cdot (\overline{T_{av}} + 17,8)$

Nas equações da Tabela 2: λE é a densidade de fluxo de calor latente ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), λ é o calor latente de vaporização ($\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$), E é a lâmina evaporada ($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$), Δ é a inclinação da curva da pressão-temperatura de saturação do vapor, de/dT ($\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$), H_{net} é a radiação líquida ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), G é a densidade do fluxo de calor para o solo ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), ρ_{air} é a densidade do ar ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), c_p é o calor específico em pressão constante ($\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$), e_z^0 é a pressão de vapor de saturação de ar na altura z (kPa), e_z é a pressão do vapor de água no

ar na altura z (kPa), γ é a constante psicrométrica ($\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$), r_c é a resistência do dossel de planta ($\text{s} \cdot \text{m}^{-1}$), r_a é a resistência aerodinâmica ($\text{s} \cdot \text{m}^{-1}$), E_o é a evapotranspiração potencial ($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$), α_{pet} é o coeficiente acrescido ($\alpha_{pet} = 1,28$, quando os arredores em geral estão molhados ou sob condições de umidade), H_o é a radiação extraterrestre ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), T_{mx} é a temperatura máxima do ar para um dado dia ($^\circ\text{C}$), T_{mn} é a temperatura mínima do ar para um dado dia ($^\circ\text{C}$) e T_{av} é a temperatura média do ar para um dado dia ($^\circ\text{C}$).

No que tange à cobertura do solo e ao crescimento das plantas, o SWAT utiliza um único modelo de crescimento da planta para simular todos os tipos de cobertura do solo e diferencia entre as plantas anuais e perenes. O modelo de crescimento de plantas é usado para avaliar a remoção de água e de nutrientes a partir da zona de raiz, a transpiração, a biomassa e o rendimento de produção. Além disso, o SWAT modela o movimento e a transformação de várias formas de nitrogênio e fósforo na bacia. O modelo, ainda, permite ao usuário definir práticas de manejo que ocorrem em cada HRU, incluindo irrigação, terraceamento, plantio direto, entre outros (Ferrigo, 2014).

5.2.5.3- SWAT+

Por se tratar de um modelo de domínio público e amplamente utilizado em vários campos de pesquisa, o SWAT está em constante aperfeiçoamento, modificações e incrementos no seu código. A versão mais recente do modelo, o SWAT+, foi lançada em julho de 2019 e é resultado de anos de desenvolvimento e da necessidade de contornar algumas limitações observadas nas versões anteriores do modelo e reportadas por diversos usuários do SWAT. A nova versão é mais flexível em termos de representação espacial das interações e processos em uma bacia hidrográfica, o que permite aos usuários representações mais realísticas das bacias hidrográficas. O modelo foi desenvolvido para melhorar a representação da capacidade de propagação de escoamento, mantendo a eficiência computacional e a facilidade de uso do modelo (Yen *et al.*, 2019; Bieger *et al.*, 2019).

Em comparação com a versão anterior, o SWAT+ apresenta várias melhorias que podem ser observadas na tabela 3, adaptada do trabalho de Yen *et al.* (2019) e do levantamento de artigos científicos que versam sobre o SWAT+ realizado por Silva *et al.* (2021). Nota-se que, embora os algoritmos básicos usados para calcular os processos

hidrológicos no modelo não tenham mudado, a estrutura e organização tanto do código quanto dos arquivos de entrada sofreram modificações consideráveis.

Tabela 3-Principais diferenças do SWAT + em relação ao SWAT (adaptada de Yen *et al.*, 2019). (Continua).

Categoria	SWAT +	SWAT
Suporte de Calibração	Os usuários podem calibrar manualmente o SWAT+ usando o arquivo <i>calibration.ca</i> .	Necessidade de outros softwares específicos para calibração.
Parâmetros	Uma maior gama de parâmetros pode ser definida.	Número reduzido.
Operação do Reservatório	Os usuários podem atribuir regras de operação.	Não realiza essa função.
Flexibilidade de codificação	Fácil de modificar/atualizar estrutura de codificação modularizada.	Convencional.
Limite de aquífero	Pode ser definido de forma flexível sem limitações. Facilita a utilização do link SWAT-MODFLOW.	Costumava ser vinculado às HRUs.
Modelos de grade (grid)	Possibilita a criação de modelos de grade.	Não realiza essa função.
Conectividade	Os usuários podem definir objetos individualmente na bacia hidrográfica.	Flexibilidade espacial limitada.
Arquivos de entrada	Redução do número de arquivos de entrada e conseqüentemente diminuição do tempo de leitura e processamento.	Convencional.
Arquivos de saída	É possível definir os arquivos de saída que serão impressos de acordo com as necessidades dos usuários.	Flexibilidade limitada.
Softwares de apoio	Uso de softwares gratuitos e de código aberto, como o SQLite ao invés do Microsoft Access.	Uso do Microsoft Access.
Lagos	Podem ser adicionados lagos, a partir de sua delimitação em arquivo do tipo <i>shapefile</i> .	Não realiza essa função.

Tabela 3-Principais diferenças do SWAT + em relação ao SWAT (adaptada de Yen *et al.*, 2019). (Conclusão).

Categoria	SWAT +	SWAT
Córregos e canais	As sub-bacias continuam sendo formadas com base na área de drenagem, mas podem agora conter diversos canais para onde as HRU drenam.	Convencional
Uso e manejo do solo	Possibilidade de definição de um número ilimitado de culturas cultivadas e crescendo ao mesmo tempo (comunidade de plantas e competição). Agendamento de operações baseadas em datas, unidades de calor e configuração de tabelas de decisão.	Flexibilidade limitada
Unidades de Paisagem	Adição de divisão baseada na declividade, divididas em áreas de várzea (<i>floodplain</i>) e áreas de encostas (<i>upslope</i>).	Divisão até o nível de HRUs

Dentre essas novas funcionalidades, cabe destacar a implementação do novo componente de distribuição espacial, as Unidades de Paisagem (LSU). De acordo com Bieger *et al.* (2019), no SWAT + as bacias hidrográficas podem ser divididas, segundo as suas características topográficas, em duas Unidades de Paisagens (LSU): *floodplain* (planícies de inundações/várzeas) e *uplands* (terras altas). Nessa nova configuração (Figura 3), as HRUs são definidas após o delineamento da LSU, de modo que cada LSU terá seu próprio conjunto de HRUs. Segundo os autores, a possibilidade de definir várias HRU por LSU representa um avanço do SWAT+ em comparação ao SWAT, isso porque as características topográficas interferem nos processos e funções hidrológicas de uma bacia hidrográfica, o que ocasiona a melhoria da capacidade preditiva da simulação hidrológica (Rathjens *et al.*, 2016). As figuras 3 e 4 demonstram, respectivamente, o detalhe da representação das LSUs e as subdivisões do SWAT e do SWAT+.

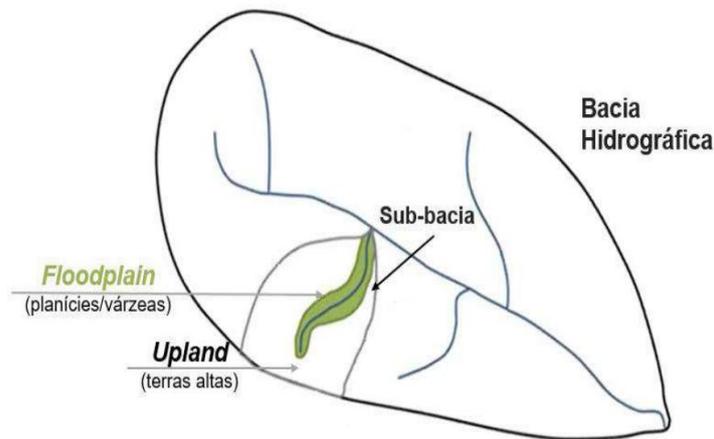


Figura 3- Representação da subdivisão da bacia hidrográfica em unidades de paisagem (*floodplains* e *uplands*) (Silva, 2022).

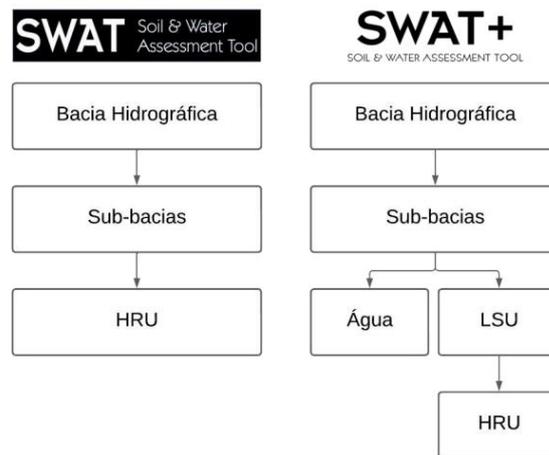


Figura 4- Esquema de delimitação do SWAT e do SWAT + (Silva, 2022).

Para a delimitação das LSU, o modelo apresenta três métodos:

1. *Buffer streams*: consiste em criar uma zona tampão, a partir da largura do curso d'água e torná-la uma planície de inundação (*floodplain*), sem análise de terreno. Nesse caso, a largura do curso principal varia com a área que é drenada para ele, assim a largura da planície de inundação também variará, aumentando a jusante. É o método mais apropriado para terrenos planos;
2. *DEM inversion*: este segundo método é calculado negando todas as elevações DEM e recalculando as direções do fluxo e calculando quanta água fluiria para cada ponto, o acúmulo de fluxo;

3. *Branch length*: o terceiro método de criação de unidades de paisagem é baseado nos princípios do método do *slope position*, que por sua vez considera a posição relativa entre a maior e a menor declividade.

Para Rathjens *et al.* (2016), os métodos são baseados na suposição de que as unidades de paisagem são naturalmente representadas através de um DEM e de parâmetros de classificação fisicamente significativos.

O SWAT + inovou, ainda, ao acrescentar funcionalidades de aquífero e operação de reservatórios. Na nova versão, os limites dos aquíferos podem ser definidos de forma flexível, sem seguir as limitações das HRUs. Por sua vez, a liberação dos reservatórios desempenha papel significativo nas respostas das bacias hidrológicas, especialmente para aqueles relativamente maiores (Yen *et al.*, 2019).

Em termos estruturais, a principal contribuição do SWAT + é que os objetos espaciais foram reconstruídos como módulos independentes, para facilitar a manutenção e correspondente desenvolvimento. Na versão SWAT+, cada objeto espacial possui um arquivo de conexão que permite ao usuário especificar para onde enviar sua saída. Tecnicamente, é possível enviar a saída de qualquer objeto espacial para qualquer outro objeto espacial. Conseqüentemente, a água e os produtos químicos podem ser encaminhados pela paisagem tanto no nível da LSU quanto no nível da HRU. Isso torna mais fácil conectar sistemas de fluxo gerenciado, por exemplo, canais de irrigação à rede de córregos naturais.

Além dos arquivos de conexão, cada objeto espacial possui um arquivo de dados com seus respectivos parâmetros ou que aponta para outros arquivos que contenham informações sobre topografia, hidrologia, solos, uso e manejo da terra e nutrientes do solo. No que tange à calibração, há um novo arquivo incluído no SWAT+ que pode ser usado para atualizar os parâmetros sem ter que alterá-los em seus respectivos arquivos de entrada.

Outro ponto importante é que, devido a estrutura e organização dos arquivos de uso e gestão do solo, no SWAT+ o usuário pode especificar qualquer combinação de cobertura e uso do solo, cronogramas de manejo e práticas de conservação para representar o uso e manejo individual do solo nas HRUs (Bieger *et al.*, 2017). Por outro lado, a simulação de sedimentos e nutrientes não mudou em comparação com SWAT e a qualidade da água ainda é simulada em SWAT + usando QUAL2E (Bieger *et al.*, 2017).

A Figura 5, adaptada de Bieger *et al.* (2017), ilustra a nova representação presente no SWAT+ das conexões e o fluxo hídrico entre as unidades de paisagem (LSU), as unidades de respostas hidrológicas (HRU), aquíferos e canais.

As abreviaturas citadas na Figura 5 equivalem aos seguintes componentes: AQU - aquífero; CHA - canal ou curso d'água; HRU - unidade de resposta hidrológica; LSU - unidade de paisagem; PND - reservatórios sem regulação de vazão (reservatórios agrícolas, lagos naturais); RES - reservatórios com regulação de vazão (barragens); LAT - fluxo lateral; OVB - vazões de extravasamento; RHG - recarga; SUR - escoamento superficial; TOT - fluxo total.

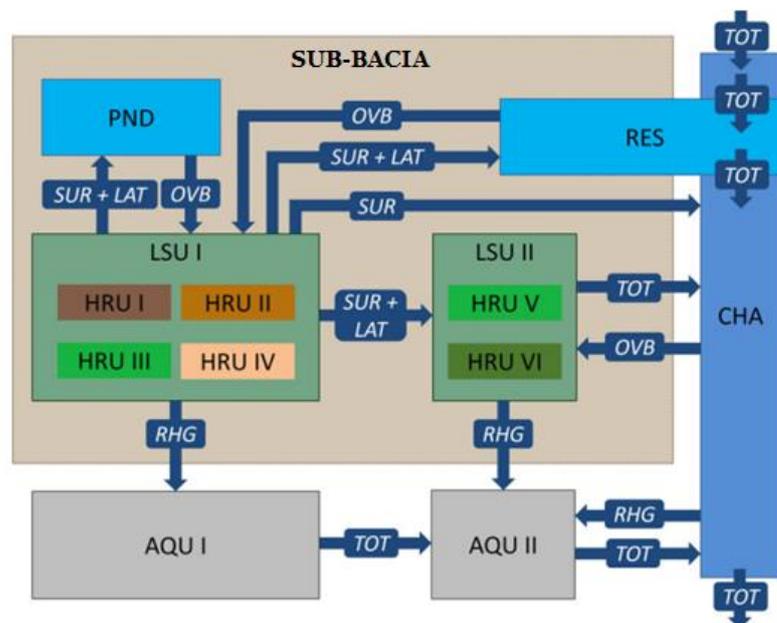


Figura 5 - Fluxograma conceitual da água dos principais objetos espaciais abordados no SWAT+ (Bieger *et al.*, 2017).

Bieger *et al.* (2019), em estudo sobre a conectividade entre as *floodplains* e *uplands*, destacam avanços na simulação de processos de várzeas e das interações riacho-aquífero, ao incorporar as LSUs no SWAT +. A nova estrutura hierárquica de objeto em SWAT + torna possível a implementação mais detalhada das representações espaciais de partes da paisagem ou o uso de modelo diferente para simular processos individuais em partes específicas da bacia hidrográfica.

Os mesmos autores afirmam que o usuário do SWAT + pode enviar uma fração definida do escoamento superficial gerado nas terras altas diretamente para o córrego,

enquanto o restante é encaminhado para as várzeas, onde o SWAT+ fornece uma entrada adicional de água. Esse mecanismo impacta na quantidade de água do solo, percolação e evapotranspiração nas zonas ripárias.

Além disso, a nova configuração conceitual de HRUs do SWAT + afeta principalmente o cálculo de rendimentos de sedimentos. Na Equação Universal de Perda de Solos modificada (MUSLE), há uma relação não linear entre a produção de sedimentos e a área HRU, o que faz com que a produção de sedimentos calculada seja altamente dependente da área HRU. Ao usar uma área representativa, o impacto da área real HRU é eliminado e, conseqüentemente, a nova configuração conceitual de HRUs irá gerar previsões mais precisas de produção de sedimentos (Bieger *et al.*, 2017).

3.3 - APLICAÇÕES DO MODELO SWAT E SWAT+

Em cenário mundial, o modelo SWAT foi aplicado em diversos países sob diferentes abordagens. Na literatura há muitos estudos, tais como Sahu *et al.* (2009), Hoang *et al.* (2017), Wu *et al.* (2017) e Bieger *et al.* (2019), que demonstram que o SWAT é uma ferramenta eficaz para simulação de vazões e transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas.

No Brasil, de maneira geral, o SWAT tem sido bastante utilizado. Entretanto, Bressiani *et al.* (2015), em levantamento de estudos realizados no Brasil com a utilização do modelo SWAT em um período de 14 anos (1999-2013), relataram que a maioria dos estudos focaram apenas nas aplicações hidrológicas e um percentual menor abordavam o transporte de sedimentos e os impactos de outros poluentes. Outro aspecto relevante descrito pelos autores é o fato de os estudos serem principalmente de cunho acadêmico, revelando lacunas consideráveis permanecem em relação ao uso de SWAT como uma ferramenta para o suporte de decisão pelo governo, instituições e comitês de bacias hidrográficas.

Por sua vez, Garbossa *et al.* (2011), também em trabalho de revisão do uso do SWAT no Brasil, apontaram o potencial de uso do modelo em diferentes regiões brasileiras, para diferentes condições climáticas, tamanhos de bacias hidrográficas, solo e condições ambientais, embora a disponibilidade dos bancos de dados ainda seja um obstáculo. Por outro lado, os autores contataram, também, que há poucos relatos sobre o uso do SWAT como ferramenta prática de avaliação no Brasil.

No Distrito Federal, o modelo SWAT também é explorado sob diversas perspectivas e com bom desempenho. Nunes *et al.* (2019), ao aplicar o modelo na modelagem hidrológica da bacia do Ribeirão do Gama, concluíram, com base nas métricas utilizadas para a avaliação do modelo, que o SWAT apresenta aptidão para a realização tanto de estudos quanto ferramenta de auxílio a gestão da água. O modelo também apresentou bons resultados quando foi utilizado por Strauch *et al.* (2013) para avaliar os efeitos das boas práticas de manejo na agricultura sobre o fluxo de água e a carga de sedimentos na Bacia do rio Pípiripau e por Ferrigo (2014), em estudo de caso na bacia do lago Descoberto e nas respectivas sub-bacias, para avaliar a consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática.

No que se refere a utilização do SWAT nos trabalhos sobre as zonas ripárias, há também uma literatura considerável. Na bacia hidrográfica de Walnut Creek, nos Estados Unidos da América, o modelo foi utilizado para examinar a eficácia das zonas ripárias na redução de $\text{NO}_3\text{-N}$. Os resultados da aplicação do modelo mostraram que uma faixa de 10 a 50% da área da bacia e com vegetação perene poderia reduzir em 55 a 90% do NO_3 nas saídas das bacias em um ano de chuva média (Sahu *et al.*, 2009).

Por outro lado, Sirabahenda *et al.* (2020), ao explorarem a eficácia do SWAT para simulação de sedimentos suspensos em uma paisagem agrícola, destacaram que o modelo subestimou as altas cargas, embora tenha permitido analisar a eficácia das larguras das zonas ripárias para retenção de sedimentos. Os autores relacionaram essa observação à dificuldade do SWAT em prever adequadamente a contribuição das perdas de solo nas margens dos corpos hídricos.

Essa dificuldade do SWAT de simular processos de transporte em unidades de paisagem também foi relatada por (Hoang *et al.* 2017), que atribuíram a explicação ao fato das HRUs não serem necessariamente contíguas e não terem interação umas com as outras. Isso também foi identificado como uma lacuna importante do modelo. Entretanto, Bieger *et al.* (2019), ao utilizarem o SWAT + (a versão mais recente do SWAT) destacaram bons resultados na simulação desses processos.

Quanto ao SWAT +, o número de artigos que abordam sobre o modelo publicados em periódico evolui bastante nos últimos anos. A maior parte desses artigos se relacionam aos anos de 2022 e 2023, o que evidencia a ampla gama de possibilidades de aplicações dessa nova versão do modelo, que vão desde propostas de melhorias a serem implementadas, testes

das funções hidrológicas básicas do modelo e simulações com enfoque nas novas ferramentas, até resolução de conflitos de energia na barragem Renaissance, na Etiópia. A tabela 4 apresenta alguns artigos que abordam o SWAT+ publicados em periódicos nos últimos anos.

Tabela 4- Artigos que abordam o SWAT+ publicados em periódicos.

	Ano	Título	Periódico	Autores
1	2017	<i>Enhancing the SWAT Model for Simulating Denitrification in Riparian Zones at the River Basin Scale.</i>	<i>Environmental Modelling & Software</i>	Hoang <i>et al.</i>
2	2017	<i>Introduction to Swat+ a Completely Restructured Version of The Soil And Water Assessment Tool.</i>	<i>Journal of The American Water Resources Association</i>	Bieger <i>et al.</i>
3	2018	<i>Use of Decision Tables to Simulate Management, in SWAT+.</i>	<i>Journal of Hydrology</i>	Arnold <i>et al.</i>
4	2019	<i>Representing the connectivity of upland areas to floodplains and streams in SWAT+.</i>	<i>American Water Resources Association</i>	Bieger <i>et al.</i>
5	2020	<i>Development of reservoir operation functions in SWAT+ for national environmental assessments.</i>	<i>Journal of Hydrology</i>	Wu <i>et al.</i>
6	2021	<i>Linking solar and wind power in eastern Africa with operation of the Grand Ethiopian Renaissance Dam.</i>	<i>Nature Energy</i>	Sterl <i>et al.</i>
7	2022	<i>Global sensitivity analyses of key riparian nitrogen models.</i>	<i>Environmental Modelling & Software</i>	Buhr <i>et al.</i>
8	2022	<i>Impacts of land use and land cover on sediment production in a tropical peri-urban water source area.</i>	<i>Revista Sociedade e Natureza</i>	Jovino <i>et al.</i>
9	2023	<i>The response of sensitive LULC changes to runoff and sediment yield in a semihumid urban watershed of the Upper Awash Subbasin using the SWAT+ model, Oromia, Ethiopia.</i>	<i>Applied and Environmental Soil Science</i>	Tumsa
10	2023	<i>Identification of watershed priority management areas based on landscape positions: An implementation using SWAT+.</i>	<i>Journal of Hydrology</i>	Wu <i>et al.</i>

4 -METODOLOGIA

Neste capítulo serão destacadas as etapas essenciais para a realização deste estudo, com a caracterização da área de estudo, o levantamento e estruturação da base de dados necessária para a caracterização da bacia hidrográfica e aplicação do SWAT+, incluindo a descrição da construção da curva-chave de sedimentos do córrego Capão Comprido, as etapas da modelagem hidrossedimentológica, bem como a construção de cenários, a partir da discretização em unidades de paisagem e variação nas dimensões das zonas ripárias e posterior análise dos resultados. As etapas da metodologia aplicada são apresentadas de maneira simplificada pelo fluxograma na figura 6.

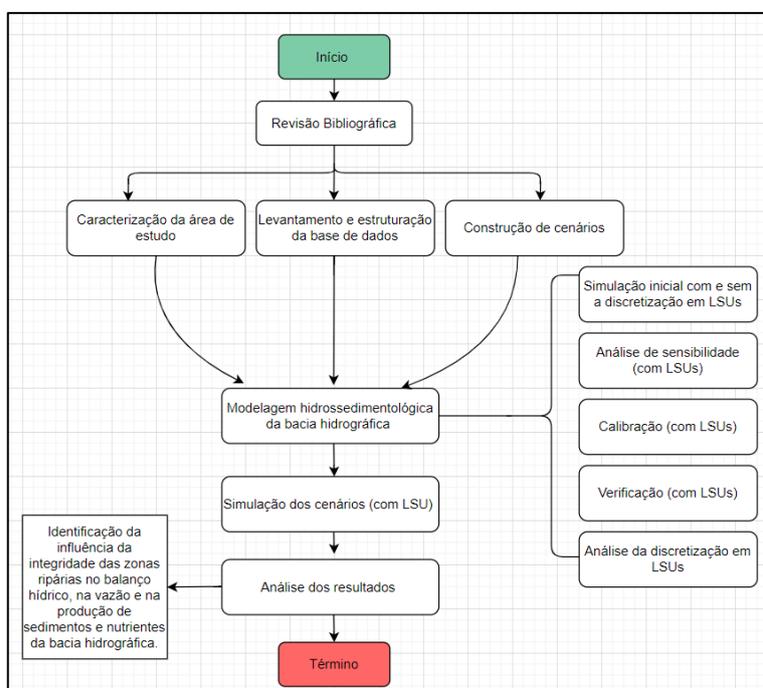


Figura 6 - Fluxograma das etapas da metodologia aplicada.

4.1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido.

A bacia hidrográfica do Capão Comprido é uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto e encontra-se na porção oeste do Distrito Federal, na Região Administrativa de Brazlândia, entre as coordenadas 15° 43'42" a 15° 45' 41", conforme ilustram as Figuras 7 e 8. A bacia hidrográfica do Capão Comprido abrange uma área de 1.660 hectares e possui cotas altimétricas variando de 1033 a 1273 metros.

O córrego Capão Comprido, canal principal da bacia hidrográfica ora em estudo, é um dos afluentes e contribuintes do Reservatório do Descoberto, que por sua vez é responsável pelo abastecimento de água de mais de 60% da população do Distrito Federal. Por esse motivo, a bacia do Descoberto, notadamente a sub-bacia do Capão Comprido, é constantemente monitorada e foco de muitos estudos acadêmicos, o que contribui para a geração de dados e de informações, em especial sobre os processos hidrológicos.

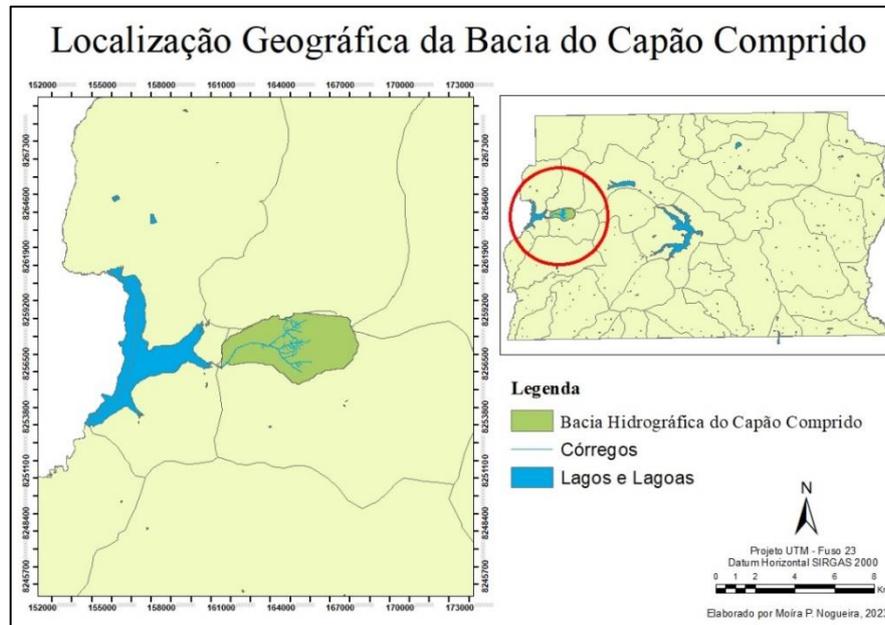


Figura 7- Localização da Bacia Hidrográfica do córrego do Capão Comprido- DF (Geoportal).

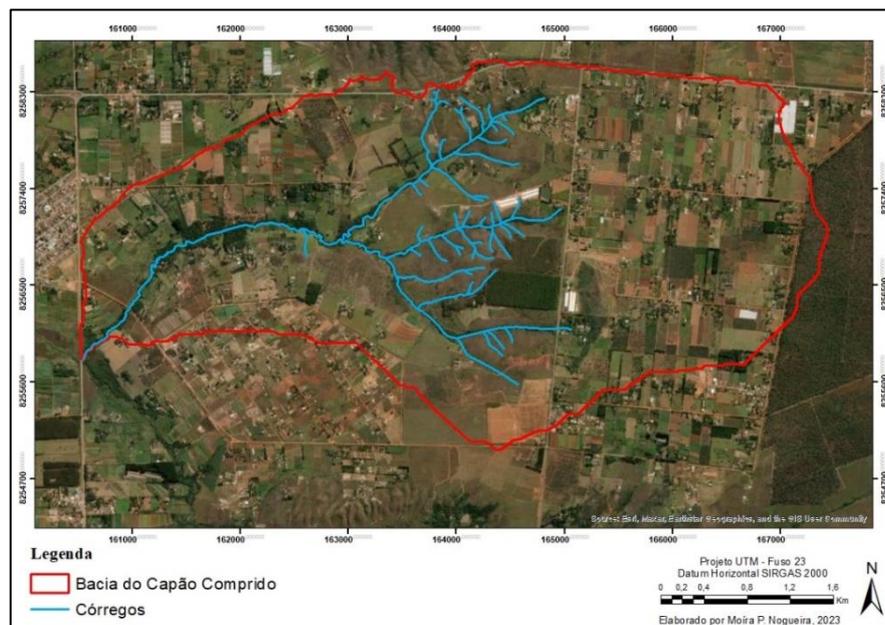


Figura 8 - Limite da bacia hidrográfica do Capão Comprido e hidrografia (Geoportal).

4.1.1. Clima

De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima da região é o tropical de altitude do tipo Cwa. A bacia possui duas estações bem definidas: a seca, que vai de maio a setembro; e a chuvosa, entre os meses de outubro e abril, com maiores índices pluviométricos registrados principalmente no verão.

A temperatura média mensal da região varia de 19,3°C a 23°C. As maiores temperaturas são observadas nos meses de setembro e outubro, com média histórica (1991 a 2020) de 29 °C. Já as menores temperaturas são registradas nos meses de junho e julho, com mínima de 14 °C. A série histórica das temperaturas máxima, médias e mínimas mensais proveniente da estação climatológica convencional de Brasília (código 83377, coordenadas -15,79 e -47,93), operada pelo INMET, pode ser observada na figura 9.

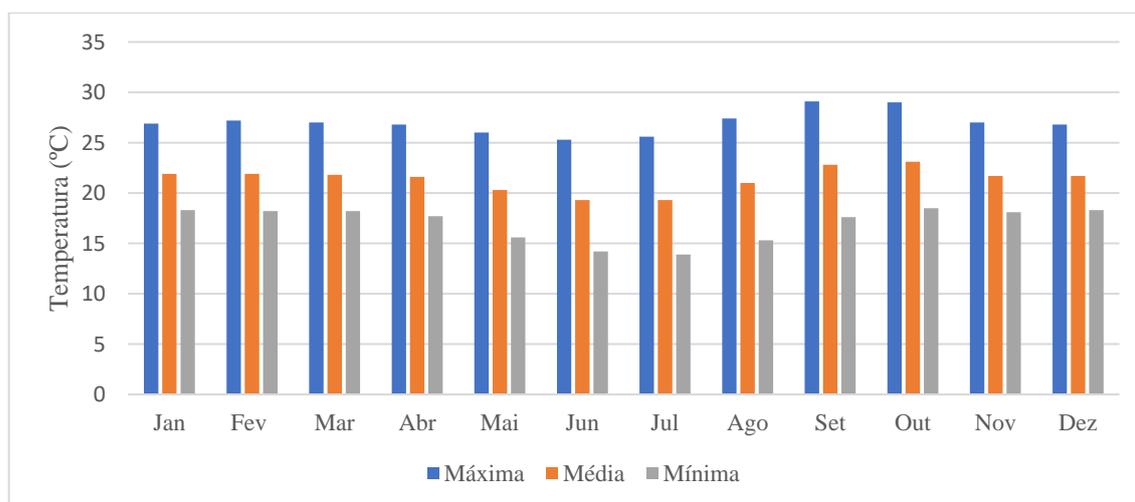


Figura 9 - Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais referentes à série histórica de 1991 a 2020 – Brasília (INMET).

Quanto à precipitação, nas proximidades da bacia do Capão Comprido existem, em operação, cinco estações pluviométricas, as quais apresentam diferenças significativas quanto à altura precipitada. Segundo Silva (2022) e Ferrigo (2014), que aplicaram o método de interpolação por polígonos de Thiessen, a estação pluviométrica da ETA de Taguatinga é a estação com a maior área de influência sobre a bacia do Capão Comprido e registrou precipitação média anual de 1496 mm. A Figura 10 apresenta a precipitação média mensal

baseada na série histórica de 1991 a 2020 da estação pluviométrica da ETA de Taguatinga, na qual é possível notar a estação seca e chuvosa.

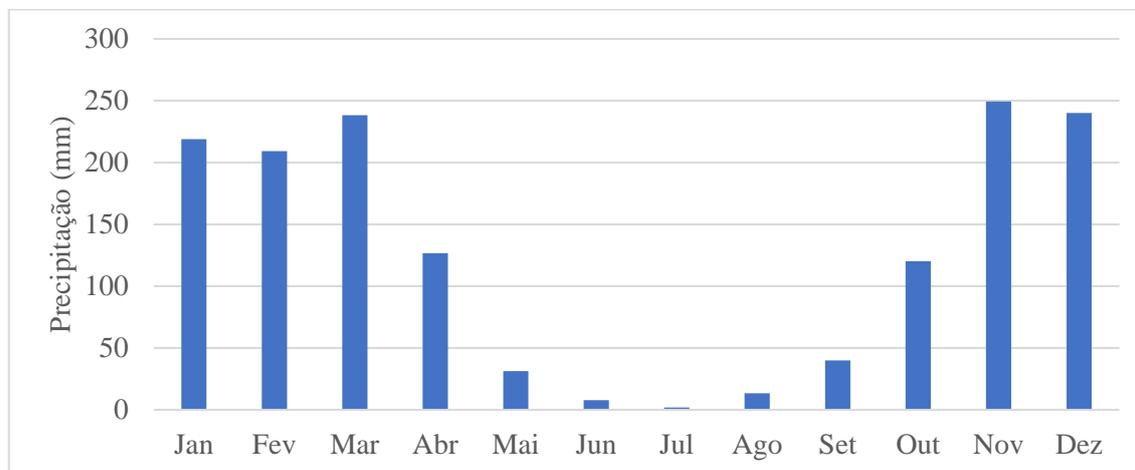


Figura 10- Precipitação média mensal na estação ETA Taguatinga (DF) referente à série histórica de 1991 a 2020 (HIDROWEB/ANA).

No que se refere à umidade relativa do ar, os valores médios mensais oscilam entre 43% e 76%. Os menores valores foram observados nos meses de agosto (43,5%) e setembro (46,4%) e o máximo no mês de março (76%), seguido, com pequena diferença, pelos meses de janeiro, fevereiro e dezembro. A figura 11 mostra a umidade relativa do ar média referente à série histórica.

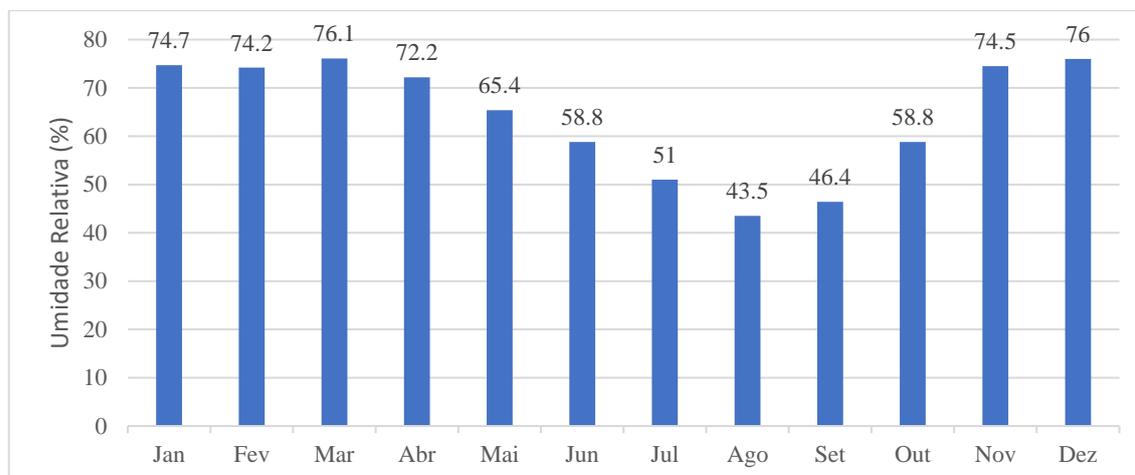


Figura 11 - Umidade relativa do ar média referente à série histórica de 1991 a 2020 - Brasília (INMET).

A vazão média mensal de dados diários observados ao longo da série histórica de 1991 a 2020 não sofre grandes alterações ao longo do ano, conforme se observa na figura 12. A vazão média anual do córrego Capão Comprido é de 0,23 m³/s, enquanto a menor média mensal de vazão, de 0,09 m³/s, ocorre no mês de setembro, e a maior média mensal, de 0,37 m³/s, no mês de março.

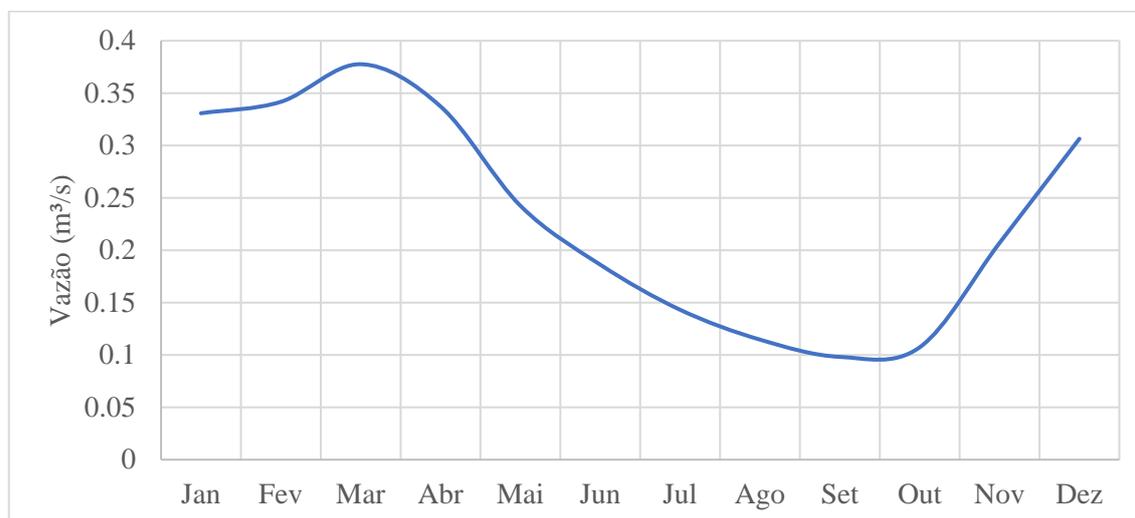


Figura 12 - Vazões médias mensais do córrego Capão Comprido dos anos 1991 a 2020 (HIDROWEB/ANA).

4.1.2. Solos

A classe de solo predominante na bacia do Capão Comprido é o Latossolo, tanto o Vermelho quanto o Vermelho Amarelo (77%). Na bacia há também, em menores proporções, manchas de Cambissolo (21%) e Gleissolo (2%), conforme se verifica na figura 13.

Em geral, os Latossolos são solos característicos de áreas de relevos mais planos, são solos profundos, bastante intemperizados e normalmente de baixa fertilidade, contudo permeáveis e de boa drenagem, o que lhes conferem aptidão agrícola.

Quanto aos Cambissolos, esses são solos em formação e pouco degradado pelo intemperismo, portanto, jovens e rasos. São comumente pedregosos, pouco permeáveis, com ampla contribuição de silte em sua composição textural. Devido a essas características, a fertilidade varia de muito alta até muito baixa, podendo, inclusive, apresentar teores elevados de alumínio.

Já os Gleissolos caracterizam-se por serem hidromórficos e constituídos por material mineral. São solos mal ou muito mal drenados, podendo apresentar textura bastante variável ao longo do perfil. Como são eventualmente formados em áreas inclinadas ou de depressões sujeitas às inundações e ao afloramento de águas subterrâneas, suas características são influenciadas pela contribuição de partículas provenientes dos solos das posições mais altas e da água de drenagem (Sousa, 2004).

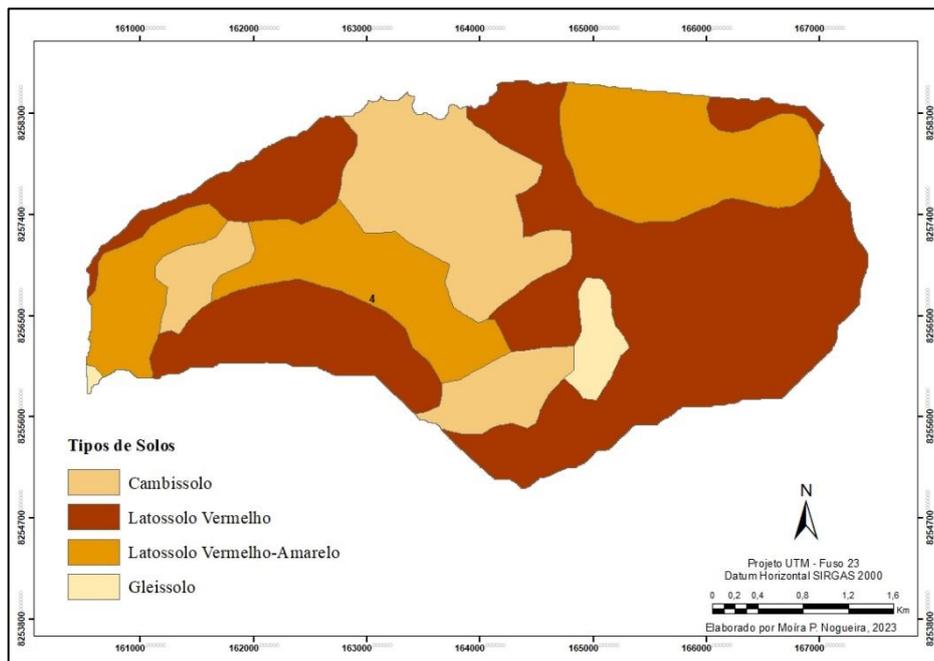


Figura 13 - Tipos de solo na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (Reatto *et al.*, 2004).

4.1.3 -Geomorfologia

Quanto ao aspecto geomorfológico, o DF é caracterizado pela ocorrência de extensos níveis planos e suavemente ondulados e sua compartimentação geomorfológica é caracterizada por quatro domínios. Esses domínios são: (i) Pediplano de Contagem-Rodeador, (ii) Pediplano de Brasília, (iii) Depressão Interplanáltica e Planalto Dissecado do Alto Maranhão e (iv) Planícies Aluviais e Alveolares. A bacia do Capão Comprido, conforme o Mapa Geomorfológico do Distrito Federal (CODEPLAN, 1984), encontra-se nas formações Pediplano de Contagem-Rodeador, Pediplano Brasília e Planícies Aluviais e Alveolares.

O Modelo Digital de Elevação da bacia foi preparado por Silva (2022), a partir de curvas de nível espaçadas em 5 metros e resultou na classificação do relevo segundo Norma de Execução INCRA/DD/Nº 71. Como se observa na figura 14, a bacia hidrográfica possui, na maior parte da sua extensão, declividade suave ondulada (58%), com pequenas porções com declividade ondulada (25%) e plana (16%) e apenas uma fração com declividade forte ondulada (1%).

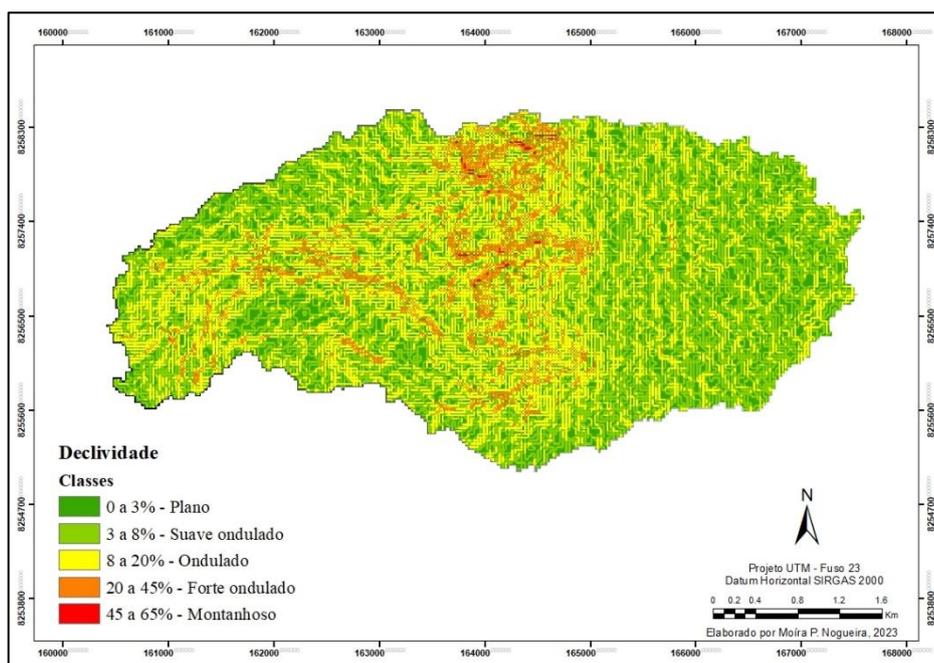


Figura 14 - Declividade da bacia hidrográfica do Capão Comprido (MDE - Silva, 2022).

4.1.4. Zoneamento

No que se refere ao ordenamento territorial, conforme o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT (Lei Complementar nº. 803, de 25 de abril de 2009), a bacia hidrográfica está inserida na Macrozona Rural – Zona Rural de Uso Controlado III (ZRUC-III), a qual deve compatibilizar as atividades desenvolvidas com a conservação dos recursos naturais, a recuperação ambiental, a proteção dos recursos hídricos e a valorização de seus atributos naturais, observado, em todo caso, a condição especial do lago Descoberto, como o maior manancial destinado ao abastecimento do Distrito Federal e as restrições de uso e ocupação compatíveis com a manutenção de suas águas em quantidade e qualidade adequadas.

Do ponto de vista ambiental, conforme figura 15, a bacia hidrográfica do Capão Comprido está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Descoberto, Unidade de Conservação criada pelo Decreto Federal nº 88.940, de 1983, cujo principal objetivo é assegurar condições ecológicas satisfatórias para a proteção e manutenção do lago do Descoberto e demais mananciais que o formam. Além disso, ressalta-se que as Áreas de Preservação Permanente desta APA foram declaradas de relevante interesse ecológico. Especificamente na bacia do Capão Comprido, as APPs encontram-se bem preservadas, coberta por mata de galeria e por Cerrado, na fitofisionomia campestre na maior parte de sua extensão, conforme se observa nas figuras 15 e 16.

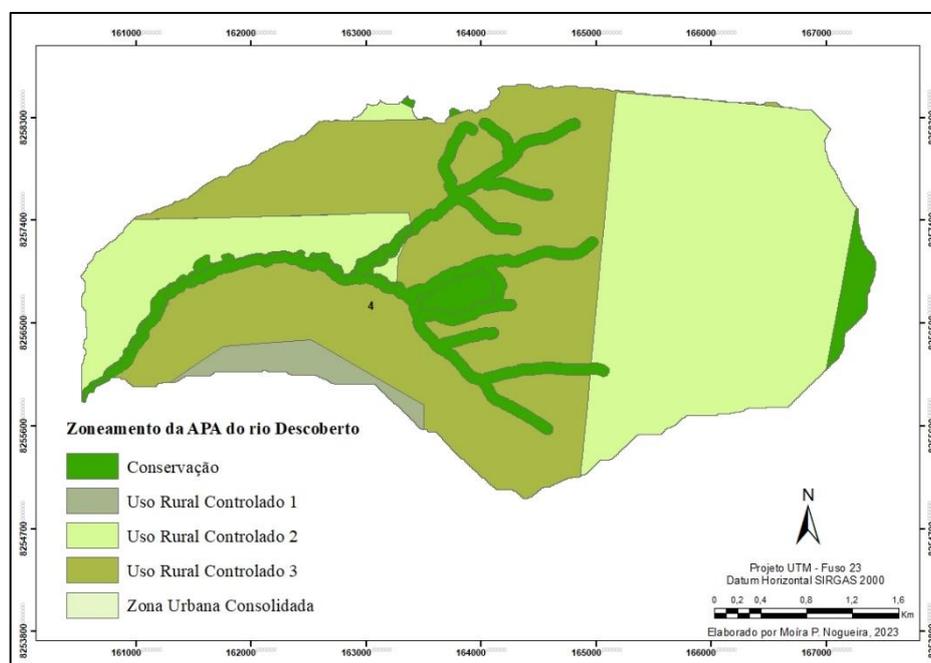


Figura 15 - Zoneamento da APA do rio Descoberto (portal Sisdia, disponível em: <https://sisdia.df.gov.br/home/>).

4.1.5. Uso e ocupação do solo

No que diz respeito ao uso e ocupação do solo, a região possui características rurais, com produção principalmente de hortifrutigranjeiros, com destaque para a atividade produtiva das glebas que compõem o Projeto Integrado de Colonização Alexandre Gusmão, que corresponde a 40% da produção. Esse projeto consiste em um conjunto de pequenas propriedades instaladas nas proximidades do Lago Descoberto, na década de 60, pelo

Instituto Nacional da Reforma Agrária (INCRA), com o objetivo de formar um cinturão verde no Distrito Federal. Entretanto, atualmente, nessa região também é notado um processo de subparcelamento do solo intenso e concentrado, com diversos tipos de uso, tais como chácaras de lazer, áreas cultivadas e núcleos urbanos isolados (GDF, 2014). A figura 16 e a tabela 5 apresentam a distribuição dos usos do solo na bacia hidrográfica do Capão Comprido.

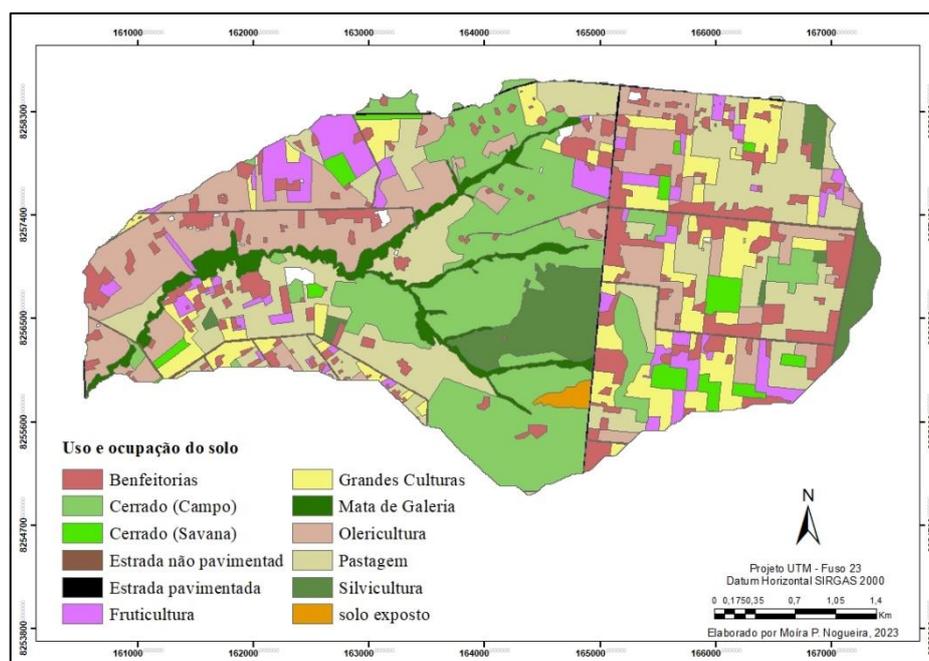


Figura 16 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Capão Comprido do ano 2019 (modificado de Silva (2022)).

Tabela 5-Distribuição do uso e ocupação do solo na bacia do Capão Comprido.

Uso e ocupação do solo	Área (ha)	Porcentagem
Benfeitorias	186,43	11,23%
Cerrado (Campo)	359,69	21,66%
Cerrado (Savana)	38,66	2,33%
Estradas não pavimentadas	18,72	1,13%
Estradas pavimentadas	8,75	0,53%
Fruticultura	96,66	5,82%
Grandes Culturas	156,28	9,41%
Mata de Galeria	66,91	4,03%
Olericultura	288,73	17,39%
Pastagem	331,52	19,96%
Silvicultura	100,94	6,08%
Solo exposto	7,21	0,43%

nitrogênio total em ambientes lóticos e o valor de 0,1 mg/L de fósforo total em ambiente lótico em geral e de 0,05 mg/L quando em tributários diretos de ambiente lântico.

Da análise dos gráficos abaixo, os quais contam com dados de monitoramento disponibilizados pela Escola Corporativa da Caesb, do período de 2013 a 2020, o córrego Capão Comprido encontra-se dentro do limite de nitrogênio total estabelecido pela legislação. No entanto, no que se refere às concentrações de fósforo total, considerando que o córrego deságua no Reservatório do Descoberto, registrou-se alguns pontos fora do limite de 0,05 mg/L, com destaque para agosto de 2014 e janeiro de 2016, que obtiveram, respectivamente, o valor de 0,18 mg/L e de 0,39 mg/L.

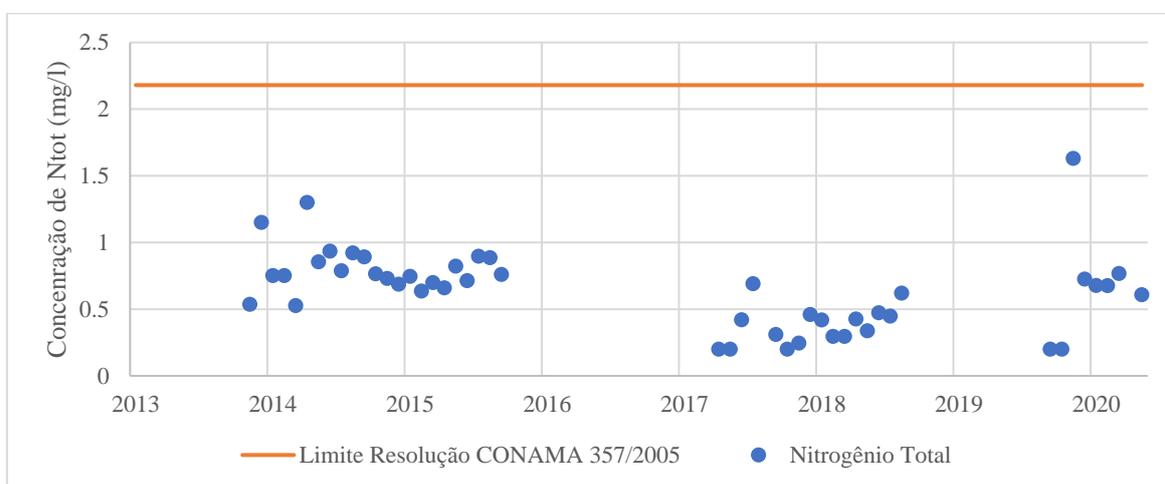


Figura 18 - Concentração de Nitrogênio total do córrego Capão Comprido (Caesb).

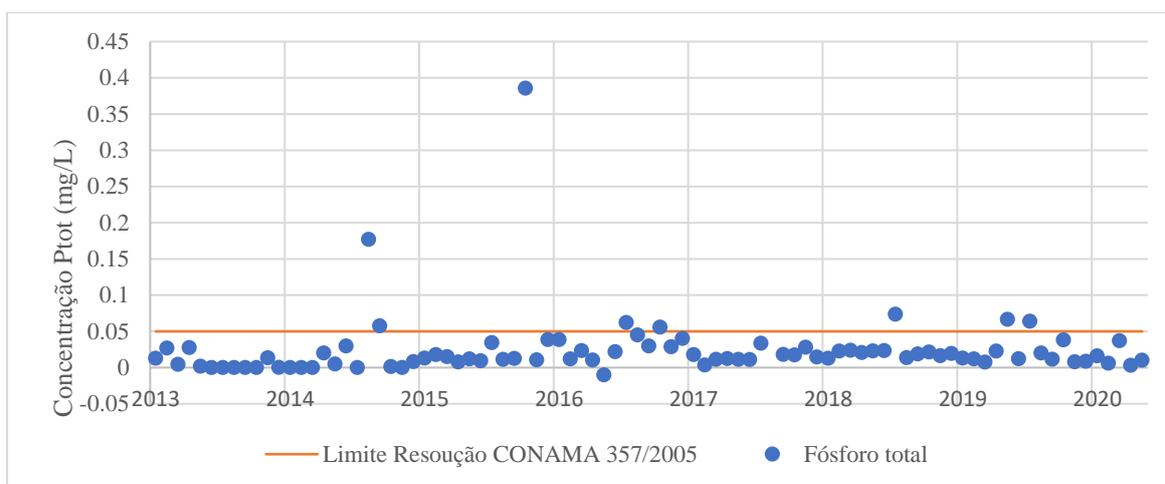


Figura 19 - Concentração de Fósforo total do córrego Capão Comprido (Caesb).

4.2 – LEVANTAMENTO DE DADOS E INFORMAÇÕES

Os dados utilizados na caracterização da área de estudo, apresentados no subitem 4.1, foram obtidos em estações climatológicas localizadas no Distrito Federal (INMET e CAESB), do site Geoportal, site SISDIA e do trabalho realizado por Silva (2022).

Para a modelagem hidrológica da bacia do Capão Comprido, utilizando o modelo SWAT +, é necessário o levantamento da base de dados que compreendem: modelo digital de elevação (MDE), base cartográfica das classes de solo, o uso e ocupação do solo e dados climatológicos (precipitação, temperaturas máximas e mínimas, umidade relativa do ar, velocidade do vento e insolação diária).

Os dados climatológicos foram obtidos dos sistemas de banco de dados disponíveis nos sítios eletrônicos da Adasa, Caesb, INMET e ANA, tais como Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos (SNIRH/ANA), o Portal Hidroweb (ANA), o Gestor PCD/ANA e o Banco de dados Meteorológicos para ensino e pesquisa do INMET (BDMEP). Para análise desse estudo, utilizou-se o período de 1º de janeiro de 1971 a 31 de dezembro de 2020.

As séries históricas foram construídas com base nas informações da estação de monitoramento de águas superficiais do Capão Comprido-Descoberto, disponível no portal Hidroweb da ANA, a qual conta com monitoramento de dados fluviométrico e de material em suspensão. A tabela 6 apresenta informações da referida estação de monitoramento.

Tabela 6- Dados da estação de monitoramento Capão Comprido-Descoberto/DF.

CAPÃO COMPRIDO					
Código	Nome		Início da série	Responsável	Frequência
60435300	Capão	Comprido- Descoberto	30/04/1978	Caesb	Diária (vazão)

Quanto às estações pluviométricas, existem cinco estações na região do Alto Descoberto, contudo, optou-se pela estação de Taguatinga ETA-RD, código 1548006, operada pela CAESB, resultado da aplicação do método de polígonos de Thiessen por Silva (2022). A figura 20 apresenta a localização das estações pluviométrica e fluviométrica utilizadas neste estudo.



Figura 20- Localização das estações fluviométrica e pluviométrica.

Os dados necessários para o início da modelagem no SWAT e suas respectivas fontes são apresentados na Tabela 7. Após todo o levantamento, os dados são estruturados e catalogados para a realização das etapas seguintes.

Tabela 7-Fonte das informações.

Informações	Fonte	Período
Limites do DF	Geoportal	-
Pedologia	Geoportal	-
Vegetação/Uso e cobertura do solo	IBGE/Geoportal/Emater-DF/Imagens de satélites e aerofotogramétrica	2019-2020
Modelo Digital de Elevação	INPE	-
Geomorfologia	IBGE/Geoportal	-
Precipitação	CAESB/ Hidroweb (ANA)	1971-2020
Temperaturas máximas e mínimas	INMET	1961-2020
Vento	INMET	1961-2020
Umidade Relativa do ar	INMET	1961-2020
Radiação solar	INMET	1961-2020
Vazão	CAESB/ Hidroweb (ANA)	1971-2020
Qualidade da água	CAESB/ Hidroweb (ANA)	2013-2020
Material em suspensão	Hidroweb (ANA)	2013-2020
Mapa de curvas de nível	Geoportal	-
Vias e rodovias	Geoportal/CODEPLAN	-

4.3 - CONSTRUÇÃO DA BASE DE DADOS PARA A MODELAGEM

Os dados utilizados nesse trabalho foram processados por Silva (2022), em estudo realizado na Bacia do córrego do Capão Comprido, utilizando o SWAT+. A seguir tem-se a descrição das etapas desse processamento.

4.3.1. Dados Climáticos

Inicialmente os dados das estações climáticas e pluviométricas, necessários para a correta aplicação do modelo, tais como a precipitação (mm), temperatura máxima e mínima (°C), radiação solar (MJ/m²), velocidade do vento (m/s) e umidade relativa (fração decimal), foram editados no formato “txt”, resultante do software Bloco de Notas do Windows.

No que se refere à radiação solar, tendo em vista que o INMET disponibiliza apenas dados de insolação solar diária, utilizou-se de planilha de cálculo disponível no grupo oficial do SWAT no Brasil, que inclui fórmulas fundamentadas na latitude da estação, declinação solar, radiação extraterrestre, duração do dia, entre outros, para a determinação do valor da radiação baseada à insolação.

Quanto aos dados de precipitação oriundos da Caesb, a preparação foi em ambiente *colab* do *Jupyter Notebook*, manipulado a partir de linguagem de programação *Python*.

4.3.2. Modelo Digital de Elevação

Inicialmente, recorreu-se ao arquivo de modelo de elevação (MDE), disponível no Banco de Dados Geomorfológicos do Inpe, o TOPODATA, que contém toda a base SRTM do Brasil, com resolução de 30 metros. Recortou-se as folhas SRTM na área correspondente à bacia em estudo e projetou-se o arquivo SRTM para o sistema de coordenada do projeto (SIRGAS 2000 – UTM 23S).

Com o objetivo de melhorar a qualidade e a acurácia dos dados, gerou-se o MDE no ambiente QGIS, utilizando-se da ferramenta “Interpolação TIN” e dos dados de cota de elevação e de curvas de níveis de 5 em 5 metros, vetorizados pela empresa TOPOCART e disponibilizados pela Terracap.

4.3.3. Dados de classes de solo

Os dados de classe de solo foram obtidos junto à Embrapa Cerrados, com mapeamento em escala 1:100.000. Para a obtenção das informações pedológicas e parametrização dos dados, utilizou-se a base de dados de solos construídas por Lima *et al.* (2013) para aplicação do modelo SWAT em bacias do bioma Cerrado. Para o preenchimento dos parâmetros ausentes nessa base (albedo do solo e textura), recorreu-se à função de transferência pedológica (PTF) desenvolvida por Saxton & Rawls (2006).

4.3.4. Dados de uso e ocupação do solo

As informações sobre as atividades agropecuárias da região foram obtidas a partir da análise de dados contidos em relatórios anuais produzidos pela Emater-DF, os quais contém o perfil da produção agrícola da região administrativa de Brazlândia dos últimos 10 anos (EMATER-DF, 2008, 2020). As principais classes de cultivo presentes na bacia deste estudo são: grandes culturas, fruticultura e olericultura.

Para a construção do mapa de uso e ocupação do solo, utilizou-se de imagem do *Word Imagery Wayback*, de 11 de dezembro de 2019, com resolução espacial de 30 cm, disponibilizada pela empresa ESRI. Os fragmentos da imagem com influência de nuvens e sombras foram vetorizados com o apoio da imagem CBERS-4A.

A composição de dados georreferenciados, o aprimoramento e processamento dos existentes aconteceu no ambiente do software QGIS, versão 3.28 e extensões existentes. Os layouts dos mapas foram produzidos também no QGIS 3.28.

Na tabela 8 é possível observar as diferentes classes de uso e ocupação do solo que foram identificadas.

Tabela 8 - Caracterização das classes de uso do solo identificadas (Adaptada de Silva (2022)). (Continua).

Classificação	Caracterização
Mata de Galeria	Vegetação nativa densa e perene localizada às margens de cursos d'água formando corredores. Formação florestal.
Cerrado (Savana)	Vegetação nativa de densidade média a alta com incidência de árvores e arbustos, abrangendo principalmente as fitofisionomias: Cerrado Sentido Restrito e Cerrado Denso. Formação savânica.

Tabela 8 - Caracterização das classes de uso do solo identificadas (Adaptada de Silva (2022)). (Conclusão).

Classificação	Caracterização
Cerrado (Campo)	Vegetação nativa de densidade baixa com a presença de estrato arbustivo-herbáceo, abrangendo principalmente as fitofisionomias: Campo Limpo e Campo Sujo. Formação campestre.
Grandes Culturas	Cultivo de plantações de grande porte e em sistema de sequeiro. Geralmente abrange as monoculturas de milho, soja, feijão e café. Podem ou não possuir sistema de rotação
Fruticultura	Cultivo de frutíferas perenes, regularmente em sistemas irrigados.
Olericultura	Cultivo de hortaliças folhosas, legumes, tubérculos, raízes e frutos em sistemas irrigados.
Pastagem	Áreas de vegetação herbácea exótica. Utilizada para alimentação animal, contudo inclui-se aqui também pastagens degradadas e abandonadas ou áreas onde ocorreu a invasão de herbáceas exóticas.
Silvicultura	Cultivo florestal de eucalipto e pinus.
Água (reservatórios)	Reservatórios de água ou tanques de peixes. Podem ser escavados ou impermeabilizados.
Estradas não pavimentadas	Vias principais e vicinais que não possuem pavimento asfáltico.
Estrada pavimentadas	Vias principais e vicinais que não possuem pavimento asfáltico.
Agrovila/Benfeitorias	Áreas impermeabilizadas ou compactadas referente à infraestrutura de moradias, galpões de apoio, entre outros. Também identificado aqui parcelas referentes à quintais compactados.
Solo Exposto	Áreas de retirada de camadas significativas do perfil de solo, impedindo sua regeneração natural.

4.3.5. Construção dos cenários

Considerando que o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do córrego do Capão Comprido consiste basicamente em pequenas propriedades rurais e os córregos possuem largura média de 10m, para a construção dos cenários levou-se em consideração os arts. 4 e 61-A do Código Florestal. Esse último determina a recomposição das Áreas de Preservação Permanente com base no tamanho das propriedades para as áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008 e somente para a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural. Além disso, criou-se cenário com

extrapolação mais antropizada. Seguindo essa linha, os cenários foram construídos da seguinte maneira:

- 1) zona ripária totalmente desmatada.
- 2) zona ripária com faixa de 15 metros;
- 3) zona ripária com faixa de 30 metros;
- 4) zona ripária com faixa de 50 metros;
- 5) zona ripária com faixa de 100 metros

Essa configuração dos cenários relacionados às diferentes dimensões da zona ripária representa os diferentes níveis de integridade dessa área, de modo que a ausência total da zona ripária corresponde à zona ripária totalmente degradada e as diferentes metragens 15m, 30m, 50m e 100m representam os diferentes níveis de integridade da zona ripária, conforme ilustrado na figura 21.

Dimensão da Zona Ripária (largura)	Integridade da Zona Ripária	
100 metros		Aumento da Integridade
50 metros		
30 metros		
15 metros		
Totalmente desmatada	Zona Ripária Degradada	

Figura 21 - Representação dos níveis de integridade da zona ripária.

4.4. MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CAPÃO COMPRIDO

De posse de todos os dados, a etapa seguinte é a modelagem da bacia do córrego do Capão Comprido.

4.4.1. Modelagem Inicial

A modelagem da bacia foi realizada utilizando o SWAT+, ver. 60.5.4, em sua interface com o geoprocessamento, o QSWAT+.

Após a preparação e inserção dos dados de entrada, o modelo delimita a bacia hidrográfica, com discretização em sub-bacias. Depois dessa etapa, há a definição das Unidades de Paisagem (LSUs), delimitando as áreas de várzeas, onde concentram as zonas

riparias, e as terras altas, e das Unidades de Respostas Hidrológicas (HRUs), com características homogêneas em relação ao solo, uso e ocupação da área e declividade. Ao final, realiza-se a simulação.

O procedimento de aplicação do modelo pode ser descrito com base nas etapas apresentadas na Figura 22. As etapas 1 a 3 são realizadas usando o software QSWAT +, no QGIS, enquanto as etapas 4 e 5 são realizadas usando SWAT + Editor.

O SWAT+ Editor é uma ferramenta utilizada para apresentar os resultados da simulação, bem como para alterar os parâmetros do modelo hidrológico, nos moldes de uma calibração manual. É nesta ferramenta que o usuário deve informar quais os métodos e considerações a serem utilizadas na elaboração do modelo SWAT+.

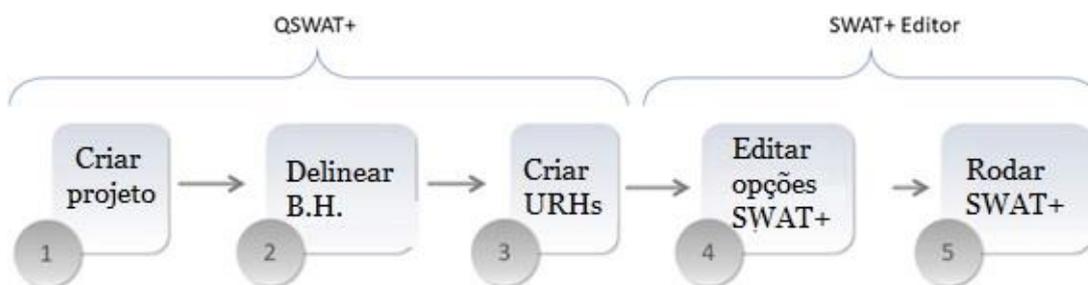


Figura 22 - Etapas para configurar o modelo SWAT +, onde B.H é Bacia Hidrográfica e URHs é Unidade de Resposta Hidrológica (Adaptado de Chawanda *et al.*, 2020).

Inicialmente, a fim de verificar a melhor opção para representar as planícies de inundação e as terras altas da bacia e posteriormente aplicar às demais etapas do trabalho, optou-se por comparar previamente os três métodos disponíveis no SWAT+ para a criação das unidades de paisagem, o *Buffer streams*, *Branch length* e *DEM inversion*.

Na simulação da modelagem inicial, utilizou-se do cenário atual de uso e ocupação do solo da bacia do Capão Comprido ano de 2019, elaborado por Silva (2022). Segundo estudo da referida autora, não houve mudanças significativas no uso do solo da bacia de 2009 a 2019, de modo que o mapa de 2019 é representativo para o período em análise. A simulação foi realizada com a determinação das unidades de paisagem, para posterior comparação com a simulação sem a LSUs, a fim de avaliar o impacto dessas áreas nos componentes do balanço hídrico, na vazão, bem como nas cargas de sedimentos e nutrientes

(nitrogênio e fósforo). As simulações foram comparadas com os dados observados da bacia, indicando para a necessidade ou não de realizar a calibração do modelo.

Nesse estudo, a simulação da vazão foi executada entre os períodos de janeiro de 2001 a dezembro de 2015, em passos mensais. Os cinco primeiros anos dessa série foram utilizados para o aquecimento do modelo, de forma a evitar possíveis erros no início do processo.

Quanto à simulação da carga de sedimentos, os dados observados disponíveis no Hidroweb são restritos. A estação fluviométrica instalada na foz do córrego Capão Comprido conta apenas com leituras da concentração de material em suspensão, em um único dia, por mês, do período de 2013 a 2023 e, ainda, com ausência de registros em número considerável de meses. Dessa maneira, optou-se, para essa análise, realizar a simulação para o período de 2013 a 2020, o qual dispõe de dados de concentração de sedimentos suspenso e de vazão.

De início, por meio das amostras de concentração de material em suspensão (mg/L) e dos dados de vazão correspondente ao mesmo dia da coleta da amostra, aplicou-se a equação proposta por Colby (1957) (Equação 3), citado por Carvalho (2008), para gerar os dados diários da descarga sólida em suspensão (ton/dia).

$$Q_{ss} = 0,0864 \times C_{ss} \times Q \quad \text{Equação (3)}$$

Onde: Q_{ss} é a descarga de sedimentos diária (ton/dia); 0,0864 é a constante de correção de unidades; C_{ss} é a concentração do material em suspensão (mg/L); e Q é a vazão diária (m^3/s).

De posse desses dados, gerou-se o gráfico correspondente à curva-chave da descarga de sedimentos e respectiva equação de ajuste do tipo potencial, conforme pode-se observar na figura 23. Ressalta-se que para a construção da curva-chave foi necessário remover da amostragem 2 pontos que apresentaram comportamento inconsistente em relação aos demais, possivelmente devido a erros de medição.

Aplicando-se a equação $Q_{ss} = 0,6049 \times Q^{1,329}$ aos demais dados diários de vazão, obteve-se a série histórica diária (2013 a 2020) da descarga de sedimentos e após somatório obteve-se a série mensal que foi utilizada na simulação inicial, calibração e verificação. Vale

ressaltar, que a qualidade do ajuste da reta de regressão da curva-chave de sedimentos não alcançou valores considerados satisfatórios (quanto mais próximo o valor de R^2 está de 1, mais adequado é o modelo de regressão), com valor de coeficiente de determinação (R^2) de 0,577. Por outro lado, da aplicação do teste de hipótese para o coeficiente da correlação linear (0,75), com $n=54$ e intervalo de confiança de 95%, constatou-se significância entre os dados. A figura 24 também demonstra correlação entre os dados de descarga de sedimentos obtidos com a equação 3 e com a curva-chave.

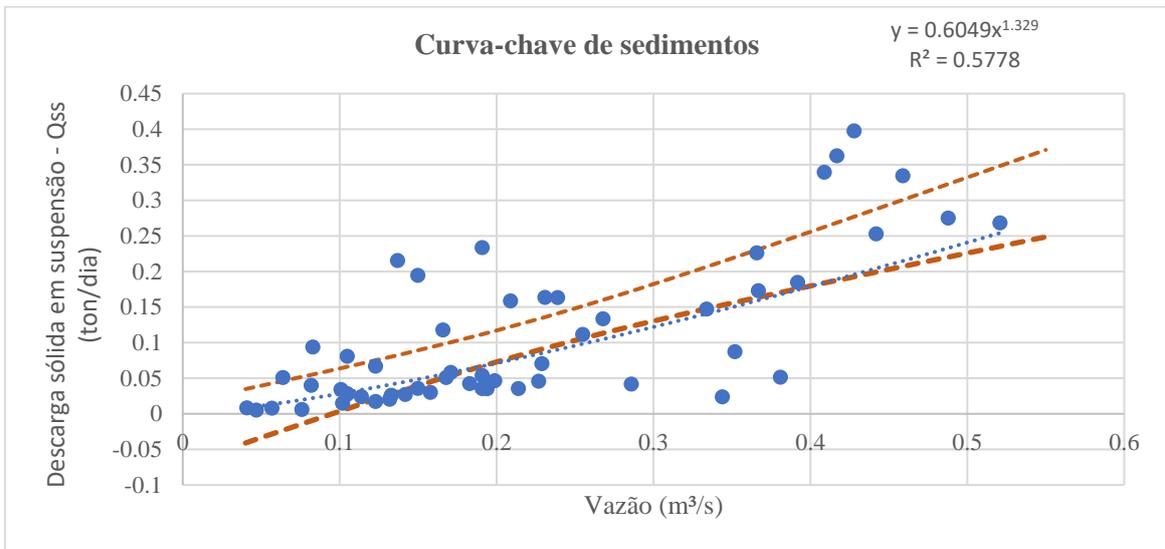


Figura 23 - Curva-chave de sedimentos do córrego Capão Comprido-DF com curva de intervalo de confiança de 95% (dados originais – HIDROWEB/ANA).

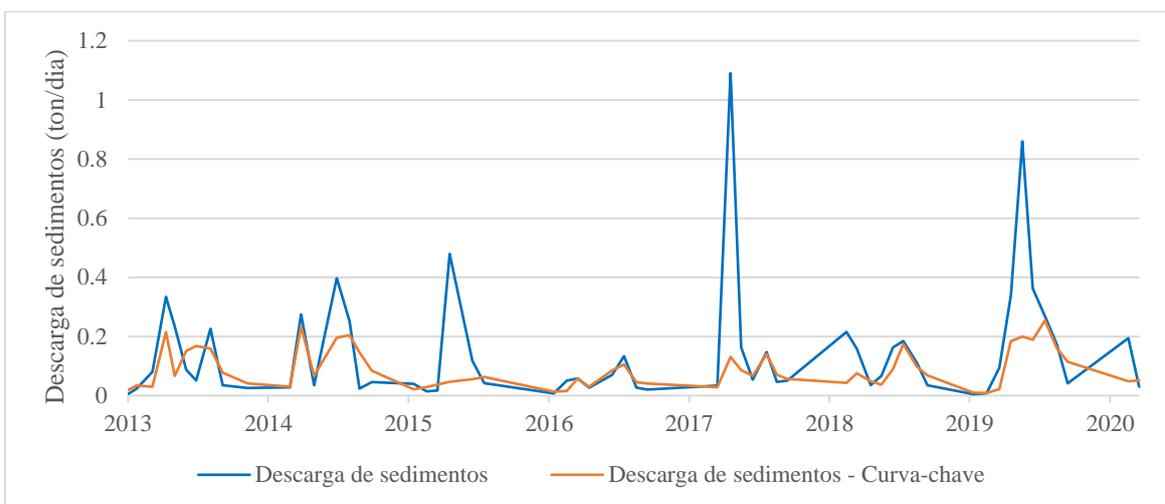


Figura 24 - Comparação entre a descarga de sedimentos obtida pela equação proposta por Colby (1957) e pela curva-chave de sedimentos

4.4.2 Análise de Sensibilidade

Após a simulação, realizou-se a análise de sensibilidade dos parâmetros, por meio do método Sobol, disponível no SWAT Toolbox versão 1.0. Esse software utiliza os arquivos de saída do SWAT+ Editor e executa, além da análise de sensibilidade, a calibração manual ou automática e a verificação do modelo.

Para a análise de sensibilidade, o SWAT Toolbox disponibiliza quatro métodos distintos: Sobol, Amplitude de Fourier, Design de Equilíbrio Randomizado da Amplitude de Fourier e Medição Momento-Independente Delta. Optou-se por utilizar o método Sobol, o qual considera o efeito principal de variação, além da interação de parâmetros, usando o fator P e o t-test. Assim, é possível avaliar as respostas dos parâmetros na simulação e verificar qual ou quais parâmetros apresentam maior sensibilidade durante a aplicação do modelo.

Nessa análise de sensibilidade foram utilizadas 100 amostras para cada parâmetro em análise, com um total de 3.200 interações. Os parâmetros de vazão empregados e seus respectivos intervalos de valores foram baseados em Ferrigo (2014) e feitas algumas adaptações, especificamente em relação aos parâmetros *perco*, *cn3_swf*, *latq_co*, os quais foram acrescentados ao SWAT+ e não constam no trabalho de Ferrigo (2014). A relação dos parâmetros pode ser observada na tabela 9.

Cabe destacar, que as alterações dos parâmetros para a análise de sensibilidade no SWAT Tollbox podem ser feitas de três maneiras: a) substituição – o valor do parâmetro em questão é alterado em toda área de estudo para o valor informado; b) valor Relativo – o parâmetro tem seu valor alterado do original de acordo com o acréscimo ou decréscimo fornecido; e c) percentual – o valor do parâmetro é alterado segundo o percentual informado.

Tabela 9- Parâmetros do modelo SWAT+ referentes à vazão, intervalo de valores e métodos de alteração utilizados na análise de sensibilidade. (Continua).

Parâmetro	Descrição	Unidade	Tipo de alteração	Mín	Máx
<i>alpha</i>	Constante de recessão do fluxo de base	Dias	Substituição	0	1

Tabela 9- Parâmetros do modelo SWAT+ referentes à vazão, intervalo de valores e métodos de alteração utilizados na análise de sensibilidade. (Conclusão).

Parâmetro	Descrição	Unidade	Tipo de alteração	Mín	Máx
<i>revap_co</i>	Coeficiente de movimentação da água subterrânea	-	Substituição	0,02	0,1
<i>revap_min</i>	Limite mínimo de “revap” para ocorrer percolação para o aquífero profundo"	m	Substituição	0	50
<i>flo_min</i>	Armazenamento mínimo do aquífero para permitir o fluxo de retorno	m	Substituição	0	50
<i>cn2</i>	Curva número na condição II	-	Porcentagem	-30%	20%
<i>esco</i>	Fator de compensação de evaporação de solo	-	Substituição	0,4	1
<i>epco</i>	Fator de compensação de absorção de plantas	-	Substituição	0	1
<i>perco</i>	Coeficiente de percolação	fração	Substituição	0	1
<i>cn3_swf</i>	Coeficiente de evaporação	-	Substituição	0	1
<i>latq_co</i>	Coeficiente de fluxo lateral	-	Substituição	0	1
<i>awc</i>	Capacidade de armazenamento de água nas camadas do solo	mm H ₂ O/mm	Porcentagem	-20%	50%
<i>k</i>	Condutividade hidráulica saturada do solo	mm/hr	Porcentagem	-195%	80%
<i>bd</i>	Densidade aparente do solo	mg/m ³	Porcentagem	-93%	-60%
<i>z</i>	Profundidade do aquífero raso até o aquífero profundo	mm	Porcentagem	-30%	60%
<i>anion_excl</i>	Fração de porosidade a partir da qual ânions são excluídos	-	Substituição	0,1	1

Quanto à análise de sensibilidade dos parâmetros relacionados à estimativa da descarga sólida, foram selecionados 12 parâmetros com base em Carvalho (2014) e Strauch (2013), os quais realizaram modelagem hidrosedimentológica em bacias hidrográficas do

Distrito Federal e em Pontes *et al.* (2021) e Tumsa (2023). A delimitação dos intervalos foi determinada de acordo com a variação fisicamente possível de cada parâmetro disponível no SWAT Toolbox e retratado na literatura mencionada. A relação dos parâmetros pode ser observada na tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros de descarga sólida, intervalo de valores e métodos de alteração utilizados na análise de sensibilidade.

Parâmetro	Descrição	Unidade	Tipo de alteração	Mín	Máx
<i>prf</i>	Coefficiente de movimentação de sedimentos no canal principal	-	Substituição	0	2
<i>Adj_pkr</i>	Coefficiente de movimentação de sedimentos na sub-bacia	-	Substituição	0,5	2
<i>spexp</i>	Parâmetro de expoente para cálculo do sedimento retraído no fluxo do canal.	-	Substituição	1	1,5
<i>spcon</i>	Parâmetro linear para cálculo da quantidade máxima de sedimentos que pode ser reintroduzido durante o fluxo de sedimentos no canal.	-	Substituição	0	0,01
<i>surlag</i>	Tempo de atraso da concentração de sedimentos	dias	Substituição	0,05	24
<i>slope_len</i>	Comprimento médio da encosta para que a erosão ocorra	m	Porcentagem	-30%	20%
<i>lat_sed</i>	Concentração de sedimentos no fluxo lateral e subterrâneo	g/L	Porcentagem	-50%	60%
<i>usle_p</i>	Fator de compensação da equação USLE	-	Substituição	0	1
<i>slope</i>	Declividade média	m/m	Porcentagem	-60%	70%
<i>usle_k</i>	Fator de erodibilidade do solo da equação USLE	-	Substituição	0	0,65
<i>bedldcoef</i>	Porcentagem de sedimento entrando no canal que é material do leito	-	Substituição	0	1
<i>cov</i>	Fator de cobertura do solo. 0 = o canal está completamente protegido da erosão pela cobertura; 1=sem cobertura vegetal no canal	-	Porcentagem	-50%	60%

4.4.3 – Calibração e Verificação do Modelo

Passada a etapa da análise de sensibilidade, iniciou-se, também utilizando a ferramenta SWAT+ Toolbox, a calibração dos parâmetros relevantes utilizados na simulação e respectiva verificação do modelo, de modo a obter uma concordância aceitável entre os dados observados e simulados. Para isso, valeu-se do algoritmo de calibração *Dynamically Dimensioned Search* (DDS), o qual tem como objetivo encontrar uma solução globalmente ótima dentro de um limite máximo de iterações, bem como da maximização do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE). A calibração foi realizada com 300 interações.

A série de dados utilizada na calibração e na verificação da vazão obedeceu a proporção de 2/3 (dois terços) por 1/3 (um terço), respectivamente. O período de calibração foi de 10 anos, com início em 01 de janeiro de 2006 e término em 31 de dezembro de 2015 (período de aquecimento – 2001 a 2005). Para a verificação utilizou-se os 5 últimos anos da série utilizada na simulação (2016 a 2020).

No que se refere à calibração e à verificação da descarga de sedimentos, devido à falta de dados disponíveis, o período definido para a calibração foi de 2013 a 2017 e para verificação, o período foi de 2018 a 2020, também obedecendo a proporção de 2/3 dos dados da série histórica para calibração e de 1/3 para a verificação.

Para a avaliação do desempenho das simulações, calibrações e verificações utilizou-se das variáveis estatísticas sugeridas por Moriasi *et al.* (2015): o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE); o Percentual de Tendência (PBIAS); e o R². Além desses, utilizou-se também o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe para o logaritmo da vazão (Log NSE), o qual é mais adequado para baixas vazões. As equações estão descritas abaixo.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obsi} - Q_{simi})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obsi} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad \text{Equação (4)}$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obsi} - Q_{simi}) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n Q_{obsi}} \quad \text{Equação (5)}$$

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n [(Q_{simi} - \bar{Q}_{sim})(Q_{obsi} - \bar{Q}_{obs})]}{\sqrt{[\sum_{i=1}^n (Q_{simi} - \bar{Q}_{sim})^2][\sum_{i=1}^n (Q_{obsi} - \bar{Q}_{obs})^2]}} \right]^2 \quad \text{Equação (6)}$$

$$\log NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\log Q_{obsi} - \log Q_{simi})^2}{\sum_{i=1}^n (\log Q_{obsi} - \log \bar{Q}_{obs})^2} \quad \text{Equação (7)}$$

4.4.4. Análise dos cenários

Após esse processo inicial do modelo, realizou-se, primeiramente, a análise das novas possibilidades de simulações das bacias hidrográficas, a partir das configurações em unidades de paisagem. Posteriormente, realizou-se a simulação dos cenários de uso e ocupação do solo, com variações nas dimensões das áreas de preservação permanente (APPs), para avaliar a interferência dessas configurações no balanço hídrico da bacia hidrográfica e na vazão do córrego do Capão Comprido, bem como a influência de cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo total) e sedimentos, os quais transparecem aspectos da qualidade da água. Tudo com o objetivo também de identificar a influência da integridade das zonas ripárias na vazão e na qualidade da água do córrego Capão Comprido.

4.4.5. Análise dos resultados

Por derradeiro, a partir das simulações dos cenários, os resultados foram analisados de modo a compreender a dinâmica dos processos que ocorrem nas zonas ripárias e as contribuições dessas áreas para a qualidade da água, em função da sua integridade, representada pelas diferentes larguras. Observou-se, nessa análise, o comportamento dos componentes integrantes do balanço hídrico, da vazão, da descarga de sedimentos e nutrientes para todos os cenários, bem como as respostas desses componentes com base nas unidades de paisagem (LSU), principal inovação do modelo aplicado nesse estudo.

5- RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA

5.1.1. Sub-bacia, HRUs e LSUs

A modelagem executada no SWAT+ subdivide a bacia hidrográfica em sub-bacias, unidades de paisagem (LSU) e em unidades de resposta hidrológica (HRU). As unidades de paisagem, por sua vez, dividem a bacia em áreas de várzeas (*floodplain*) e áreas elevadas (*upland*), as quais podem ser delimitadas a partir de três métodos disponíveis no SWAT +, o *Buffer streams*, *Branch length* e *DEM inversion*.

Dessa maneira, ao executar o modelo com os três métodos disponíveis para a delimitação das unidades de paisagem, todos eles subdividiram a bacia hidrográfica do Capão Comprido em 5 sub-bacias, 86 HRUs e em 86 unidades de paisagem. Como se observa na figura 25, as sub-bacias apresentaram dimensões semelhantes, com exceção da sub-bacia nº 4 que obteve a menor área, com 22,61 hectares. A tabela 11 apresenta as áreas de cada sub-bacia e suas respectivas porcentagens.

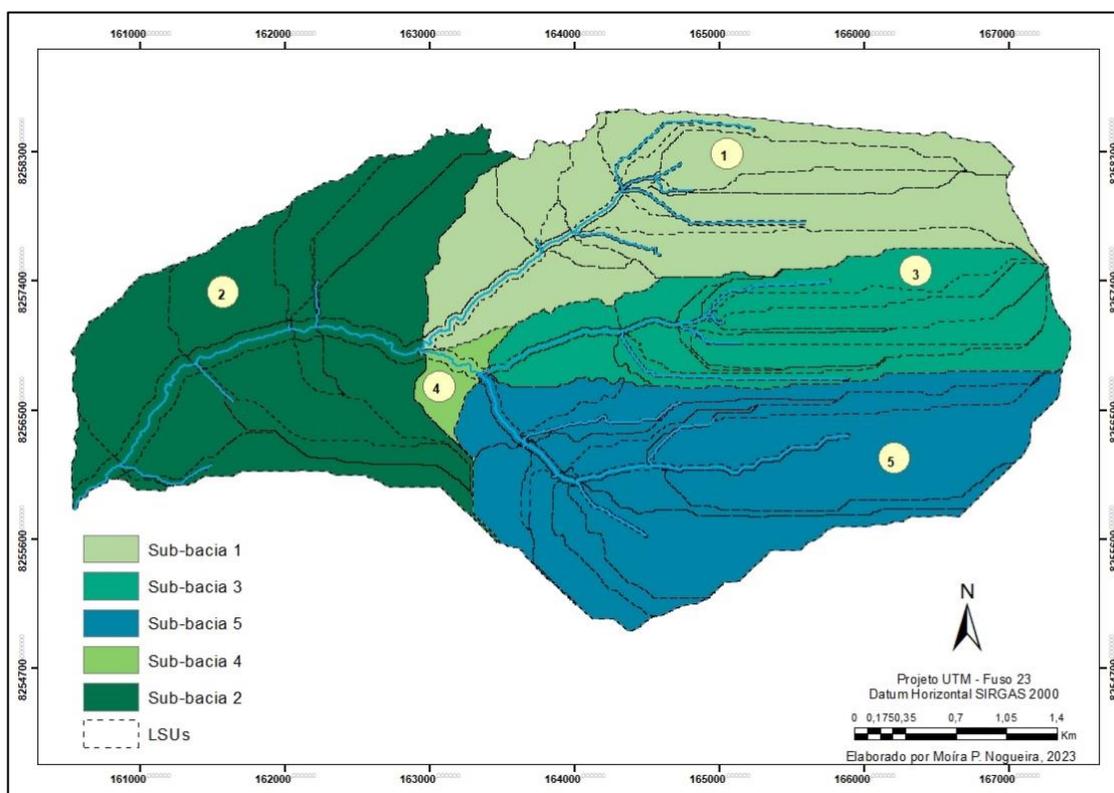


Figura 25 - Sub-bacias e Unidades de Paisagem (LSUs) da bacia do Capão Comprido.

Tabela 11- Áreas de cada sub-bacia e suas respectivas porcentagens.

	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Sub-bacia 4	Sub-bacia 5
Área (ha)	410,24	466,38	287,63	22,61	473,67
%	24,71%	28,09%	17,32%	1,36%	28,53%

Destaca-se que ao executar o modelo sem as LSUs, houve a redução das HRUs pela metade (43 HRUs), porém o número de sub-bacias e respectivas áreas mantiveram os mesmos. O maior número de HRUs nessa configuração do modelo SWAT+ deve-se ao delineamento de unidades de paisagem que agregam outra propriedade às HRUs.

Especificamente quanto às unidades de paisagem, utilizando-se do método *buffer streams*, que considera a largura dos cursos d'água para a geração das LSU, a área de planície de inundação (*floodplain*) da bacia do Capão Comprido foi de 94,86 hectares. Por sua vez, utilizando-se do método *DEM inversion*, o qual inverte as elevações do DEM e recalcula as direções do fluxo de água e a quantidade de água que fluiria para cada ponto, a área de inundação foi de 129,34 ha. Já aplicando o método *Branch length*, que considera a posição relativa entre a maior e a menor declividade, a área foi de apenas 50,42 ha. A figura 26 e a tabela 12 expõem as diferenças em termos de representação espacial, de tamanho de área, bem como a porcentagem de cada método.

Como se observa da figura 26, o método *buffer streams*, para a bacia em estudo, delimitou as *floodplains* de maneira mais aproximada da configuração das Áreas de Preservação Permanente (APPs) proposta pelo Código Florestal, o que, para esse estudo, mostra-se mais apropriado, uma vez que os cenários analisados são baseados nas larguras das APPs.

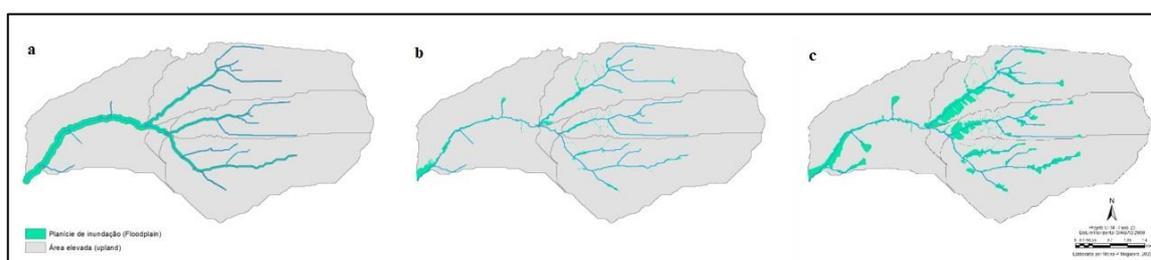


Figura 26 - Comparação das LSUs com os três diferentes métodos do SWAT+. (a) Buffer streams, (b) Branch length e (c) DEM inversion.

Tabela 12- Área e respectivas porcentagem das unidades de paisagem para cada método.

	<i>Buffer streams</i>		<i>Branch length</i>		<i>DEM inversion</i>	
	<i>Floodplain</i>	<i>Upland</i>	<i>Floodplain</i>	<i>Upland</i>	<i>Floodplain</i>	<i>Upland</i>
Área (ha)	94,86	1565,67	50,42	1610,12	129,34	1531,19
%	5,71%	94,29%	3,04%	96,96%	7,79%	92,21%
Bacia						

Nota-se, ainda, que além de apresentar diferenças consideráveis na representação, uma vez que cada método de delimitação da LSU possui metodologias diferentes, de modo geral, houve, também, variações significativas em relação aos componentes do balanço hídrico, resultado, possivelmente, das diferentes configurações espaciais na bacia hidrográfica. Comparando com a amplitude máxima dos componentes, as diferenças mais acentuadas foram registradas para o fluxo de retorno, percolação e evapotranspiração, que obtiveram respectivamente os valores de 83,97; 48,63; e 47,28. Essa variação se deu, principalmente, pelas diferenças dos resultados do método *Buffer streams* em relação aos demais. Na tabela 13 pode-se observar as diferenças de cada método quanto aos componentes do balanço hídrico (em mm), bem como as respectivas amplitudes máximas. Registra-se que para essa análise não foi realizada a calibração do modelo.

Tabela 13- Componentes do balanço hídrico de cada método de determinação das unidades de paisagem.

Componentes	<i>Buffer streams</i>	<i>Branch length</i>	<i>DEM inversion</i>	Amplitude máxima
Precipitação	1.489,20	1498,48	1500,03	1,55
Evapotranspiração	1.097,72	1.050,44	1.064,62	47,28
Escoamento superficial	64,98	68,21	45,31	22,9
Escoamento sub-superficial	72,38	83,74	81,32	11,36
Percolação	264,72	310,39	313,35	48,63
Capilaridade	29,69	29,66	29,73	0,07
Fluxo de retorno	425,91	509,88	504,73	83,97
Recarga de aquífero profundo	23,95	28,37	28,15	4,42

Assim, para a delimitação das LSUs e aplicação às demais etapas deste trabalho, com base na representação espacial acima demonstrada, optou-se por utilizar o método *buffer streams*, com multiplicador *buffer* de 10 metros, de modo que as dimensões das LSUs se assemelhassem o máximo possível à representação das zonas ripárias protegidas pelo código florestal.

5.1.2. Simulação inicial

A modelagem inicial foi executada conforme o cenário atual de uso e ocupação do solo da bacia do Capão Comprido, tanto com determinação das unidades de paisagem (LSUs) quanto sem esse componente de distribuição espacial, de modo a analisar o desempenho dessa nova funcionalidade trazida pelo SWAT+. Utilizou-se de comparação gráfica das vazões simuladas e observadas do período de 2006 a 2015, com passo mensal, e da avaliação do coeficiente Nash-Sutcliffe (NSE), PBIAS, R^2 e logNSE, para análise preliminar dos resultados. A figura 27 apresenta o hidrograma que compara os dados de vazão mensal simulados com os dados de vazão mensal observados na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido.

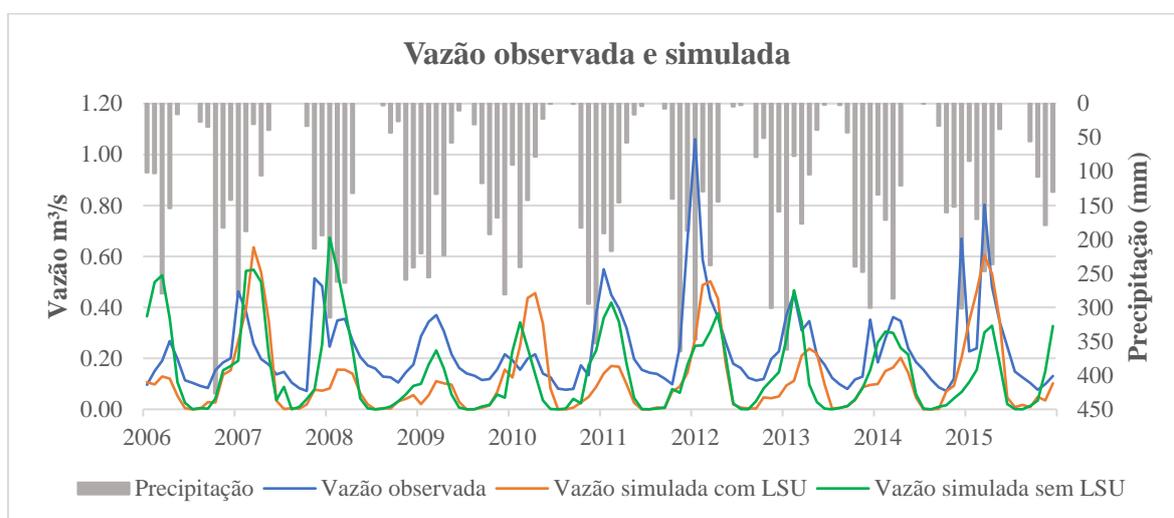


Figura 27- Vazão observada e simulada sem calibração da bacia do Capão Comprido- DF (Dados observados - Caesb).

Segundo Moriasi *et al* (2015), considera-se o resultado da simulação de vazão satisfatório quando os valores de NSE e de logNSE encontram-se acima de 0,5 e abaixo de 0,7; o PBIAS abaixo de ± 15 e o R^2 acima de 0,6. Neste estudo, quanto à vazão simulada, as respostas de todas as funções objetivo utilizadas mostraram, estatisticamente, que os resultados iniciais simulados a partir do modelo não calibrado apresentaram desempenho

insatisfatório para a modelagem em ambas as situações. A tabela 14 apresenta a síntese da avaliação de desempenho.

Tabela 14- Avaliação de desempenho da simulação inicial da vazão do córrego Capão Comprido.

Função Objetivo	s/ LSU	Desempenho	c/ LSU	Desempenho
NSE	-0.34	Insatisfatório	-0.37	Insatisfatório
PBIAS	37.650	Insatisfatório	47.864	Insatisfatório
R2	0.22	Insatisfatório	0.27	Insatisfatório
Log NSE	-21.38	Insatisfatório	-19.90	Insatisfatório

Os resultados da análise gráfica e estatística da simulação inicial são insatisfatórios e apontaram para a necessidade de aprimoramento da calibração do modelo, a fim de obter um melhor ajuste entre os valores de vazão observados e simulados pelo modelo SWAT+.

Observa-se, também, pela análise gráfica da figura 27, que o modelo sem as LSU, na maioria dos anos, representou melhor os picos de vazão. A saturação hídrica recorrente nas planícies de inundação pode ter influenciado nos valores de pico de vazão mais baixos na simulação com LSUs, que foi possível perceber na simulação dado que nessa configuração em LSUs é possível representar os processos que ocorrem especificamente nessas áreas, as *floodplains*. Por outro lado, em ambas as configurações, nota-se a subestimação das vazões em períodos de estiagem na bacia do Capão Comprido.

Ferrigo (2014) explica que a subestimativa dos picos de vazão observados se deve a espacialização das chuvas na bacia, que podem ter ocorrido de forma concentrada na região onde se mediu a vazão, aumentando a vazão de pico observada, e também devido à concentração das chuvas em algumas horas do dia. Isso é notado no pico de vazão observado em 2012 que acompanha o volume precipitado, porém a simulação não conseguiu representar.

Por sua vez, as superestimações do pico de vazão registradas nos anos de 2007 e 2010 tanto pela simulação com LSU quanto pela simulação sem LSU, podem ser explicadas pelo fato de os dados de precipitação não serem de estação pluviométrica localizada nas

proximidades imediatas da bacia do Capão Comprido e, assim, a chuva registrada para o período pode não ter ocorrido diretamente na área de contribuição desta bacia, o que levou a registros de vazão simulada superiores ao da realidade.

Quanto à simulação da carga de sedimentos, nota-se, pela análise do gráfico abaixo, que os valores da descarga de sedimentos observada e simulada apresentaram diferenças consideráveis, tanto na simulação com as unidades de paisagem quanto na simulação sem a configuração espacial. A descarga de sedimentos simulada apresentou resultados superestimados, com ordem de grandeza muito superiores aos valores observados, visível principalmente no ano de 2016, o qual registra descarga de sedimentos acima de 7.000 toneladas/mês, ao passo que o valor observado não passa de 5 toneladas/mês.

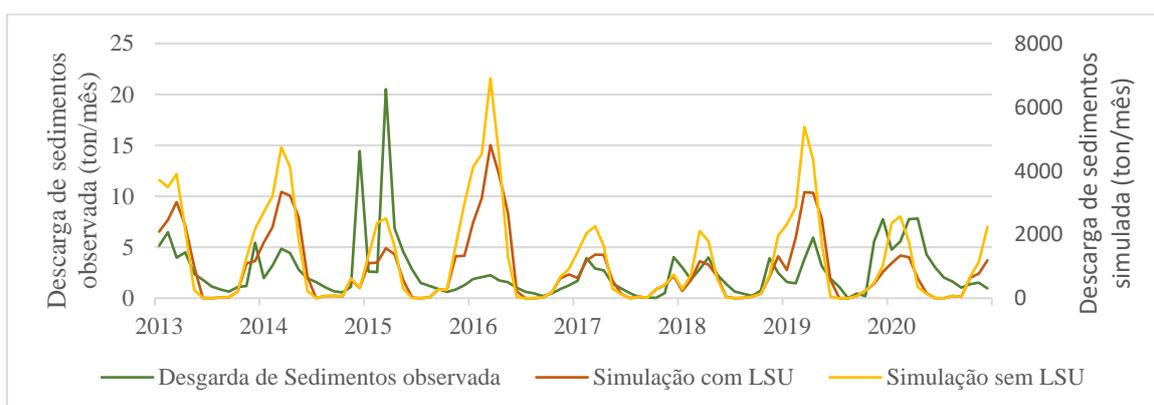


Figura 28 – Descarga de sedimentos observada e simulada sem calibração da bacia do Capão Comprido-DF.

Tabela 15 - Avaliação de desempenho da simulação inicial da descarga de sedimentos do córrego Capão Comprido.

Função Objetivo	s/LSU	Desempenho	c/ LSU	Desempenho
NSE	-4,50E+05	Insatisfatório	-2,35E+05	Insatisfatório
PBIAS	-4,73E+04	Insatisfatório	-3,56E+04	Insatisfatório
R2	0,094	Insatisfatório	0,088	Insatisfatório

As funções objetivo utilizadas mostraram também que os resultados da simulação da carga de sedimentos apresentaram, a partir do modelo inicial sem calibração, desempenho insatisfatório para a modelagem em ambas as situações. Segundo Moriasi *et al.* (2015), para

a descarga de sedimentos, um resultado considerado satisfatório deve apresentar NSE e logNSE acima de 0,45 e abaixo de 0,7; o PBIAS abaixo de ± 20 e acima de ± 15 e o R^2 acima de 1,5. A tabela 15 apresenta a síntese da avaliação de desempenho.

5.1.3. Análise de sensibilidade

Após as interações da análise de sensibilidade, obteve-se os resultados dos parâmetros mais sensíveis relacionados à vazão e que apresentam maior efeito sobre as respostas do modelo. Os parâmetros e respectivos valores resultantes da análise de sensibilidade podem ser observados na tabela 16 e na figura 29.

Tabela 16- Parâmetros de vazão e respectivos valores da análise de sensibilidade.

	Parâmetros	Sensibilidade		Parâmetros	Sensibilidade
Vazão					
1°	<i>cn2</i>	0.1797	9°	<i>revap_co</i>	0.0157
2°	<i>cn3_swf</i>	0.1796	10°	<i>alpha</i>	0.0106
3°	<i>esco</i>	0.157	11°	<i>latq_co</i>	0.0053
4°	<i>epco</i>	0.1022	12°	<i>bd</i>	0
5°	<i>perco</i>	0.0371	13°	<i>revap_min</i>	-0.0045
6°	<i>flo_min</i>	0.0367	14°	<i>z</i>	-0.0185
7°	<i>k</i>	0.0237	15°	<i>anion_excl</i>	-8.5100
8°	<i>awc</i>	0.0205	-	-	-

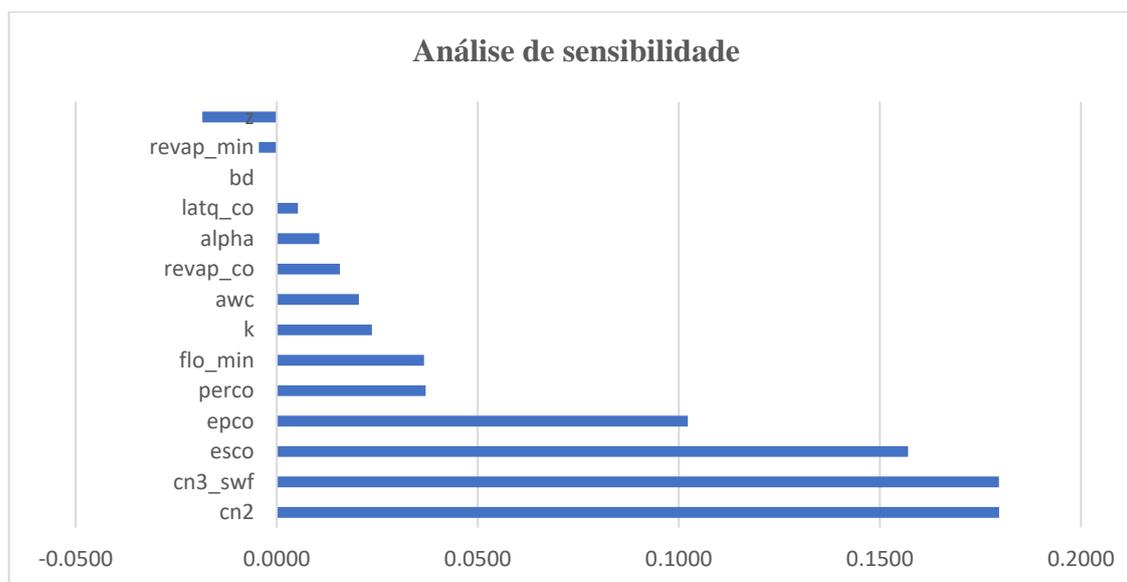


Figura 29- Gráfico da análise de sensibilidade da simulação inicial com destaque para os parâmetros mais sensíveis para a calibração da vazão.

Como se observa da tabela acima, os parâmetros *cn2*, *cn3_swf*, *esco* e *epco* apresentaram maior grau de sensibilidade, com resultados acima de 0,1, seguidos dos parâmetros *perco*, *flo_min*, *k*, *awc*, *revap_co*, *alpha* e *latq_co*, com resultados positivos em relação aos demais.

O parâmetro *cn2* reflete o potencial do escoamento direto que pode ser gerado a partir de um evento de precipitação. É um número adimensional e determinado com base na permeabilidade, no tipo de solo, no uso e na condição antecedente de umidade no solo.

Esco, por sua vez, é o fator de compensação de evaporação de solo, importante no processo de evapotranspiração. Os valores desse parâmetro representam um percentual aplicado à evaporação da camada superior do solo, de modo que percentuais elevados significam maior evaporação na camada superior do solo. Já o parâmetro *Epco* é o fator de compensação de absorção pela vegetação e refere-se à quantidade de água que é absorvida em um dia determinado. Se as camadas superiores do solo não contiverem água suficiente para a absorção de água, esse fator permite que as camadas inferiores compensem.

Importante destacar que o SWAT +, em relação a versão anterior, alterou alguns parâmetros, com mudanças de nomenclatura, substituições, acréscimo de novos parâmetros e eliminação de outros. O parâmetro *flo_min*, por exemplo, é a nova nomenclatura para o GWQMN, que é a profundidade limite de água no aquífero raso necessária para o fluxo de retorno ocorra. Definido esse parâmetro, o fluxo das águas subterrâneas para o canal é permitido somente se a profundidade da água no aquífero raso for igual ou maior do que ele.

Outras alterações referem-se aos parâmetros *perco*, *cn3_swf* e *latq_co*. O coeficiente de percolação (*perco*) no SWAT+ substituiu o parâmetro SWAT DEP_IMP (profundidade da camada impermeável no perfil do solo) e controla a percolação da camada inferior do solo.

Os parâmetros *cn3_swf* e *latq_co* são os novos parâmetros que foram adicionados durante o desenvolvimento do SWAT+. O *cn3_swf* dá ao usuário controle sobre a saturação dos solos antes que o modelo mude de condição de umidade II para a condição de umidade III, permitindo retardar o início do escoamento superficial após períodos secos. Já o *latq_co* é um coeficiente linear aplicado à equação de armazenamento de encostas que é usada para calcular o fluxo lateral para cada camada de solo (Wagner *et al.* 2022).

O parâmetro k refere-se à condutividade hidráulica saturada e interfere no processo de movimentação da água no solo, sendo utilizado no cálculo do tempo de percolação da água de uma camada do solo para uma inferior. Assim, quanto mais baixo for o valor de k , maior será o valor do fluxo de base. Embora não conste entre os primeiros dessa análise de sensibilidade, tende a ser importante para os trabalhos desenvolvidos no centro-oeste brasileiro e seu valor pode ser significativo na simulação do decaimento da vazão após o período chuvoso, uma vez que o parâmetro interfere no fluxo de base e é responsável pelo fluxo horizontal na zona saturada, o que pode ser determinante na simulação da vazão em épocas de estiagem e influenciar principalmente na velocidade da drenagem do solo nessa época (Ferrigo, 2014).

O parâmetro *anion_excl* destaca-se entre as amostras por apresentar menor sensibilidade, com resultado destoante dos demais parâmetros, e está relacionado a fração de porosidade do solo.

Apesar dos resultados da análise de sensibilidade demonstrem pouca influência de alguns parâmetros selecionados na modelagem da bacia, com base em estudos realizados na bacia do Capão Comprido que indicam serem relevantes no ciclo hidrológico, tais como Ferrigo (2014) e Fim (2018), optou-se por utilizar na calibração os parâmetros acima descritos, com exceção do parâmetro *anion_excl*, que apresentou resultado mais discrepante.

Quanto à análise de sensibilidade relativa à estimativa da descarga sólida, os parâmetros mais sensíveis foram: *usle_k*, *prf*, *bedldcoef* e *slope*, conforme se observa no gráfico e tabela abaixo.

Tabela 17 – Parâmetros da descarga de sedimentos e respectivos valores da análise de sensibilidade.

	Parâmetros	Sensibilidade		Parâmetros	Sensibilidade
Descarga de sedimentos					
1°	usle_k	5,77	7°	spcon	0
2°	prf	2,49	8°	slope_len	0
3°	bedldcoef	0,72	9°	lat_sed	0
4°	slope	0,0055	10°	adj_pkr	0
5°	surlag	0	11°	cov	-0,0179
6°	spexp	0	12°	usle_p	-8,57

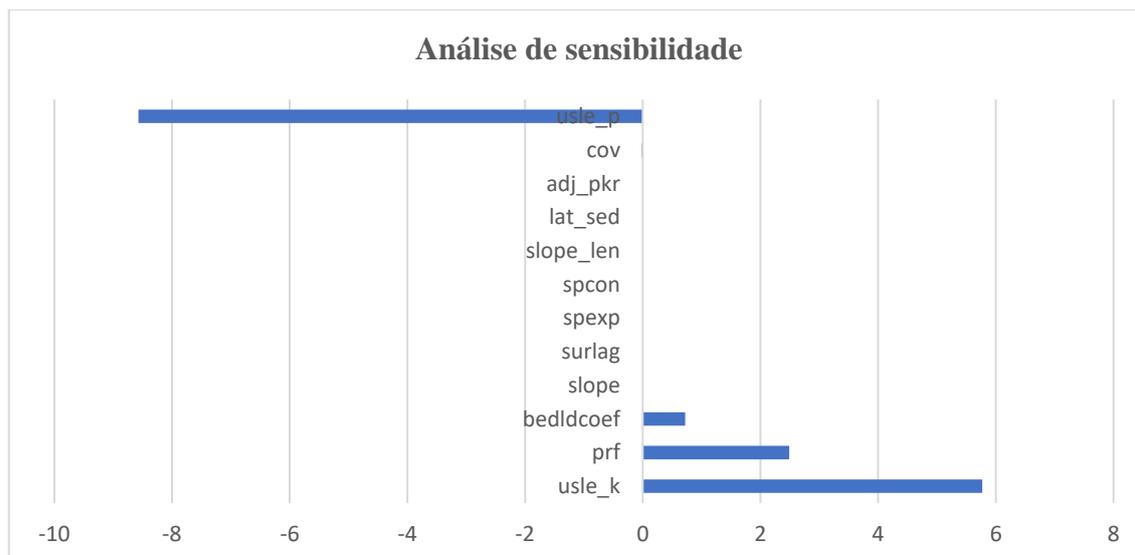


Figura 30 - Gráfico da análise de sensibilidade da simulação inicial dos parâmetros mais sensíveis para a calibração da descarga de sedimentos.

O parâmetro *usle_k* representa a suscetibilidade do solo à erosão e é resultado da relação entre as características como tamanho das partículas, estrutura, permeabilidade e quantidade de matéria orgânica presente no solo.

O *prf* é fator de ajuste de taxa de pico para encaminhamento de sedimentos no canal principal. O fluxo de sedimentos é uma função da taxa de fluxo de pico e do fluxo médio diário. Como o SWAT originalmente não podia calcular diretamente o hidrograma subsidiário, esta variável foi incorporada para permitir o ajuste para o efeito da vazão de pico no direcionamento do sedimento. Essa variável afeta a degradação do canal.

Por sua vez, o *bedldcoef* é a porcentagem de sedimentos que entra no canal principal e é direcionado para o leito. Já o parâmetro *slope* corresponde à declividade média da sub-bacia e seu valor é utilizado no cálculo da velocidade do escoamento superficial que é requerido para o cálculo do tempo de concentração na bacia.

5.1.4. Calibração

Embora a simulação inicial sem a determinação das unidades de paisagens tenha apresentado desempenho ligeiramente melhor quando comparado com a simulação com LSU, optou por calibrar o modelo com as LSU, uma vez que um dos objetivos desse trabalho é analisar os cenários utilizando essa nova funcionalidade do SWAT+.

Assim, de posse dos parâmetros mais relevantes resultantes da análise de sensibilidade, executou-se a calibração automática dos dados observados de vazão e de descarga de sedimentos (300 interações), em separado, com ajustes manuais até atingir o melhor resultado para função objetivo NSE. A tabela 18 mostra os parâmetros utilizados e os valores finais resultantes da calibração tanto da vazão quanto da descarga de sedimentos.

Após a calibração dos parâmetros, de maneira geral, a simulação obteve melhor desempenho com relação aos dados de vazão simulados e observados quando comparado com os valores obtidos com a simulação inicial, sem calibração, conforme se verifica na figura 31. Os critérios de avaliação apresentados na tabela 19 também demonstraram desempenho melhor, embora ainda distante do satisfatório.

Tabela 18- Parâmetros, intervalos e valores resultantes da calibração da vazão e da descarga de sedimentos da bacia do Capão Comprido.

	Parâmetro	Unidade	Tipo de alteração	Intervalo		Valor na calibração
				Máx	Mín	
Vazão	<i>cn2</i>	-	Porcentagem	-30	20	12.870
	<i>esco</i>	-	Substituição	0	1	0.02
	<i>epco</i>	-	Substituição	0	1	0.07
	<i>cn3_swf</i>	-	Substituição	0	1	1
	<i>latq_co</i>	-	Substituição	0	1	0.009
	<i>perco</i>	fração	Substituição	0	1	0.337
	<i>alpha</i>	dias	Substituição	0	1	0.72
	<i>revap_co</i>	-	Substituição	0.01	0.2	0.02
	<i>flo_min</i>	m	Substituição	0	20	10.607
	<i>revap_mim</i>	m	Substituição	0	20	10.972
	<i>z</i>	mm	Porcentagem	-30	60	4
	<i>k</i>	mm/h	Porcentagem	-195	80	-46.728
	<i>awc</i>	mm_H20/mm	Porcentagem	-20	50	-40.864
<i>bd</i>	mg/m3	Porcentagem	-93	-60	-67.181	
Descarga de sedimentos	<i>prf</i>	-	Substituição	0	2	0,550
	<i>bedldcoef</i>	-	Substituição	0	1	0,95
	<i>usle_k</i>	-	Substituição	0	0,65	0,270
	<i>slope</i>	m/m	Porcentagem	-60	70	-59,466

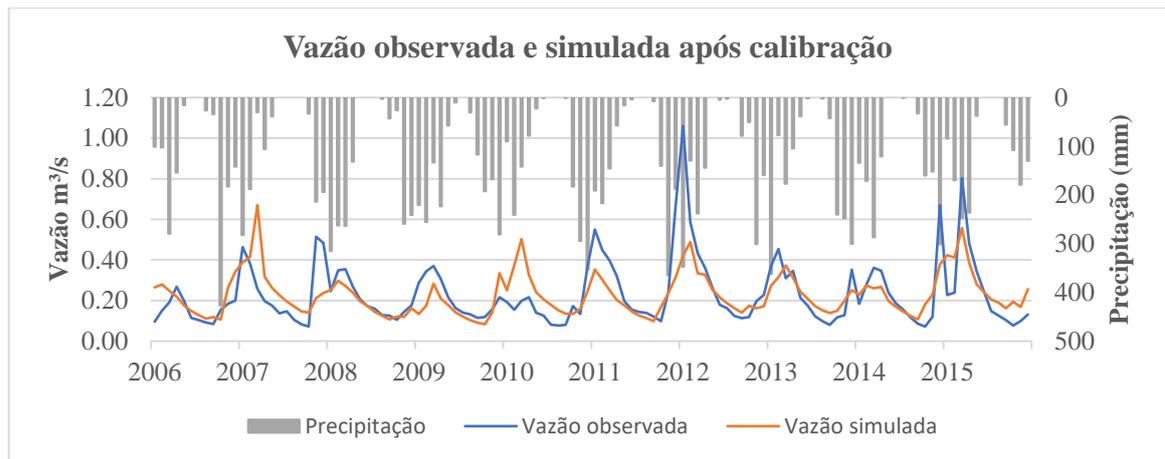


Figura 31 - Vazões observadas e simuladas após processo de calibração do córrego Capão Comprido - DF (Dados observados -Caesb).

Tabela 19- Critérios de avaliação de desempenho da simulação com parâmetros de vazão calibrados para o modelo SWAT+.

Critérios	Valores	Desempenho
NSE	0,41	Insatisfatório
PBIAS	1,634	Muito bom
R2	0,41	Insatisfatório
LogNSE	0,46	Insatisfatório

Os critérios de avaliação de desempenho mais utilizados na modelagem hidrológica, inclusive pelos próprios softwares utilizados na calibração, como o SWAT Toolbox e o RSWAT, são o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), o coeficiente de determinação (R^2) e o PBIAS. Para esses critérios, conforme apresentado na tabela 19, os valores foram respectivamente de 0,41, 0,41 e 1.634, indicando, estatisticamente, a evolução em relação aos valores obtidos sem calibração (-0.37, 0.27 e 47.864). Contudo, para um modelo calibrado, esses resultados ainda não são ideais.

Ferrigo (2014) constata que os maiores erros da calibração são registrados nas simulações de vazões mais baixas e ao final de cada período de estiagem, justamente quando o corpo d'água apresenta menores valores de vazão. Isso pode ser explicado pelo fato do componente de águas subterrâneas do SWAT+ não considerar os parâmetros distribuídos, como a condutividade hidráulica e coeficiente de armazenamento, o que dificulta a representação detalhada da recarga e do comportamento das águas subterrâneas.

Com essa limitação do modelo, adotou-se, também, para a análise de desempenho da calibração da simulação inicial, em complemento ao coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), a eficiência do NSE com valores logaritmos, o logNSE, uma vez que para baixas vazões, esse critério apresentou maior sensibilidade e mostrou-se mais apropriado. Contudo, ainda sim, considerando o valor de LogNSE (0,46), a calibração apresentou resultado insatisfatório.

Da análise da figura 31, de modo semelhante que a simulação inicial, nota-se que a calibração do modelo também não foi capaz de representar os picos de vazão observados, com registros por vezes superestimados e por outras subestimados, embora mais discretos. Esse comportamento é notado, principalmente, no período chuvoso de 2011 e de 2012 (janeiro e fevereiro), em que o modelo subestima as vazões máximas. Além disso, é possível notar a superestimação dos períodos de recessão em quase todos os anos da série, embora a transição da estação seca para a estação chuvosa tenha sido simulada com maior precisão.

A esse respeito, Fim (2017) aponta que a superestimação das vazões mínimas registradas na calibração pode ser explicada pela variação em alguns parâmetros, os quais ajustam as simulações dos picos, mas também superestimam a recessão, tais como *esco* e *flo_min*. Araújo (2018), por sua vez, aponta que a não consideração das captações de água superficial e subterrânea nas simulações, em especial no período de estiagem no qual há maior demanda pelas culturas, pode explicar, em parte, a falta de ajustes para as vazões mínimas.

Nesse sentido, vale mencionar, segundo levantamento realizado por Silva (2022), a bacia do Capão Comprido possui 172 pontos outorgados, dos quais 145 são captações subterrâneas, que totalizam uma vazão captada de 10.043 m³/dia. Dessas captações subterrâneas, 68% possuem vazões significantes segundo a legislação (<5.000 l/dia), o que reflete a importância de considerar a captação subterrânea quando da calibração do modelo. No entanto, nesse estudo, não houve inclusão dessas informações.

Porém, mesmo com resultado insatisfatório, é possível observar que o desempenho desta calibração não difere em muito dos resultados de outros trabalhos realizados na bacia do Capão Comprido. Ferrigo (2014), ao realizar a simulação e calibração na bacia do Descoberto e posterior verificação na bacia do Capão Comprido, obteve NSE de 0,4. Na mesma linha, Silva (2022), utilizando o SWAT Toolbox para a calibração e verificação, com passo diário, obteve NSE de 0,5. Ferreira (2019), com simulação e calibração mensal, também obteve NSE de 0,5.

No que se refere à calibração da descarga de sedimentos, o período aplicado foi de 2013 a 2017, obedecendo a proporção de 2/3 dos dados da série histórica para calibração e de 1/3 para a verificação. Quando se compara o gráfico da simulação da descarga de sedimentos após a calibração com a simulação obtida pelo modelo não calibrado (Figura 32), percebe-se que houve um incremento significativo, porém ainda com algumas discrepâncias. Em relação aos dados observados, a descarga sólida foi subestimada em praticamente todos os anos, principalmente no período chuvoso de dezembro de 2014 a março de 2015. Apenas no início de 2016 percebe-se uma pequena superestimação da descarga sólida que corresponde aos anos de baixa precipitação.

Os critérios de avaliação de desempenho, embora tenham melhorado consideravelmente, não atingiram valores considerados como satisfatórios, segundo Moriasi *et al.* (2015). Conforme se observa da tabela 20, o valor do NSE foi de -0,198, uma redução de quase 100% em relação do modelo não calibrado.

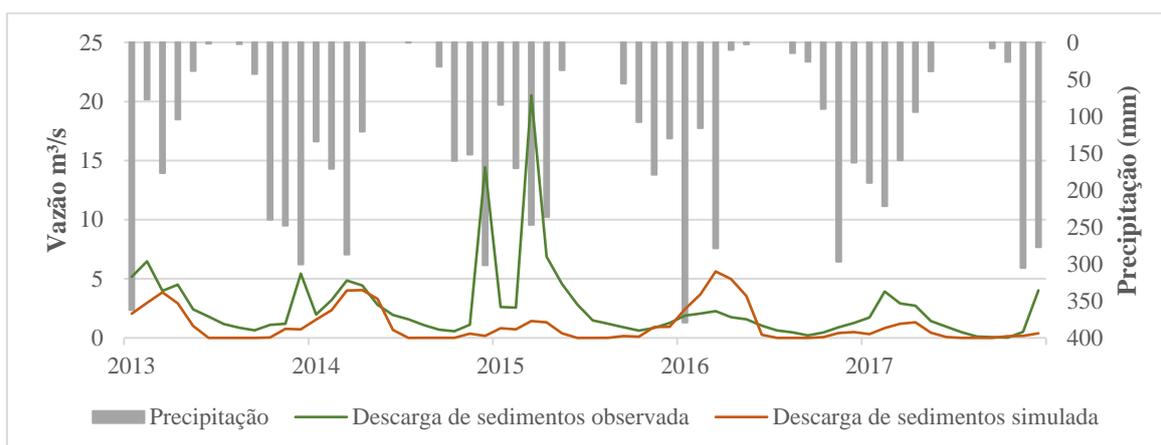


Figura 32 - Descargas de sedimentos observadas e simuladas após processo de calibração do córrego Capão Comprido - DF.

Tabela 20 - Critérios de avaliação de desempenho da simulação com parâmetros de descarga de sedimentos calibrados para o modelo SWAT+.

Critérios	Valores	Desempenho
NSE	-0,198	Insatisfatório
PBIAS	58.150	Insatisfatório
R2	0,05	Insatisfatório

5.1.5. Verificação

A verificação da simulação da vazão foi realizada para o período de 2016 a 2020. Essa etapa, mesmo com resultados ligeiramente melhores que a calibração em relação ao NSE e ao R^2 , também apresentou desempenho insatisfatório para a maioria dos critérios, como pode ser verificado na Tabela 21. A única variável estatística que mostra um bom desempenho é o PBIAS. Na figura 33 também é possível notar a diferença entre a vazão observada e simulada para o período de verificação, principalmente em relação às vazões mínimas, que foram superestimadas na simulação.

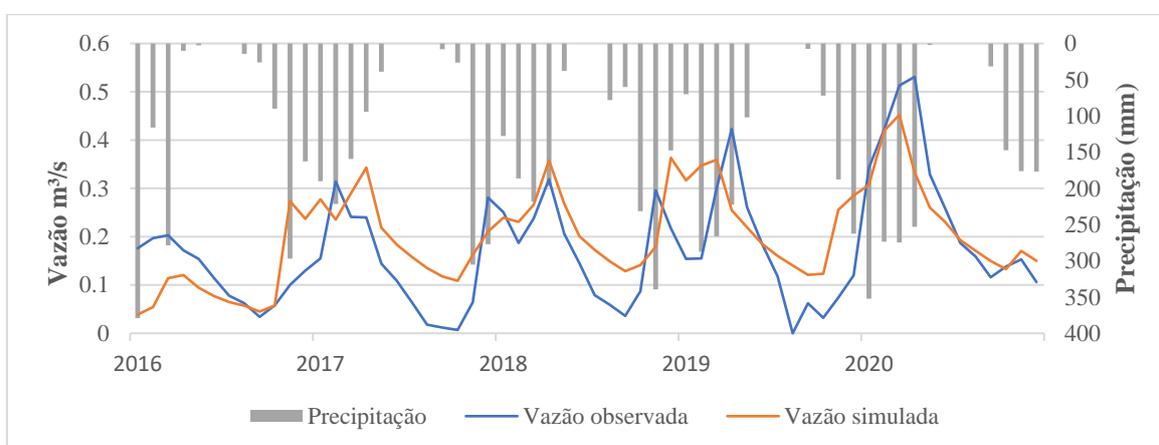


Figura 33 - Vazão observada e simulada para a verificação na bacia do Capão Cumprido-DF (Dados observados -Caesb).

Tabela 21- Critérios de avaliação de desempenho da verificação da vazão do córrego Capão Comprido.

Critérios	Valores	Desempenho
NSE	0.413	Insatisfatório
PBIAS	18.215	Bom
R2	0.47	Insatisfatório
LogNSE	0.06	Insatisfatório

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) para o período de verificação foi de 0,413, enquanto o coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,47. Porém, para o logNSE, o resultado foi bem abaixo do resultado do NSE e do logNSE da calibração, o que indica uma

verificação insatisfatória para os valores mensais, em que o modelo SWAT+ se mostrou, em certa medida, incapaz de reproduzir um bom ajuste entre os valores observados e simulados fora do período de calibração.

Porém, analisando o NSE, R2 e Pbias, da mesma maneira da calibração, os resultados da verificação também são similares aos dos outros estudos realizados na bacia do Capão Comprido. A tabela 22 sintetiza a análise de desempenho desses estudos.

Tabela 22- Avaliação de desempenho de estudos realizados na bacia do Capão Comprido.

		Simulação	Calibração	Verificação
		2005-2010		2010-2013
Ferrigo (2014)	NSE	-0.57	0.4	0.33
	Pbias	-	-	-
	R2	0.24	0.44	0.51
ADASA (2017)		2001-2013		2010-2013
	NSE	0.12	0.48	-0.14
	Pbias	-	-	-
	R2	0.39	0.5	0.53
	logNSE	0.23	0.59	0.56
Ferreira (2019)		2000-2010		2011-2017
	NSE	-1.23	0.5	0.21
	Pbias	-	-	-
	R2	0.49	0.49	0.53
Silva (2022)		2006-2015		2016-2020
	NSE	-0.55	0.5	0.18
	Pbias	16.18	16.09	-2.14
	R2	0.28	0.44	0.41

Silva (2022) entende que a escolha de parâmetros mais sensíveis e a verificação da amplitude de seus respectivos valores, bem como a utilização de softwares de análise de sensibilidade e de calibração automática mais adaptados, podem contribuir para resultados mais satisfatórios.

Assim como Silva (2022), a utilização do SWAT Toolbox, ferramenta ainda em desenvolvimento e aprimoramento, não se mostrou apropriada para a calibração e verificação do modelo na bacia do córrego do Capão Comprido. Muitos dos parâmetros presentes na versão anterior e determinantes para resultados melhores ainda não foram replicados no SWAT Toolbox, a exemplo do GW_DELAY, SHALLST, DEEPST, GWHT,

RCHRG_DP, que controlam o módulo de água subterrânea, o que pode ter contribuído para a calibração e verificação deficitárias, evidenciando os limites da versão atual da ferramenta.

Para Wagner *et al* (2022), um melhor desempenho do modelo SWAT+ para vazões baixas e muito baixas pode ser obtido se os parâmetros das águas subterrâneas forem calibrados de modo mais preciso. Alternativamente, o módulo de águas subterrâneas baseado em MODFLOW para SWAT+ fornece mais opções para representar melhor as águas subterrâneas. Vários autores (Aliyari *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2020; Molina-Navarro *et al.*, 2019) compararam as simulações SWAT e SWAT-MODFLOW e descobriram que o último teve melhor desempenho, especialmente na simulação de períodos de baixa vazão e recessão de vazões de pico.

A verificação da simulação da descarga de sedimentos no canal principal realizada para o período de 2018 a 2020 também não atingiu resultados considerados satisfatórios, conforme se observa no gráfico e tabela abaixo. Todos os critérios de avaliação de desempenho apresentaram resultados insatisfatórios.

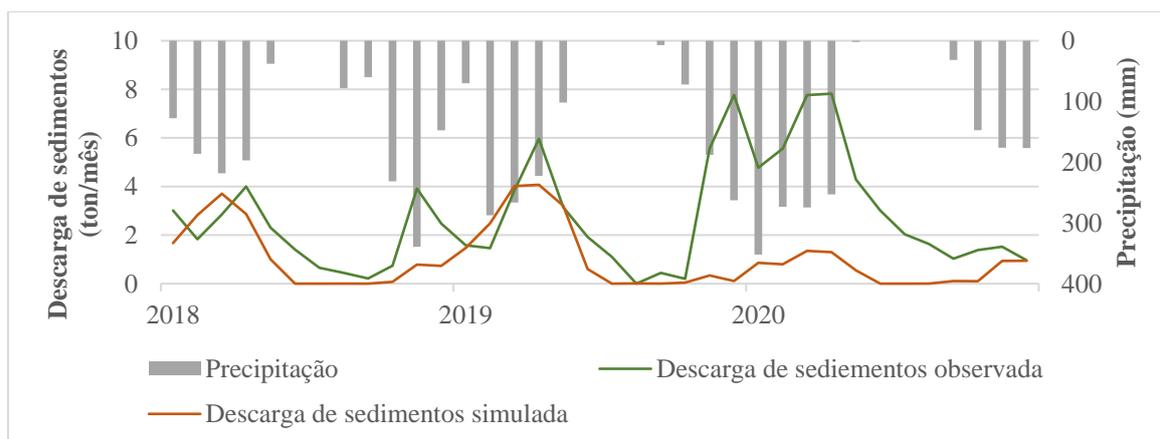


Figura 34 - Descarga sólida observada e simulada para a verificação na bacia do Capão Cumprido-DF.

Tabela 23 - Critérios de avaliação de desempenho da verificação da descarga de sedimentos do córrego Capão Comprido.

Critérios	Valores	Desempenho
NSE	-0.563	Insatisfatório
PBIAS	62.542	Insatisfatório
R2	0.10	Insatisfatório

Contudo, como apontado por Silva (2022), mesmo com resultados considerados insatisfatórios para calibração e verificação e com incertezas consideráveis, esses não invalidam o emprego da modelagem hidrosedimentológica no que tange à observação de comportamentos hidrológicos e de sedimentos de uma bacia hidrográfica, sob o aspecto quantitativo, a partir de alterações no uso do solo, em especial quanto às zonas ripárias, objetivo desse estudo. Além disso, os testes realizados possibilitam verificar, a partir de discretizações em unidades de paisagem, a influência de se detalhar melhor os processos que ocorrem especificamente nas áreas ripárias.

5.1.6. Análise do impacto das LSUs no balanço hídrico, na produção de sedimentos e no ciclo de nitrogênio e fósforo.

A simulação no SWAT+ resulta, dentre outros, na estimativa de valores relativos aos componentes do ciclo hidrológico, à produção de sedimentos e aos ciclos de nitrogênio e de fósforo. Para esse estudo, inicialmente, realizou-se comparação dessas saídas do SWAT+ na simulação da bacia do córrego do Capão Comprido, sob o aspecto das unidades de paisagem. A figura 35 representa o ciclo hidrológico simulado para as duas possibilidades de configurações do SWAT+ (com e sem a delimitação das unidades de paisagem - LSU), no período de 2006 a 2015, a partir do modelo calibrado. As tabelas 24 e 25 exibem um resumo dos valores, em milímetros (mm), bem como as relações correspondentes aos componentes do ciclo hidrológico.

A quantidade média anual dos componentes do ciclo hidrológico, de modo geral, é muito diversa nas duas configurações do modelo. O modelo simulado com determinação das LSUs apresentou valores superiores na maioria dos componentes, exceto quanto ao escoamento subsuperficial, à percolação e à capilaridade, que tiveram, respectivamente, redução de 18,80%, 0,70% e de 4,82%. Isso pode ser explicado pelo fato de que cada LSU tem suas próprias Unidades de Resposta Hidrológicas (HRU), de forma que as quantidades previstas dos componentes do balanço hídrico no nível HRU são somadas no nível da unidade de paisagem.

Observa-se, também, que as maiores diferenças são notadas nos valores referentes ao escoamento superficial, ao escoamento subsuperficial e ao fluxo de retorno, esse último a diferença foi mais acentuada (420,93 mm). Isso pode indicar diferenças de deslocamento da água em relação as duas configurações. Na simulação com LSUs, a água se desloca

preferencialmente pela superfície, ao passo que na simulação sem LSUs, o deslocamento da água é preferencialmente subterrâneo.

Tabela 24- Valores dos componentes do ciclo hidrológico, em milímetros, da bacia do Capão Comprido para as simulações com diferentes discretizações espaciais (com LSU e sem LSU).

Componentes do Ciclo Hidrológico	Simulação sem LSU	Simulação com LSU	Variação
Precipitação	1431,99	1431,99	-
Evapotranspiração	710,85	723,68	1,77%
Escoamento Superficial	56,63	93,08	39,15%
Escoamento Subsuperficial	162,02	136,38	-18,80%
Percolação	445,72	442,61	-0,70%
Capilaridade	20,22	19,29	-4,82%
Fluxo de retorno	445,17	866,10	48,60%
Recarga de aquífero profundo	15,31	17,40	12,01%

Tabela 25- Relações do ciclo hidrológico da bacia do Capão Comprido para cada simulação.

Relações	Simulação sem LSU	Simulação com LSU
Deflúvio/Precipitação	0,46	0,77
Fluxo de base/Vazão	0,91	0,92
Escoamento superficial/Vazão	0,09	0,08
Percolação/Precipitação	0,31	0,31
Recarga de Aquífero Profundo/Precipitação	0,01	0,01
Evapotranspiração/Precipitação	0,50	0,51

Quanto ao escoamento superficial, a diferença entre as duas configurações foi de 39,15%, porém ambos os resultados condizem com os valores obtidos para a região. Ferrigo (2014) averiguou, utilizando o SWAT, que a bacia do Capão Comprido apresenta valor de escoamento inferior a 300 mm na área de drenagem, devido, principalmente, a baixa impermeabilidade da bacia.

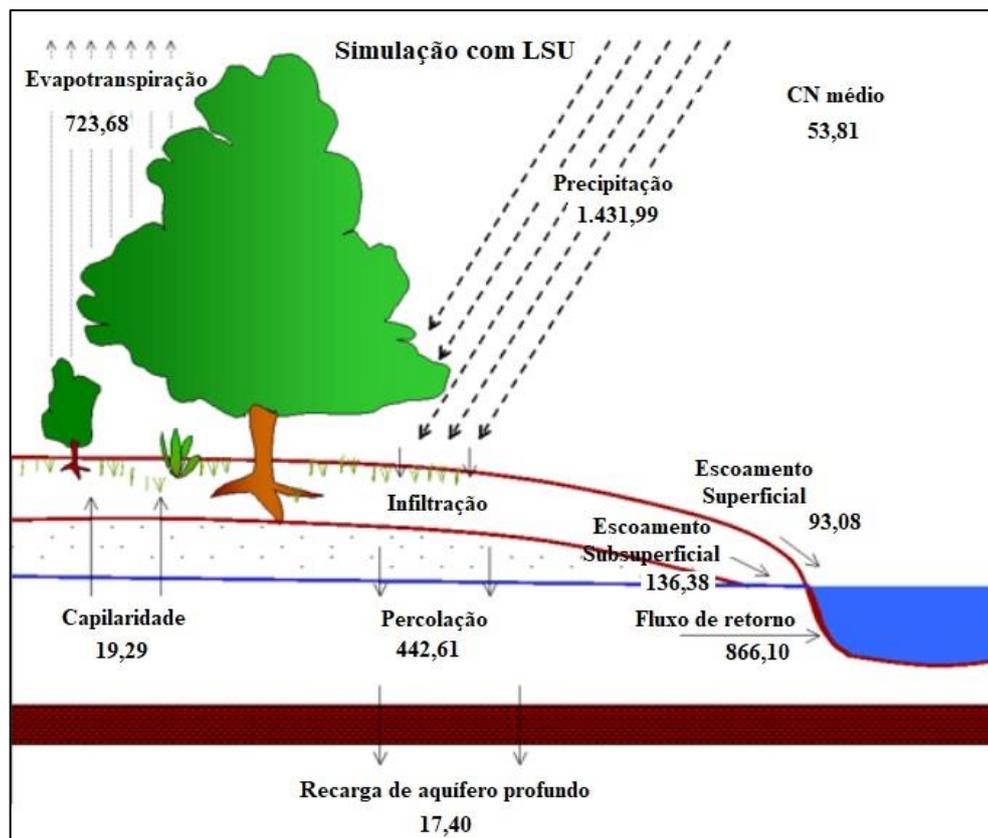
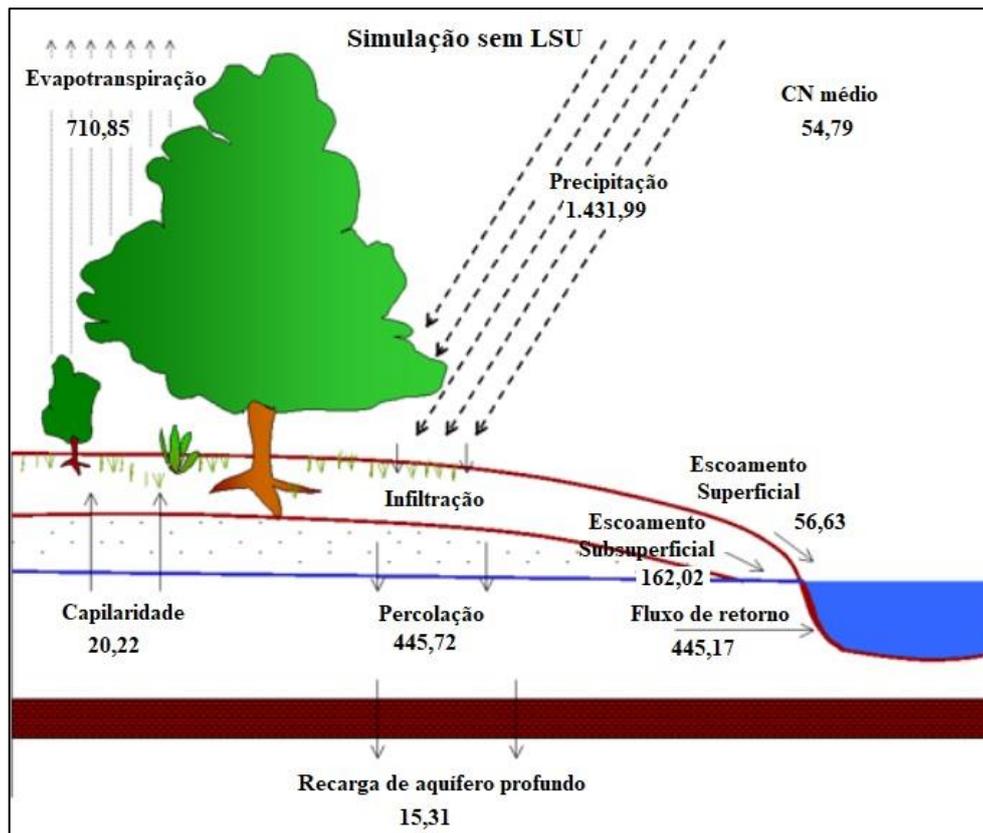


Figura 35 - Ciclo hidrológico simulado na bacia do Capão Comprido (DF), com o modelo SWAT+, no período de 2006 a 2015, com e sem a delimitação de LSU).

Por outro lado, em ambas as situações, os resultados da percolação, da capilaridade e do e fluxo de retorno diferem consideravelmente dos valores obtidos em estudos anteriores realizados na bacia do Capão Comprido (tabela 26). Como Ferrigo (2014) e Ferreira (2019) utilizaram a versão anterior do modelo SWAT, as diferenças nesses componentes podem ser explicadas devido ao desempenho ruim do SWAT+ na representação dos processos de águas subterrâneas. Bailey *et al* (2020) atribuíram essa limitação, dentre outras, ao fato de o fluxo de águas subterrâneas no SWAT+ ser simulado apenas se o armazenamento de água exceder ao limite especificado pelo usuário e não devido a gradientes hidráulicos. Além disso, no SWAT+, cada aquífero é tratado como um sistema homogêneo, no qual as propriedades como condutividade hidráulica não variam no espaço.

Tabela 26- Valores relacionados aos componentes do ciclo hidrológico de simulações realizadas na bacia do Capão Comprido.

Componentes	Ferrigo (2014)	Ferreira (2019)	Silva (2022)
Precipitação	1438,3	1380,0	1413,71
Evapotranspiração	696,5	628,5	959,4
Escoamento superficial	42,32	94,29	89,39
Escoamento subsuperficial	144,8	118,57	46,78
Percolação	572,2	540,34	348,63
Capilaridade	27,75	66,81	30,48
Fluxo de retorno	543,64	480,37	518,65
Recarga de aquífero profundo	28,61	17,29	18,18

Contudo, mesmo com divergências em relação aos valores absolutos, as relações entre os componentes do ciclo hidrológico concordam muito bem com os valores estimados por Ferrigo (2014), em simulação da Bacia Hidrográfica do Capão Comprido para o período de 2005 a 2013, com exceção apenas para a razão entre percolação e precipitação, que nesta simulação os valores são inferiores (0,31 e 0,31) ao da referida autora (0,40).

Chama atenção a relação entre deflúvio e a precipitação na simulação com LSU, que foi 40% maior. Essa relação demonstra que 77% da precipitação é convertida em deflúvio, com indícios de que a presença das unidades de paisagem afeta a quantidade de água que efetivamente flui na bacia hidrográfica. Apesar da pequena diferença entre as relações do escoamento superficial e a vazão, essa razão também indica o efeito das LSUs na redução do escoamento superficial em relação à vazão.

Importante observar também o impacto do uso do solo na bacia do Capão Comprido sobre os componentes do balanço hídrico em relação às duas configurações do SWAT+. A figura 36 mostra a distribuição espacial da evapotranspiração, escoamento superficial e da percolação com ambas as simulações.

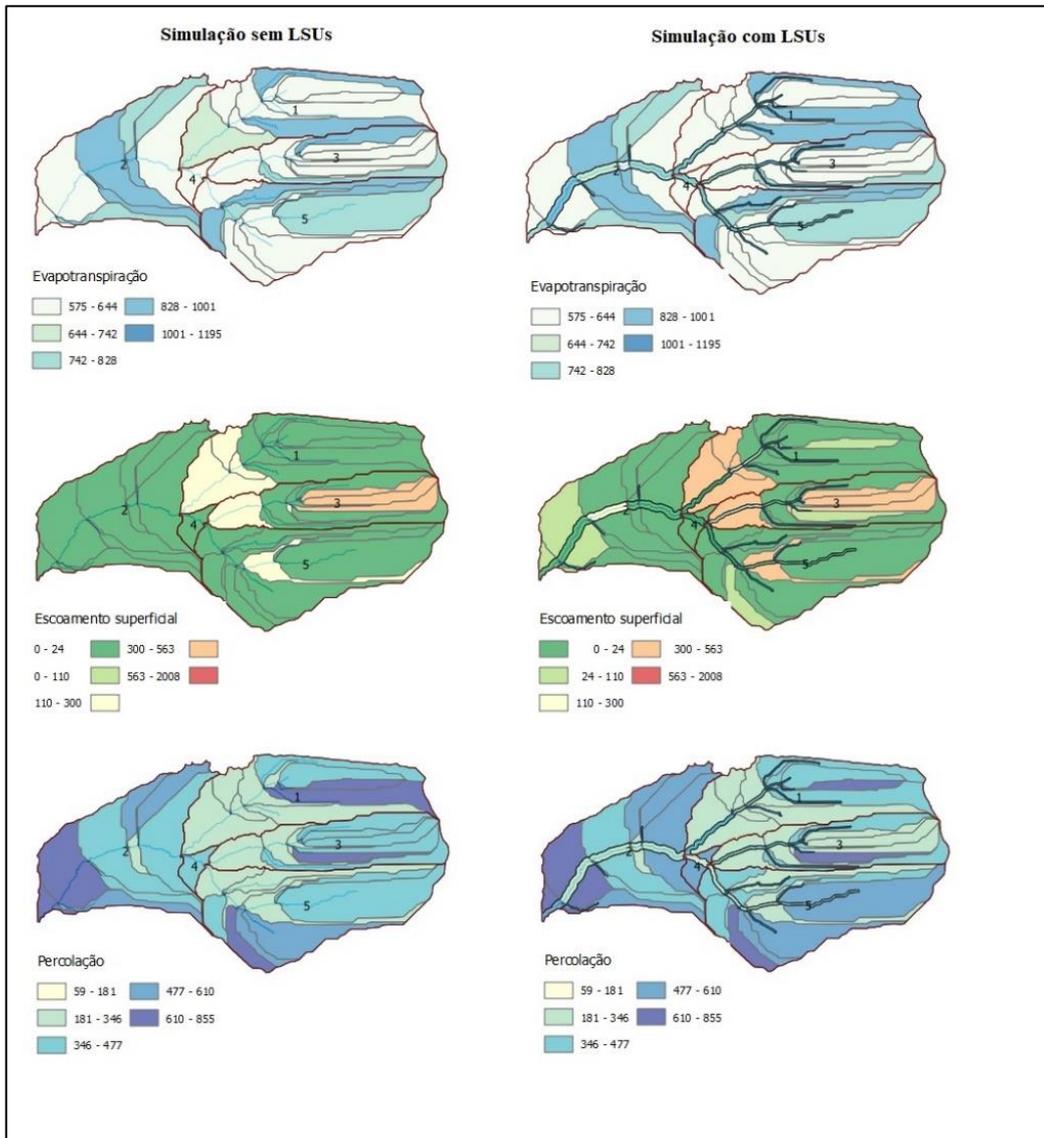


Figura 36 - Distribuição espacial da evapotranspiração, escoamento superficial e da percolação com simulação com e sem LSUs (dados em milímetros).

Pela análise da imagem acima, percebe-se que não houve muita variabilidade entre as duas situações, ambas apresentaram basicamente a mesma distribuição espacial em relação aos componentes analisados, apenas com acréscimo dos valores e a inclusão das LSUs. Contudo, na simulação com LSU é possível notar as diferenças que ocorrem nas *floodplains* e nas *uplands* em relação aos componentes do balanço hídrico. No escoamento

superficial, por exemplo, na área central da bacia hidrográfica, as *uplands* apresentaram valores entre 300 a 563 milímetros ao passo que nas *floodplains* dessa mesma área os resultados variaram entre 0 a 24 milímetros. Comparando, ainda, com o mapa de uso e ocupação do solo, verifica-se que os valores máximos de evapotranspiração em ambas as simulações se concentram nas áreas mais próximas de vegetação. Quanto ao escoamento superficial, os valores são mais acentuados nas áreas de solo exposto e de atividades agrícolas, principalmente onde há maior concentração das pequenas propriedades rurais, na porção leste da bacia. Já em relação à percolação, as menores taxas são registradas na região central da bacia hidrográfica, onde predominam os cambissolos e o cerrado campestre com declividade ondulada e forte ondulada.

Quanto à produção de sedimentos e ao ciclo de nitrogênio e fósforo, o modelo não passou pelo processo de calibração em relação à carga de nutrientes, contudo, ainda assim, os resultados dessas saídas, para uma análise inicial, são representativos para a compreensão do comportamento desses nutrientes na bacia do Capão Comprido. As figuras 37, 39, e 40 representam a produção de sedimentos e o ciclo do nitrogênio e fósforo também simulados para as duas situações, no período de 2006 a 2015.

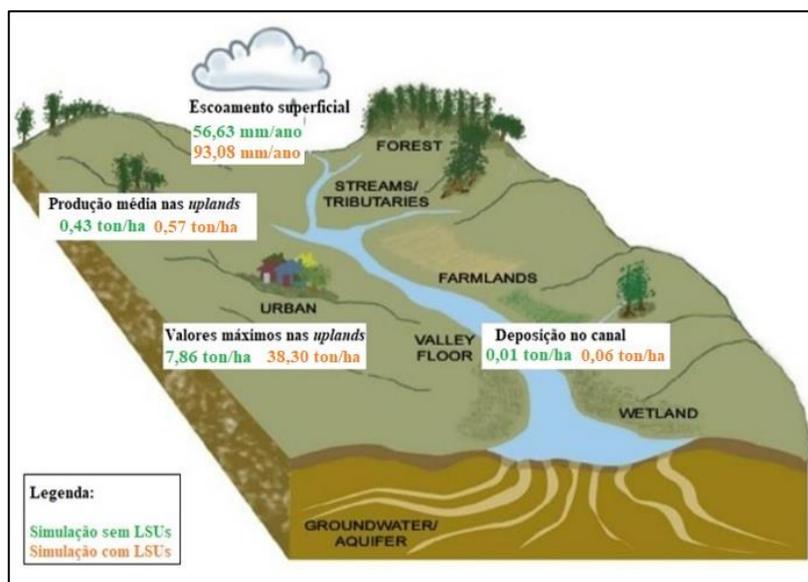


Figura 37 - Representação da produção de sedimentos para a simulação sem LSUs e com LSUs.

No que diz respeito a produção de sedimentos, da análise da tabela 27, a simulação com LSU, em termos de valor máximo, produziu mais sedimentos durante o período analisado, ao passo que houve acréscimo de 83,33% na deposição de sedimentos no canal, situação que indica possível interferência das áreas de planície na contribuição de

sedimentos. A produção média de sedimentos nas *uplands* também foi maior na simulação com LSU. A figura 38 mostra a distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido para ambas as simulações.

Tabela 27- Valores para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF) para as simulações do modelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.

Componentes	Simulação sem LSU	Simulação com LSU	Variação
Escoamento Superficial anual (mm/ano)	56,63	93,08	39,15%
Produção média de sedimentos nas <i>uplands</i> (ton/ha)	0,43	0,57	24,56%
Valor máximo de produção de sedimentos (ton/ha)	7,86	38,30	79,47%
Deposição de sedimentos no canal (ton/ha)	0,01	0,06	83,33%

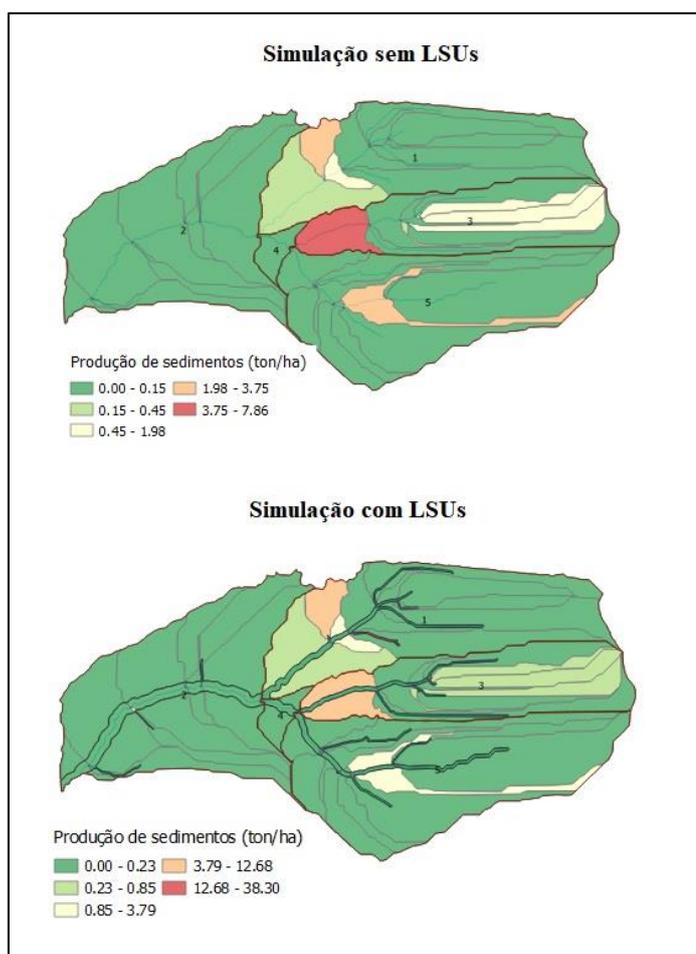


Figura 38 - Distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido-DF.

Analisando a figura 38, percebe-se certa semelhança entre as áreas de maior produção de sedimentos em ambas as simulações. As sub-bacias 1, 3 e 5 foram as que mais tiveram o aporte de sedimentos, indicando trata-se das áreas mais críticas e propensas à ocorrência de processos erosivos. Ao analisar os mapas de solo, uso e cobertura do solo e declividade da bacia, observa-se que o solo das regiões central e leste da bacia são, em sua grande maioria, os cambissolos e latossolos vermelho, enquanto os usos e coberturas do solo são o cerrado campestre em declividade ondulada e forte ondulada na região central e benfeitorias e atividades agrícolas em declividade suave ondulada na região leste, na sub-bacia 3. A junção desses fatores contribui para formação de sedimentos e carreamento deste para a calha do córrego Capão Comprido.

Para a produção de nitrogênio e fósforo (figuras 39 e 40), os valores iniciais de ambos os nutrientes foram definidos pelo próprio SWAT, sem ajustes nas contribuições via fertilizantes. As diferenças de valores dos componentes do ciclo do nitrogênio entre as duas simulações se mostraram mais significativas do que as do ciclo do fósforo (tabelas 28 e 29). Uma possível explicação para isso se deve a alta reatividade do nitrogênio, o que interfere na mobilidade desse elemento, ao passo que a mobilidade do fósforo é mais reduzida.

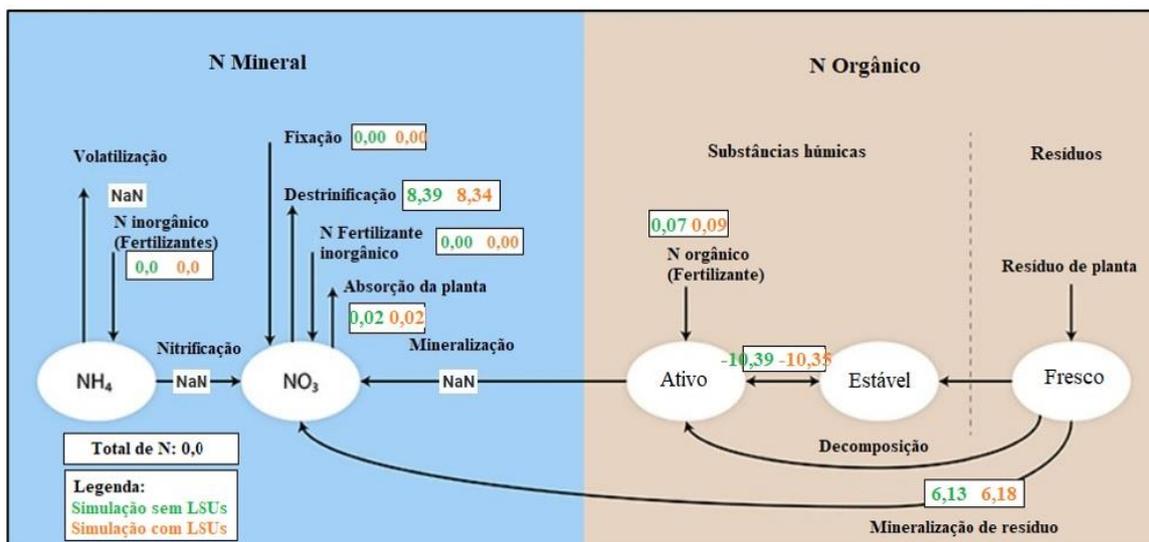


Figura 39 - Representação do ciclo do nitrogênio simulado pelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.

Tabela 28-Valores dos componentes do ciclo do nitrogênio para as simulações sem LSUs e com LSUs.

Ciclo do Nitrogênio			
Componentes (kg/ha)	Simulação sem LSU	Simulação com LSU	Variação
N orgânico (fertilizantes)	0,07	0,09	22,22%
Transição estável-ativo	-10,39	-10,35	-0,39%
Mineralização de resíduo	6,13	6,18	0,81%
Desnitrificação	8,39	8,34	-0,60%
Absorção pela planta	0,02	0,02	0,00%

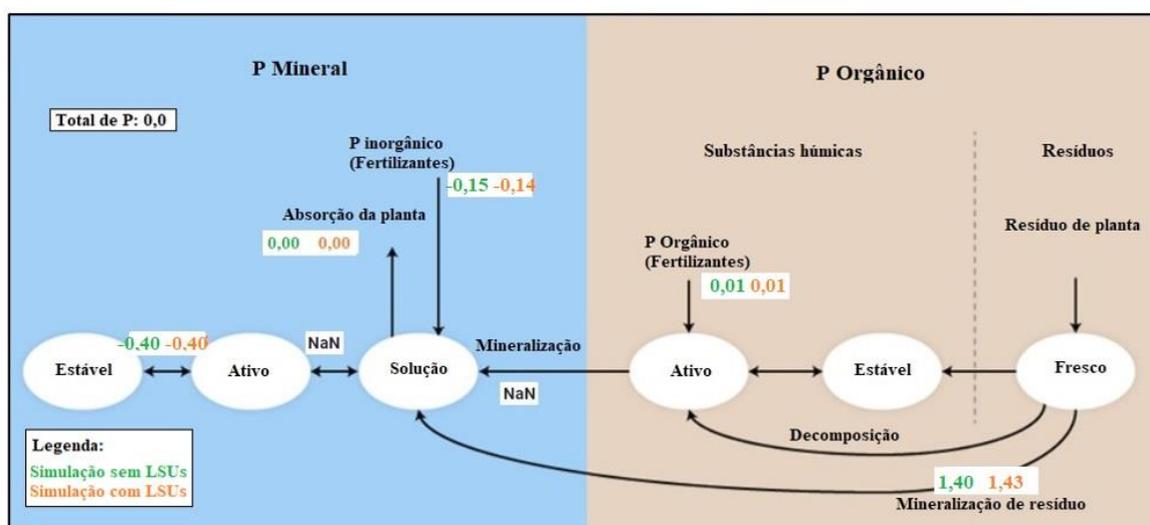


Figura 40 - Representação do ciclo do fósforo simulado pelo SWAT+ sem LSUs e com LSUs.

Tabela 29- Valores dos componentes do ciclo do fósforo para as simulações sem LSUs e com LSUs.

Ciclo do Fósforo			
Componentes (kg/ha)	Simulação sem LSU	Simulação com LSU	Variação
P orgânico (fertilizantes)	0,01	0,01	0,00%
P inorgânico (fertilizantes)	-0,15	-0,14	-7,1%
Mineralização de resíduo	1,40	1,43	2,1%
Transição estável-ativo	-0,40	-0,40	0,00%
Absorção pela planta	0,00	0,00	0,00%

Na simulação com LSU houve pequena redução na desnitrificação, o que implica em maior concentração de NO₃ no solo e pode influenciar potencialmente a qualidade da água e

levar à eutrofização. Destaca-se que o processo de desnitrificação ocorre geralmente quando a saturação do solo se encontra acima de 60%, em condições anaeróbicas. A esse respeito, analisando o ciclo hidrológico, na simulação com LSUs, nota-se que houve maior produção de água quando comparado com a simulação sem LSUs, o que tornaria o solo mais próximo da condição de saturação e conseqüentemente mais propício para o processo de desnitrificação, porém o que se verifica é a maior quantidade de N retornando para atmosfera na simulação sem LSU. Por outro lado, a quantidade de resíduos de nitrogênio mineralizada foi maior na simulação com LSU, com aumento da disponibilidade de N para as plantas. Diferente da desnitrificação, a mineralização diminui com a redução de umidade no solo, o que está mais condizente com a condição apresentada na simulação com LSU.

A partir dessa diferenciação na configuração do SWAT+, constata-se que as unidades de paisagem (LSUs) influenciaram de modo significativo no comportamento dos componentes do balanço hídrico, da produção de sedimentos e de nutrientes, com notória distinção dos aspectos analisados. Essa análise indica potencial das simulações utilizando-se a configuração com LSUs, contudo, para melhor representação dos processos e comparação mais realista, é necessário ajustar a calibração, inclusive em relação aos parâmetros das áreas altas e das áreas de planície de inundações, de modo a diferenciar também as duas unidades de paisagem e melhor representar a bacia hidrográfica. Portanto, para verificar se a representação é mais ou menos fidedigna, outros estudos devem ser realizados nesse sentido com mais detalhes.

Para Bieger *et al* (2019), distinguir as *uplands* das *floodplains* no SWAT+ leva a uma representação melhor do estado de saturação dessas duas LSUs, especialmente no que diz respeito às zonas ribeirinhas que são frequentemente caracterizadas por mais umidade do solo e por períodos prolongados de saturação.

5.2. SIMULAÇÃO DOS CENÁRIOS

5.2.1. Análise da influência do incremento das zonas ripária no balanço hídrico.

Para a análise do impacto da integralidade das zonas ripárias no balanço hídrico, na produção de cargas de sedimentos e nutrientes, e por extensão, na qualidade da água, realizou-se a simulação dos cenários de uso e ocupação do solo, com variações nas

dimensões das zonas ripárias, aqui tratadas como APPs. As dimensões das APPs para a composição dos cenários tiveram como base os arts. 4º e 61-A do Código Florestal e uma extrapolação para um cenário mais antropizado. A figura 41 ilustra os cenários com APPs de 15, 30, 50 e 100 metros e cenário com conversão de APP preservada por solo exposto.

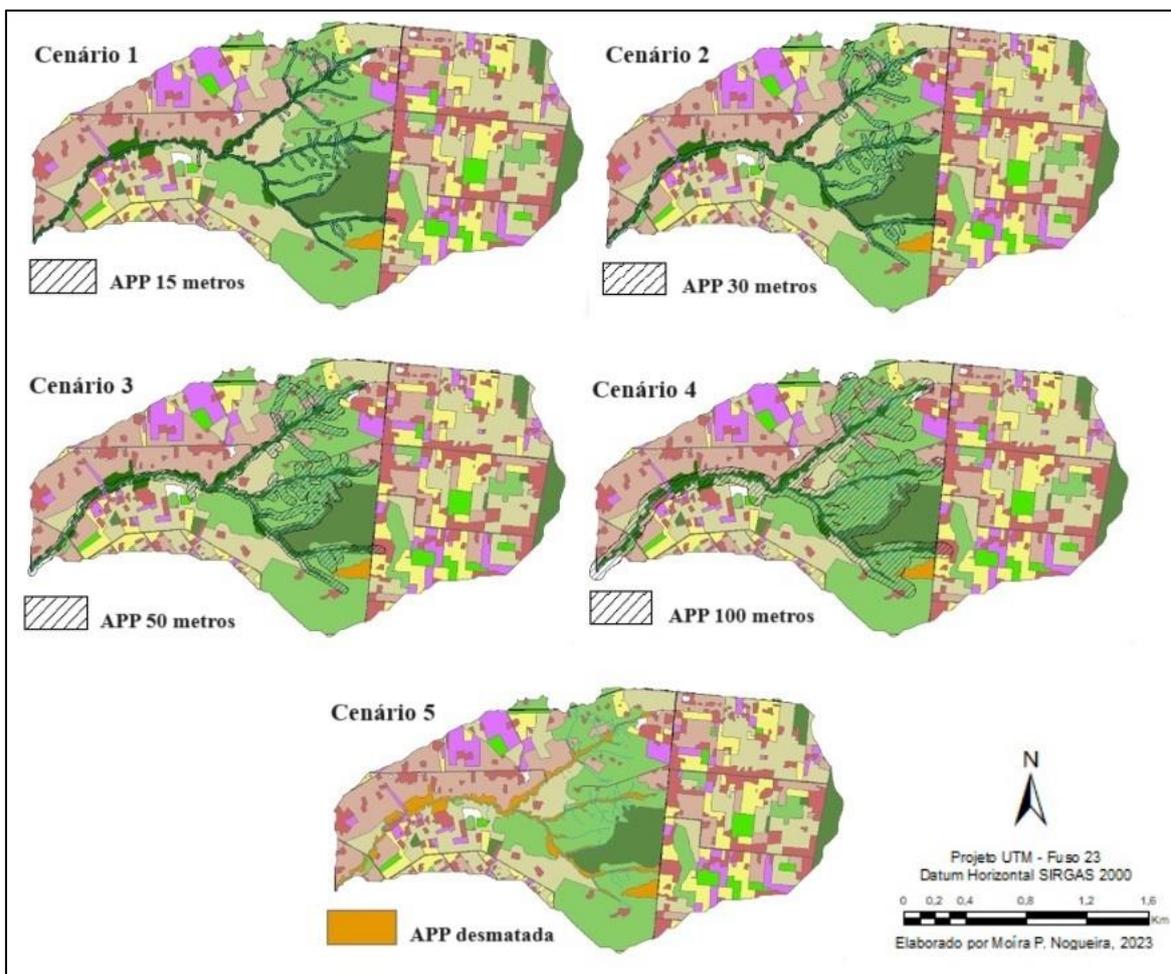


Figura 41 - Cenários com APPs de 15, 30, 50 e 100 metros de extensão e cenário com conversão de APP preservada por solo exposto na bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido (DF).

A simulação hidrológica foi realizada com a determinação das LSUs e para o mesmo período da calibração (2006 a 2015), a partir do modelo calibrado. A tabela 30 apresenta o resumo dos valores, em milímetros (mm), dos componentes do ciclo hidrológico da bacia do Capão Comprido, para cada cenário analisado.

Observa-se, pela tabela 30, que a evapotranspiração aumenta com o incremento da APP. O maior registro foi na simulação com APP de 100m seguido do cenário de APP de 50m, o que sugere forte influência da vegetação ribeirinha para esse processo. Em comparação com o cenário de APP de 30m, a evapotranspiração do cenário de APP 15m praticamente não houve variação. Além disso, em todos os cenários simulados, o fluxo de retorno foi o componente de principal contribuição para o ciclo hidrológico, seguido da evapotranspiração e percolação.

Tabela 30- Componentes do ciclo hidrológico para cada cenário de preservação de APP.

Componentes do Ciclo Hidrológico	APP desmatada	APP 15m	APP 30m	APP 50m	APP 100m
Precipitação	1431,99	1431,99	1431,99	1431,99	1431,99
Evapotranspiração	714,16	722,35	722,42	731,71	747,83
Escoamento Superficial	116,61	96,37	94,39	85,36	72,64
Escoamento Subsuperficial	127,44	135,62	136,13	136,02	133,70
Percolação	437,89	441,46	442,82	442,98	442,32
Capilaridade	19,29	19,29	19,29	19,30	19,30
Fluxo de retorno	861,40	864,95	866,31	866,69	865,60
Recarga de aquífero profundo	17,37	17,39	17,40	17,41	17,43

À medida que a extensão da APP aumenta, nota-se a redução do escoamento superficial na bacia e aumento do escoamento subsuperficial, percolação, fluxo de retorno e recarga de aquífero profundo, o que indica efeito relevante da presença de vegetação ripárias sobre a infiltração da água no solo. Esses resultados estão alinhados com estudos bibliográficos que enfatizam a importância das zonas ripárias na conservação e regulação dos recursos hídricos, com destaque para os benefícios da vegetação ribeirinha para redução do escoamento superficial e aumento da infiltração.

Gomes *et al.* (2019), em estudo realizado na bacia hidrográfica do Barroco/SP, indicaram que o volume total de escoamento superficial gerado nas áreas de mata ciliares foi três vezes menor quando comparado com áreas cultivadas com cana-de-açúcar. Os autores atribuíram essa diferença ao fato de as matas ciliares apresentarem maior porosidade do solo, consequência da maior concentração de matéria orgânica e do número de raízes, o que contribui para uma maior capacidade de infiltração e percolação da água.

Silva (2022), ao simular cenário de uso do solo conservacionista na bacia do Capão Comprido, cujas características incluíam a preservação das APP e conservação da vegetação nativa, verificou o incremento de 2% nas taxas de percolação/infiltração e de recarga de aquífero, bem como redução de 30% do escoamento superficial em comparação ao cenário convencional.

Sob a ótica das unidades de paisagem, a bacia hidrográfica apresenta comportamentos distintos entre as áreas mais elevadas (*uplands*) e as planícies de inundações (*floodplains*). Assim, com intuito de compreender a dinâmica dessas áreas em relação ao ciclo hidrológico, analisou-se a variação do escoamento superficial, da evapotranspiração e da percolação em cada cenário e em cada LSU. A tabela 31 mostra os valores médios anuais, em milímetros (mm), dos referidos componentes.

O escoamento superficial nas *floodplains* possui, em todos os cenários, valores superiores aos registrados nas *uplands*. Isso porque nas áreas mais elevadas da bacia hidrográfica, o déficit de umidade do solo entre os eventos de chuva é maior, o que contribui para que o escoamento superficial gerado seja evaporado ou infiltrado no solo com mais facilidade, como se nota nos dados de percolação das *uplands*, que apresentaram valores superiores aos das *floodplains*. Além disso, o escoamento residual é carregado para as planícies de inundações, impactando, por consequência, no aumento de volume do escoamento superficial e da saturação dessas áreas.

Tabela 31- Valores médios anuais simulados, em milímetros (mm), do escoamento superficial, da evapotranspiração e da percolação (Bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido -DF).

Cenários	Escoamento superficial		Evapotranspiração		Percolação	
	<i>Uplands</i>	<i>Floodplains</i>	<i>Uplands</i>	<i>Floodplains</i>	<i>Uplands</i>	<i>Floodplains</i>
APP desmatada	144,26	404,72	692,19	672,95	409,68	277,82
APP 15m	106,76	139,52	701,38	755,15	415,60	311,17
APP 30m	106,64	131,92	705,30	757,23	415,14	316,47
APP 50m	98,74	116,43	714,83	775,72	414,90	314,15
APP 100m	73,64	155,24	743,96	774,93	414,36	303,06

Nesse ponto, Rathens *et al.* (2022) explica que a saturação das planícies de inundações, principalmente no período chuvoso, diminui a capacidade de infiltração tanto

da precipitação quanto do escoamento superficial derivado das *uplands*, de maneira que a precipitação que cai nessas áreas resulta em maior escoamento superficial. Essa circunstância sugere maior incidência de eventos de cheias nas *floodplains*.

Percebe-se que nas *floodplains* o escoamento superficial reduz até o cenário com APP de 50 metros, a partir de então há aumento de 25%, que pode ser explicado pelo acréscimo das áreas de drenagem das planícies em detrimento das áreas de planalto. Da mesma maneira, porém em sentido oposto, ocorre com a percolação, com redução de 3,5% nas *floodplains*.

As taxas de evapotranspiração também foram maiores nas *floodplains* em quase todos os cenários, com exceção apenas do cenário de APP desmatada, possivelmente devido à redução da área de vegetação do tipo mata de galerias presente nas áreas de planícies e maior influência da umidade do solo exposto nesse processo.

Do ponto de vista do comportamento da vazão do córrego Capão Comprido, verifica-se, de modo geral, semelhança entre todos os cenários, apenas pequenas distinções na simulação dos picos de vazão, principalmente nos anos 2007 e 2015, conforme pode ser observado na figura 42. Da análise gráfica também é possível perceber, mesmo que de forma discreta, a redução dos picos de vazão na maioria dos anos à proporção que há o incremento das APPs.

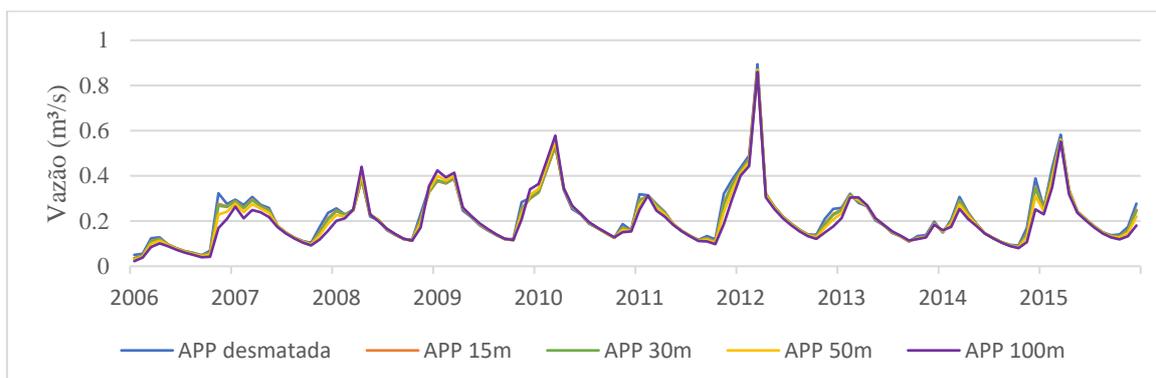


Figura 42 - Vazão do córrego Capão Comprido nos diferentes cenários.

Como esperado, os resultados mostram que integralidade das zonas ripárias desempenha papel importante na modulação do ciclo hidrológico e no comportamento da vazão dos cursos d'água. A vegetação contribui para maior infiltração da água da chuva, reduzindo o escoamento superficial e aumentando a recarga de aquíferos.

5.2.2. Análise da influência da integridade das zonas ripárias na produção de sedimentos e de nutrientes.

Seguindo o mesmo padrão do escoamento superficial, a produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido reduziu consideravelmente à medida que houve incremento da cobertura das APPs, conforme se observa na tabela 32.

Pela análise da tabela abaixo, verifica-se que a menor produção de sedimentos foi registrada no cenário com APP de 100m. Em comparação com o cenário de APP desmatada, houve redução de 96,5% na produção média de sedimentos nas *uplands* e de 95,3% no valor máximo produzido por hectare, demonstrando a importância da preservação e incremento dessa faixa de proteção na atenuação da carga de sedimentos.

No entanto, destaca-se que o incremento da APP em 15m já surte efeitos positivos em relação à produção de sedimentos, como se nota da redução acentuada dos valores desse cenário em relação aos valores da APP desmatada. Em comparação com essa área, a APP de 15m reduziu em 61,2% a produção média de sedimentos nas *uplands* e em 82,5% o valor máximo de produção de sedimentos por hectare, o que significa uma diferença de -35,39% e de -12,8% dos respectivos itens em relação ao melhor cenário (APP 100m).

Tabela 32- Dados de produção de sedimentos simulados para cada cenário de APP (Bacia hidrográfica do córrego Capão Comprido -DF).

Componentes	APP desmatada	APP 15m	APP 30m	APP 50m	APP 100m
Escoamento Superficial anual (mm/ano)	116,61	96,37	94,39	85,36	72,64
Produção média de sedimentos nas <i>uplands</i> (ton/ha)	1,47	0,57	0,54	0,20	0,05
Valor máximo de produção de sedimentos (ton/ha)	72,51	12,68	12,68	6,99	3,35
Deposição de sedimentos no canal (ton/ha)	-0,30	0,06	0,06	0,12	0,12

Somando-se à essa observação, percebe-se que não houve diferenças consideráveis entre os cenários de APP 15m e de 30m. A APP de 30 metros reduziu o escoamento

superficial em apenas 2% e a produção média de sedimentos em 5,2%. Esses resultados demonstram, pelo menos em aspectos quantitativos do aporte de sedimentos, que a redução da largura da APP em 15m, como é permitido pelo código florestal para propriedades rurais com área superior a 2 e até 4 módulos fiscais, não resulta em perdas significativas para a conservação da integridade dos recursos hídricos da bacia do Capão Comprido. Contudo, recomenda-se, posteriormente, uma avaliação com base em dados de manejo parametrizados.

Esses resultados condizem com os de *Liu et al.* (2008), *Lyu et al.* (2021) e Távora (2017). Esse último, em estudo sobre a zona ripária de Cerrado, na bacia do córrego Capetinga, afirma que faixas laterais de proteção, tão estreitas como 5 metros, já exibem significativa melhoria na qualidade das águas em termos de concentração média de sólidos em suspensão.

Quanto à deposição de sedimentos no canal, os valores demonstram uma variação crescente em relação à largura da APP. Os cenários de APP de 15m e de 30m obtiveram valores semelhantes, ao passo que os cenários com APP desmatada teve menor taxa de deposição de sedimentos no canal. Uma explicação possível para esse comportamento, é a contribuição dos sedimentos gerados nas próprias matas de galerias, atuando, portanto, como fonte de sedimentos para os córregos. Além disso, ressalta-se as características edafoclimáticas e manejo da bacia hidrográfica também desempenham importante papel nesse processo e podem ter sobressaído nessa simulação.

Considerando a espacialização pelas unidades de paisagem, a produção de sedimentos no cenário de APP desmatada concentra-se, majoritariamente, nas *floodplains*, conforme se observa na figura 43 e na tabela 33. Porém, à medida que a área vegetada da APP aumenta até o limite de 50 metros, observa-se a redução mais acentuada do aporte de sedimentos nas *floodplains* e nas *uplands*, o que reforça a consideração feita a respeito do impacto da vegetação nativa nas áreas de preservação permanente para a atenuação da produção de sedimentos que causam assoreamento e alterações diversas nos ecossistemas aquáticos. Contudo, nas *floodplains* com APP de 100m houve um pequeno aumento da produção de sedimentos em relação ao cenário de APP de 50m, evidenciando a participação das planícies de inundações como fonte de sedimentos e como área de retenção para posterior liberação.

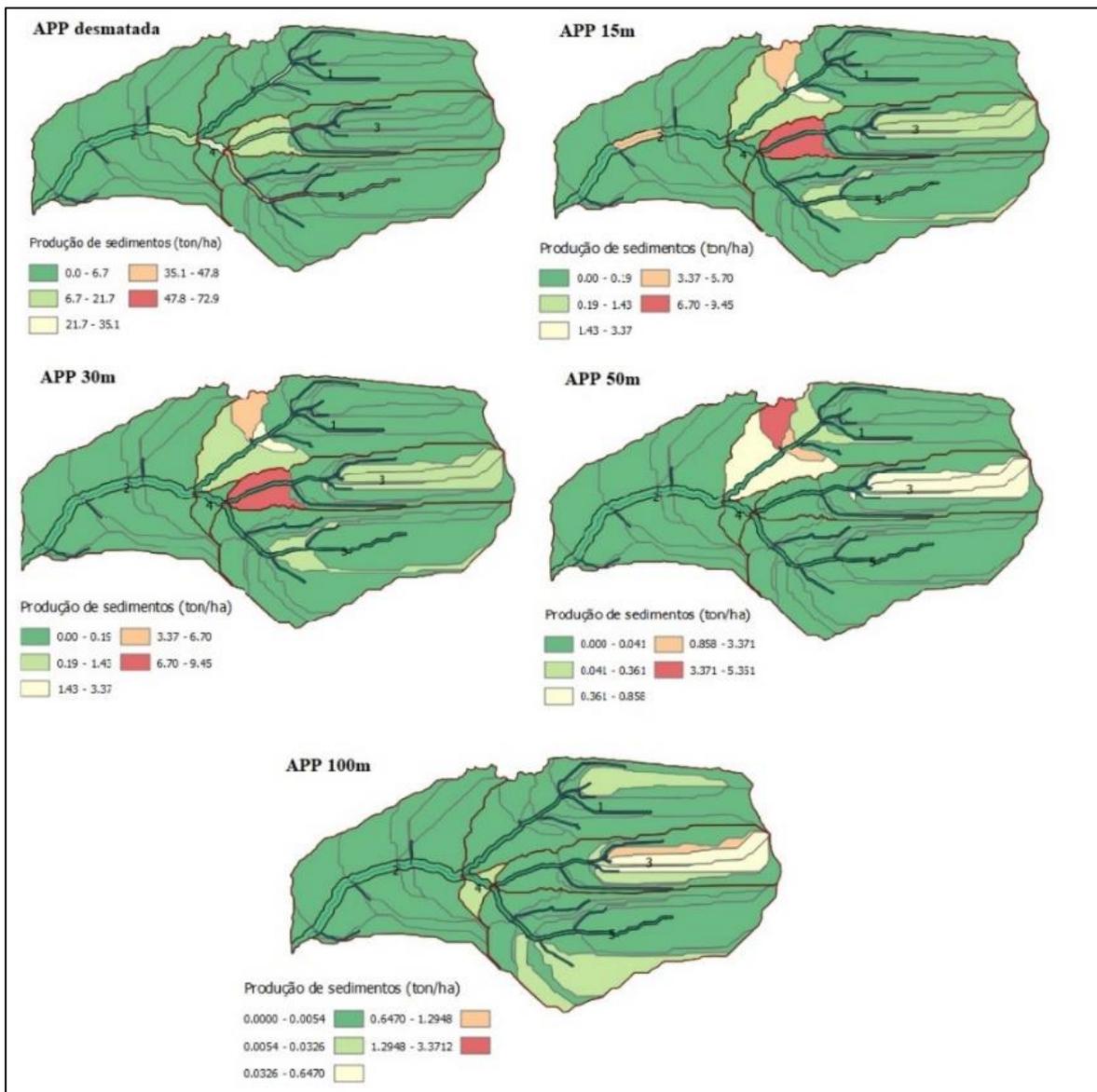


Figura 43 - Representação da distribuição espacial da média anual da produção de sedimentos na bacia do Capão Comprido para cada cenário.

Tabela 33- Média anual de produção de sedimentos por unidade de paisagem para cada cenário de APP.

Cenários	Produção de sedimentos (ton/ha)	
	<i>Uplands</i>	<i>Floodplains</i>
APP desmatada	1,72	17,78
APP 15m	0,58	0,44
APP 30m	0,58	0,32
APP 50m	0,25	0,08
APP 100m	0,03	0,11

Da análise da tabela 33, nota-se, também, uma redução significativa do aporte de sedimentos no cenário de APP desmatada em relação aos demais cenários, o que sugere que as ordens de grandeza podem estar enviesadas devido a falhas na calibração do modelo. Porém, do teste de sensibilidade realizado através de simulação de Monte Carlo, com mil interações, tendo como variáveis de entrada os valores de produção de sedimentos para as *Uplands* e *Floodplains* e como as variáveis de saída os diferentes cenários, verifica-se que os cenários mostram variações similares na produção de sedimentos tanto para as *uplands* quanto para as *floodplains*, o que indica que a sensibilidade dos cenários é relativamente uniforme para as condições modeladas.

As figuras 44 e 45 representam, respectivamente, os resultados da análise de sensibilidade da produção de sedimentos nas *uplands* e nas *floodplains*, nos diferentes cenários analisados.

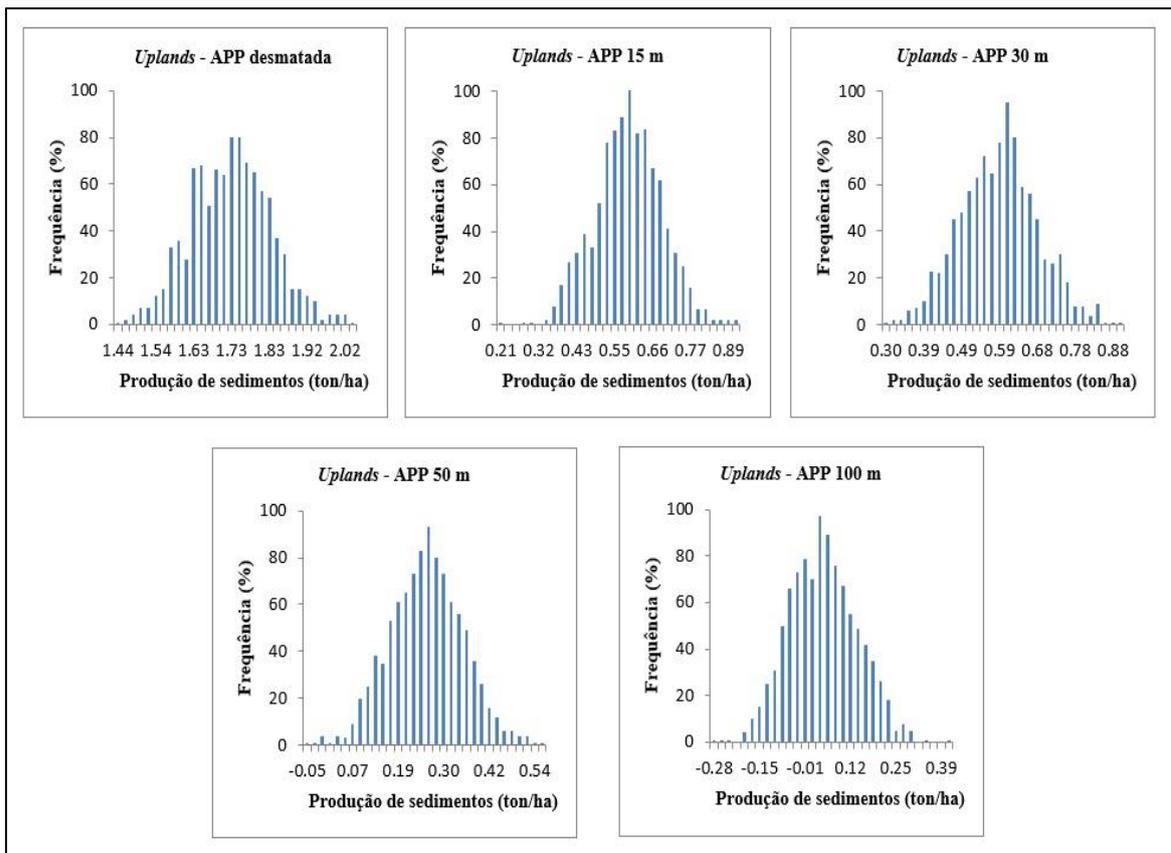


Figura 44- Análise de sensibilidade produção de sedimentos nas *uplands* nos diferentes cenários.

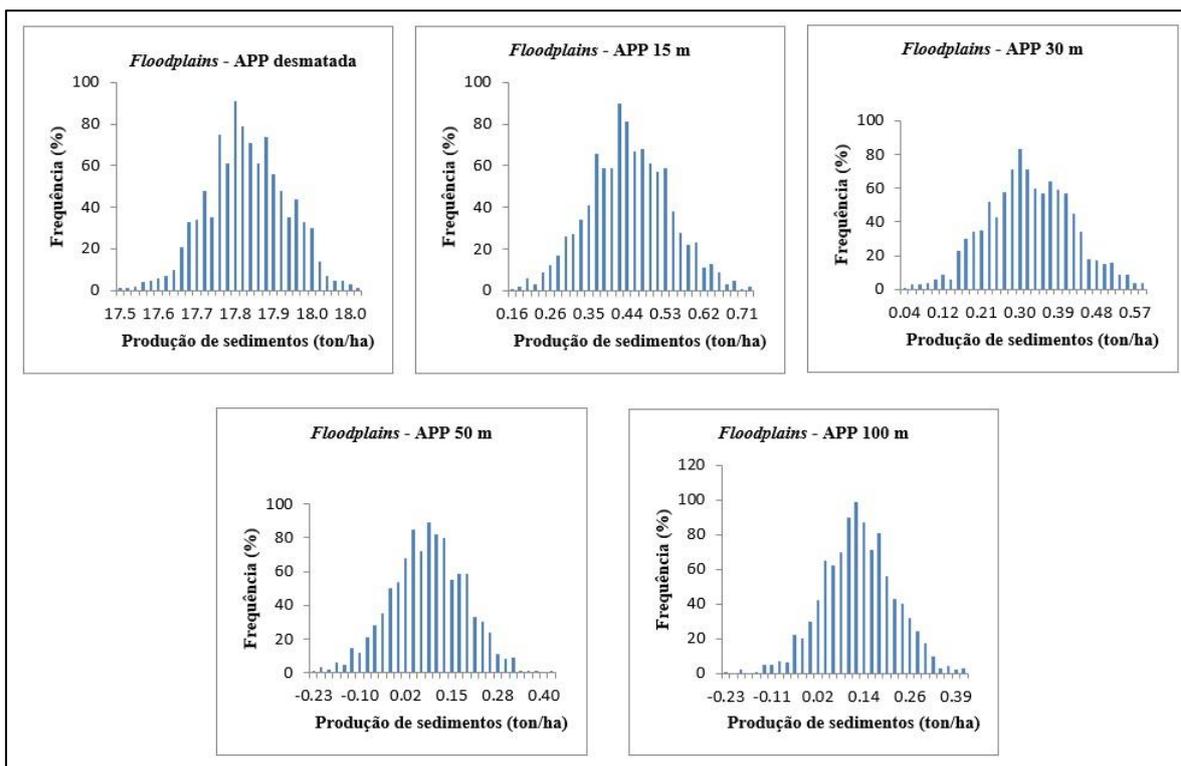


Figura 45 - Análise de sensibilidade produção de sedimentos nas *floodplains* nos diferentes cenários.

No que se refere à produção de nitrogênio e fósforo, nota-se pelas tabelas 34 e 35 que a progressão na largura das faixas de APP não teve impacto significativo em relação aos ciclos desses elementos. Isso confere com o estudo sobre o impacto das zonas ripárias no carreamento de sedimentos e nutrientes realizado por Zhang *et al* (2016), os quais contataram que as taxas de redução de fósforo foram significativamente mais sensíveis à área de drenagem e menos sensíveis à largura das zonas ripárias, devido, principalmente a adsorção do fósforo às partículas de sedimentos carreados pelo escoamento superficial.

Tabela 34- Componentes do ciclo do nitrogênio para cada cenário de APP.

Componentes (kg/ha)	APP desmatada	APP 15m	APP 30m	APP 50m	APP 100m
N orgânico (fertilizantes)	0.43	0,13	0.11	0.06	0.02
Transição estável-ativo	-10,29	-10,27	-10,26	-10,23	-10,20
Mineralização de resíduo	5,87	6,13	6,18	6,23	6,31
Desnitrificação	8,42	8.40	8.41	8.21	7.86
Absorção pela planta	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03

Tabela 35- Tabela - Componentes do ciclo de fósforo para cada cenário de APP.

Componentes (kg/ha)	APP desmatada	APP 15m	APP 30m	APP 50m	APP 100m
P orgânico (fertilizantes)	0.06	0.2	0.1	0.01	0
P inorgânico (fertilizantes)	-0,16	-0,15	-0,15	-0,15	-0,14
Mineralização de resíduo	1,36	1,42	1,43	4,45	1,49
Transição estável-ativo	-0.41	-0.40	-0.40	-0.40	-0.39
Absorção pela planta	0	0	0	0	0

Contudo, observa-se uma tendência de ampliação das taxas de mineralização de resíduo em relação a ambos os nutrientes e de redução da desnitrificação do nitrogênio com o incremento da área de APP. Essa tendência pode ser atribuída à presença de matéria orgânica nas matas ciliares e às atividades bioquímicas de microrganismos presentes nessas zonas.

6. CONCLUSÕES

O estudo teve como objetivo precípua analisar o impacto da integralidade das zonas ripárias na bacia do córrego do Capão Comprido, a partir de cenários gerados com diferentes discretizações espaciais, utilizando a ferramenta SWAT+, sob o enfoque da configuração em unidades de paisagem. De início, analisou-se os diferentes métodos para a delimitação das unidades de paisagem e constatou-se que método *buffer streams*, para essa bacia em estudo, delimitou as planícies de inundações de forma mais aproximada da configuração proposta pelo Código Floresta para as Áreas de Preservação Permanente.

A calibração e verificação do modelo, utilizando o software SWAT Toolbox, apresentaram dificuldades e não atingiram resultados satisfatórios, segundo as variáveis estatísticas sugeridas por Moriasi *et al.* (2015) e o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe para o logaritmo (Log NSE). Mas, houve melhora significativa nos resultados após a calibração do modelo. Alterações na lista de parâmetros em relação à versão anterior e a dificuldade do SWAT+ simular vazões baixas e muito baixas podem ter influenciado esses resultados. Porém, mesmo com resultado insatisfatório, o desempenho da calibração não difere em muito dos resultados de outros trabalhos realizados na bacia do Capão Comprido. A calibração e verificação da descarga de sedimentos também não foram satisfatórias. A curva-chave para obtenção dos dados observado da descarga de sedimentos obteve coeficiente de determinação (R^2) de 0,57, ainda com valor inepto, o que pode ter afetado a obtenção de melhores resultados.

Na simulação, o modelo com determinação das LSUs apresentou valores superiores em quase todos os componentes do balanço hídrico, exceto quanto ao escoamento superficial, à percolação e à capilaridade; e a maior parte da precipitação dessa simulação foi convertida em deflúvio, o que indica forte influência das unidades de paisagem, em especial as *floodplains*, na quantidade de água que efetivamente flui na bacia hidrográfica. No que diz respeito à produção de sedimentos, a simulação com LSU produziu mais sedimentos durante o período analisado, ao passo que houve acréscimo de quase 84% na deposição de sedimentos no canal, situação que indica possível interferência do tamponamento das áreas de planície. Da análise espacial, as sub-bacias 1,3 e 5 foram as que mais tiveram o aporte de sedimentos, indicando trata-se das áreas mais críticas e propensas à ocorrência de processos erosivos. Quanto à carga de nutrientes, a variação dos componentes do ciclo do nitrogênio foi mais perceptível do que do ciclo do fósforo em

ambas as simulações (com e sem determinação de LSUs), em razão da alta mobilidade do nitrogênio. Na simulação com LSU houve discreta redução na desnitrificação e ampliação na quantidade de resíduos de nitrogênio mineralizada.

Nesse estudo, a modelagem com o SWAT+ mostrou-se promissora para a nova perspectiva de representação de bacias hidrográficas com as novas possibilidades de discretização espacial e representação das diferentes condições fisiográficas. Das simulações a partir das diferenciações na configuração do modelo em unidades de paisagem, pode-se constatar que a espacialização disponível no SWAT + influenciou de modo significativo no comportamento dos componentes do balanço hídrico, da carga de sedimentos e de nutrientes. Contudo, recomenda-se, para melhor representação dos processos e comparação mais realista: (1) ajustes na calibração dos parâmetros; (2) a parametrização dos dados das *floodplains* e das *uplands*, de modo a diferenciar essas unidades de paisagem e melhor representar os processos que ocorrem na bacia hidrográfica; (3) a realização de pesquisas de campo para a obtenção de dados que possam confirmar se de fato a perspectiva de discretização espacial do modelo SWAT+ configura-se como um aprimoramento real na melhoria da simulação do balanço hídrico de bacias hidrográficas em sua fase terrestre.

O modelo SWAT+ respondeu bem às variações de extensão da zona ripária, com resultados que indicam o que é esperado que aconteça na realidade. O incremento dessas áreas resultou na redução do escoamento superficial e da produção de sedimentos, ao passo que ampliou o escoamento subsuperficial, a percolação e o fluxo de retorno, o que indica influência da vegetação para a infiltração da água no solo e para a contenção das cargas de sedimentos. Além disso, verificou-se efeito preponderante da presença da vegetação ribeirinha para o processo de evapotranspiração.

A menor produção de sedimentos foi registrada no cenário com APP de 100m, com redução de 95% do valor máximo de sedimentos produzidos por hectare em relação ao cenário de APP desmatada. No entanto, a APP de 15 m já apresentou efeitos positivos, com redução em 82,5% da produção de sedimentos em comparação com a APP desmatada e diferença de -12,8% em relação ao melhor cenário (APP 100m).

Não houve diferenças quantitativas consideráveis entre os cenários de APP 15m e de 30m. A APP de 30 metros reduziu o escoamento superficial em apenas 2% e a produção média de sedimentos em 5,2% e manteve-se constante em relação ao valor máximo de produção de sedimentos e à deposição de sedimentos no canal. Esse resultado demonstra,

pelo menos em aspectos quantitativos do aporte de sedimentos, que a redução da largura da APP em 15m, como é permitido pelo código florestal para propriedades rurais com área superior a 2 e até 4 módulos fiscais, não resulta em perdas significativas para a conservação da integridade dos recursos hídricos da bacia do córrego do Capão Comprido. Contudo, recomenda-se, posteriormente, uma avaliação com base em dados mais bem calibrados para os sedimentos e em configuração das práticas de manejo realizadas na bacia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBURQUERQUE, L. A.; ALONSO, A. M.; AQUINO, F. G.; REATTO, A.; SILVA, J. C. S.; LIMA, J. E. F. W.; SOUSA, A. C. S. A.; SOUSA, E. S. (2010). “*Restauração Ecológica de Matas Ripárias: uma questão de sustentabilidade*”. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. 75p.

ALIYARI, F.; BAILEY, R. T.; TASDIGHI, A.; DOZIER, A.; ARABI, M.; ZAILER, K. (2019). “*Coupled SWAT-MODFLOW model for large-scale mixed agro-urban river basins*”. Environmental Modelling & Software. v. 115, p. 200-210.

ALMEIDA DE, A. (2016). “*Estudo experimental e de modelagem matemática do escoamento subterrâneo em uma vertente de zona ripária no bioma Cerrado*”. PTARH, Universidade de Brasília.

ANDREASEN, J. K.; O’NEILL, R. V.; NOSS, R.; SLOSSER, N. C. (2001). “*Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity*”. Ecological Indicators. v. 1, p. 21-35.

ARAÚJO, D. L. (2018). “*Avaliação dos impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador por meio de simulação integrada entre os modelos SWAT e MODFLOW*”. PTARH, Universidade de Brasília.

ARNOLD, J.; BIEGER, K., WHITE, M.; SRINIVASAN, R.; DUNBAR, J.; ALLEN, P. (2018). “*Use of decision tables to simulate management in SWAT+*”. Water 10 (6), 713.

ATTANASIO, C. M. (2004). *Planos de Manejo Integrado de Microbacias Hidrográficas com uso Agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade*. Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz. ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; JUNIOR, J. C. T. V.; LIMA, W. P. (2012). “*A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas*”. Bragantia, Campinas, v. 71, n. 4, pp. 493-501.

BAILEY, R., BIEGER, K., ARNOLD, J.G., BOSCH, D. D. (2020). “*A New Physically-Based Spatially-Distributed Groundwater Flow Module for SWAT+*”. Hydrology 7, 75.

BIEGER, K.; ARNOLD, J. G.; RATHJENS, H.; WHITE, M. J.; BOSCH.; ALLEN, P. M.; VOLK, M.; SRINIVASAN, R. (2017). “*Introduction to SWAT+, a Completely Restructured*

Version of the Soil and Water Assessment Tool". Technical Paper of Journal of the American Water Resources Association (JAWRA). v. 53, pp. 115-130.

BIEGER, K.; ARNOLD, J.G.; RATHJEANS, H; WHITE, M. J.; BOSCH, D.D; e ALLEN, P.M. (2019). "Representing the Connectivity of Upland Areas to Floodplains and Streams in SWAT+". Journal of the American Water Resources Association. 578-590, v. 55, n.3.

BRASIL. (1983). *Decreto nº 88.940, de 7 de novembro de 1983. Dispõe sobre a criação das Áreas de Proteção Ambiental das Bacias dos Rios São Bartolomeu e Descoberto, e dá outras providências.* Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRASIL. (2012). *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.* Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRESSIANI, D.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J.G.; GARBOSSA, L.H.P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N.B.; MENDIONDO, E.M. (2015). "A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects". *Int. J. Agric. Biol. Eng.* v.8, pp. 9–35.

BRUMBERG, H.; BEIRNE, C.; BROADBENT, E. N.; ZAMBRANO, A. M. A.; ZAMBRANO, S. L. A.; GIL, C. A. Q.; GUTIERREZ, B. L.; EPLEE, R.; WHITWORTH, A. (2021). "Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica". *Journal of Environmental Management*". v. 286, 112132.

BUHR, D.; LAMMERS, R. W.; BLEDSOE, B. P. (2022). "Global sensitivity analyses of key riparian nitrogen models." *Environmental Modelling & Software.* v. 158, 105542.

CABETTE, H. S. R.; SOUZA, J. R.; SHIMANO, Y.; JUEN, L. (2017). "Effects of changes in the riparian forest on the butterfly Community (Insecta: Lepidoptera) in Cerrado áreas". *Revista brasileira de Entomologia.* v. 61, pp. 43-50.

CARVALHO, N. O. (2008). *Hidrossedimentologia Prática.* 2.ed. Rio de Janeiro/RJ: Interciência, 600p. Revisado e Ampliado. ISBN 978-85-719-3181-7.

CARVALHO, F. H. (2014). “*Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do cerrado brasileiro*”. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília.

CHAWANDA, C. J.; GEORGE, C.; THIERY, W.; GRIENSVEN, A.; TECH, J.; ARNOLD, J.; SRINIVASAN, R. (2020). “*User-friendly workflows for catchment modelling: Towards reproducible SWAT+ model studies*”.v. 134, 104812.

CHECCHIA, T. (2003). “*Influência da zona ripária sobre os recursos hídricos: aspectos quantitativos e qualitativos*” in Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias, Alfredo Wagner-SC.

CHELOTTI, G. B. (2017). “*Análise espaço-temporal da concentração de sedimentos em suspensão no reservatório do Descoberto (DF), por meio de sensoriamento remoto*”. Instituto de Geociência-IG, Universidade de Brasília.

COLE, L.J.; STOCKAN, J.; HELLIWELL, R. (2020). “*Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review*”. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 296, 106891.

CODEPLAN - COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (1984). *Mapa Geomorfológico do Distrito Federal*. GDF, Brasília, Página única.

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M da.; BACANI, V.M.; POTT, A. (2021). “*Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil*”. Land Use Policy, v.101, pp. 105-141.

DING, S.; ZHANG, Y.; LIU, B.; KONG, W; MENG, W. (2013). “*Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China.*” Front Environ. Sci. Eng. 7(5), pp.699-708.

EMATER-DF - EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO DISTRITO FEDERAL (2008). *Emater-DF 30 anos - Ensinando e Aprendendo*. Brasília, DF. 152 p.

EMATER-DF - EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO DISTRITO FEDERAL (2020). *Informações Agropecuárias do Distrito Federal 2009 a 2020*. Relatórios anuais - Emater - DF. Brasília, DF.

- ENGLAND, L. E.; ROSEMOND, D. (2004). “*Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams*”. *Freshwater Biology*. v. 49, pp. 721-734.
- ESPINOZA-TOLEDO, A.; MENDOZA-CARRANZA, M.; CASTILLO, M. M.; BARBAMACÍAS, E.; CAPPS, K. A. (2021). *Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams*. *Science of the Total Environment*. v. 757, 143972.
- FERREIRA, F. F. (2019). “*Avaliação do modelo SWAT na estimativa da vazão das sub-bacias monitoradas do alto Descoberto e simulação de cenários*”. Monografia de projeto final em Engenharia Ambiental, Universidade de Brasília.
- FERREIRA, A. N. (2021). “*Avaliação da evapotranspiração simulada com o programa SWAT no bioma cerrado*.” PTARH, Universidade de Brasília.
- FERRIGO, S.; MINOTI, R.; RIG, H.; KOIDE, S. (2013). “*Avaliação da Utilização de diferentes métodos na calibração automática do modelo SWAT*.” XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH.
- FERRIGO, S. (2014). “*Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do Lago Descoberto - DF*.” PTARH, Universidade de Brasília.
- FIM, B. M. (2018). “*Análises quantitativa e qualitativa das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Rodeador /DF para avaliação das cargas de poluição*”. PTHAR, Universidade de Brasília, Brasília.
- GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R. C.; LAPA, K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. (2011). “*The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010*”. In *Proceedings of the 2011 International SWAT Conference & Workshops*, Toledo, Spain, p.15–17.
- GDF – GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL (2009). *Plano Diretor de Ordenamento Territorial*. Brasília – DF.
- GDF. (2014). *Plano de Manejo da APA do rio Descoberto*.
- GEOLÓGICA (2008). *Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) do Setor Habitacional Vicente Pires, DF*. Geológica Consultoria Ambiental, DF.

- GOMES, T. F.; BROEK, M.V.; GOVERS, G.; SILVA, R. W.C.; MORAES, J.M.; CMARGO, P.B.; MAZZI, E.A.; MARTINELLI, L.A. (2019). “*Runoff, soil loss, and sources of particulate organic carbon delivered to streams by sugarcane and riparian areas: An isotopic approach*”. *Catena*, v. 181
- GUIDOTTI, V.; FERRAZ, S.F.B.; PINTO, L.F.G.; SPAROVEK, G.; TANIWAKI, R.F.; GARCIA, L.G.; BRANCALION, P.H.S. (2020). “*Changes in Brazil’s Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services*”. *Land Use Policy*, v. 94, 104-511.
- GYAWALI, S.; TECHATO, K.; MONPRAPUSSORN, S.; YUANGYAI, C. (2013). “*Integrating Land Use and Water Quality for Environmental based Land Use Planning for U-tapao River Basin, Thailand*”. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*. v. 91, pp. 556-563.
- HAWES, E.; SMITH, M. (2005). “*Riparian buffer zones: Functions and recommended widths*”. Eightmile River Wild and Scenic Study Committee. 15p.
- HOANG, L.; GRIENSVEN, A.; MYNETT, A. (2017). “*Enhancing the SWAT model for simulating denitrification in riparian zones at the river basin scale*”. *Environmental Modelling & Software*. v. 93, pp. 163-179.
- HUNKE, P.; ROLLER, R.; ZEILHOFER, P.; SCHRODER, B.; MUELLER, E. N. (2015). “*Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. Geoderma Regional*”. v. 4, pp. 31-43.
- ISAIAS, F. B. (2008). “*A sustentabilidade da água: Proposta de um índice de sustentabilidade de bacias hidrográficas*”. Centro de Desenvolvimento Sustentável- CDS, Universidade de Brasília.
- KAKARNDEE, I; KOSITSAKULCHAI, E. (2020). *Comparison between SWAT and SWAT+ for simulating streamflow in a paddy-field dominated basin, northeast Thailand*. Soil and Water Society of Agricultural Engineering International Conference. pp.9.
- KARR, J. R. (1981). “*Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management*”. *Ecological Society of America*. v. 1, n. 1, p. 66-84.

- JOVINO, E. S.; ANGELINI, R.; COSTA, C. W.; BRESSIANI, D. A.; CUNHA, K. P. V. (2022). “*Impacts of land use and land cover on sediment production in a tropical peri-urban water source area.*” *Sociedade e natureza*. v. 34, 64640.
- LI, K.; GHI, G.; WANG, L.; XIE, Y.; WANG, X.; FAN, Z. (2018). “*Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality*”. *Ecological Indicators*, v.93, pp. 741-752.
- LIU, X.; ZHANG, X.; ZHANG, M. (2008). “*Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis*”. *Journal of Environmental Quality*. v. 37, pp. 1667-1674.
- LIU, W.; PARK, S.; BAILEY, R. T.; MOLINA-NAVARRO, E.; ANDERSEN, H. E.; THODSEN, H.; NIELSEN, A.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. S.; JENSEN, J. B.; TROLLE, D. (2020). “*Quantifying the streamflow response to groundwater abstractions for irrigation or drinking water at catchment scale using SWAT and SWAT–MODFLOW*”. *Environmental Sciences Europe*. v.32, pp.1–25
- LIMA, A. B. (2013). “*Avaliação da integridade ripária da bacia do ribeirão Pipiripau (DF/GO) utilizando o Protocolo de Avaliação Visual Rápida de Rios -SVAP*”. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.
- LIMA, J. E. F. W.; DA SILVA, E. M.; STRAUCH, M. & LORZ, C. (2013). *Desenvolvimento de Base de Dados de Solos para a Aplicação do Modelo SWAT em Bacia do Bioma Cerrado*. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves -RS. 8 p.
- LYU, C.; LI, X.; YUAN, P.; SONG, Y.; GAO, H.; LIU, X.; LIU, R.; YU, H. (2021). “*Nitrogen retention effect of riparian zones in agricultural areas: A meta-analysis*”. *Journal of Cleaner Production*. v. 315, 128143.
- MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; DE PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. (2020). “*Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil*”. *Journal of Environmental Management*. v. 270, 110879.
- MENEZES, P. H. B. (2010). “*Análise do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá -DF*”. Instituto de Geociências – IG, Universidade de Brasília.

MINATTI-FERREIRA, D. D. & BEAUMORD, A. C. (2006). “Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos”. Revista Saúde e Ambiente. v.7, n. 1, p. 39-47.

MISERENDINO, M.L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; PRINZIO, C.Y. (2011). “Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams”. Science of the Total Environment, v. 409, pp. 612-624.

MOLINA-NAVARRO, E.; BAILEY, R. T.; ANDERSEN, H. E.; THODSEN, H.; NIELSEN, A.; PARK, S.; JENSEN, J. S.; JENSEN, J. B.; TROLLE, D. (2019). “Comparison of abstraction scenarios simulated by SWAT and SWAT-MODFLOW”. Hydrological Sciences Journal. v.64, pp. 434-454.

MORIASI, D. N.; WILSON, B. N.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; ARNOLD, J. G.; GOWDA, P. H. (2012). “Hydrologic and water quality models: Use, calibration, and validation”. Transactions of the ASABE, 55(4), 1241-1247

MORIASI, D. N.; GITAU, M. W.; PAI, N., & DAGGUPATI, P. (2015). *Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria*. Trans. ASABE, v.58(6), 1763- 1785. <http://dx.doi.org/10.13031/trans.58.10715>.

NAKASHI, R.T.; CAMILO, M; OKAWA, C.M.P. (2019). “Cidades inteligentes e o setor saneamento: Revisão Sistemática” in Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu, Nov. 2019.

NASCIMENTO, J.M; FRADE, T.G.; SILVA, R.M. (2018). “Modelagem da resposta do escoamento em uma bacia do semiárido da Paraíba utilizando o modelo SWAT”. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 11, n.03, pp. 1137-1150.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. (1997). “The Ecology of Interfaces: Riparian Zones”. Annual Review of Ecology and Systematics , 1997, Vol. 28 (1997), pp. 621-658.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M. (2005). “Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities”. Elsevier Academic Press, Burlington.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. (2011). “Soil and Water Assessment Tool - Theoretical documentation version 2009”. Temple, Blanckland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 654 p.”

NUNES, G. (2016). “*Aplicação do modelo SWAT no estudo hidrológico e de qualidade da água da bacia do Lago Paranoá – DF.*” PTARH, Universidade de Brasília.

NUNES, G.; MINOTI, R. T.; KOIDE, S. (2019). *Modelagem hidrológica da bacia do ribeirão do Gama, Brasília-DF.* XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu – PR.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. (2013). “*Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão Concórdia – SC*”. Revista Árvore. Viçosa-MG, v. 37, n.5, pp. 859-869.

PEREIRA, M. A. F.; BARBIEIRO, B. L.; QUEVEDO, D. M. (2020). “*Importância do monitoramento e disponibilização de dados hidrológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos*”. Sociedade e Natureza v. 23, n. 32, p. 308-320.

PONTES, L. M.; BATISTA, P. V. G.; SILVA, B. P. C.; VIOLA, M. R.; ROCHA, H. R.; SILVA, M. L. N. (2021). “*Assessing sediment yield and streamflow with SWAT model in a small sub-basin of the Cantareira system*”. Revista Brasileira de Ciência do Solo v. 45, e0200140.

RAMIÃO, J.P.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. (2020). “*Riparian land use and stream habitat regulate water quality*”. Limnologica v.82, 125762.

RATHJENS, H.; BIEGER, K.; CHAUBEY, I.; ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M., SRINIVASAN, R.; BOSCH, D.D.; VOLK, M. (2016). “*Delineating floodplain and upland areas for hydrologic models: a comparison of methods*”. Hydrological Processes 30, pp. 4367–4383.

RODRÍGUEZ-CONZÁLEZ, P. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. D.; FERREIRA, M. T. (2003). “*Aplicação de um índice multimétrico para avaliação da qualidade ecológica de habitats e de galeria ribeirinhas*”. Recursos Hídricos. v. 24.

SAHU, M.; GU, R.R. (2009). “*Modeling th effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality*”. Ecological Engineering, v. 35, pp. 1167-1177.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; SIMONETTI, V. C.; NERY, L. M.; LOURENÇO, R. W. (2021). “*Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una*”. Scientia Plena. v. 17, n. 7.

- SANTOS, L. M.; SILVÉRIO, D. V.; MARACAHIPES, L.; MACEDO, M. N. (2020). “Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests”. *Biological Conservation*. v. 252, 108862.
- SAXTON, K. E. & RAWLS, W. J. (2006). *Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions*. *Soil Science Society of Agronomy Journal* 70(5): p. 1569-1578.
- SILVA, D. C. C.; FILHO, J. L. A.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. (2017). “Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas”. *Caderno de Geografia*, v. 27, n. 50.
- SILVA, B. F.; SILVA, P. R.; MINOTI, R.; KOIDE, S. (2021). “Análise das aplicações recentes do swat+ e novas perspectivas de pesquisa – uma revisão de literature”. XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (ISSN 2318-0358).
- SILVA, P. R. (2022). “Análise prospectiva de diferentes cenários de uso do solo e práticas de manejo e conservação de água e solo em bacias hidrográficas agrícolas”. PTARH, Universidade de Brasília.
- SIRABAHENDA, Z.; ST-HILAIRE, A.; COURTENAY, S.C.; HEUVEL, M.R. (2020). “Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models”. *Catena*, v.195, 104762.
- SOUSA, D. M. G. (2004). *Cerrado: correção do solo e adubação*. Embrapa Informação Tecnológica. 2. ed. Brasília,DF.
- SOUZA, A.L.T.; FONSECA, D.G.; LIBÓRIO, R.A.; TANAKA, M.O. (2013). “Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil”. *Forest Ecology and Management*. V. 298, pp.12-18.
- STRAUCH, M.; VOLK, M. (2013). “SWAT plant growth modification for improved modeling of perennial vegetation in the tropics”. *Ecological Modelling*. v. 269, pp. 98-112.
- STERL, S.; FADLY, D.; LIERSCH, S.; KOCH, H.; THIERY, W. (2021). “Linking solar and wind power in eastern Africa with operation of the Grand Ethiopian Renaissance Dam”. *Nature Energy*. V. 6, p. 407-418.
- TANAKA, M. O.; FERNANDES, J. F.; SUGA, C. M.; HANAI, F. Y.; SOUZA, A. L. T. (2015). *Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition:*

Integrating riparian and in-stream characteristics. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 207, pp.171-177.

TANAKA, M.O.; SOUZA, A.L.T.; MOSCHINI, L.E.; OLIVEIRA, A.K. (2016). “*Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil*”. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 216, pp.333-339.

TÁVORA, B. E. (2017). “*Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos*”. PTARH, Universidade de Brasília.

TIWARI, T.; LUNDSTRÖM, J.; KUGLEROVA, L.; LAUDON, H.; ÖHMAN, K.; e AGREN, A.M. (2016). “*Cost of riparian buffer zones: A comparison of hydrologically adapted site-specific riparian buffers with traditional fixed widths*”. Water Resour. Res., v.52, pp.1056–1069.

TOLSON, B. A.; SHOEMAKER, C. A. (2007). “*Dynamically Dimensioned Search Algorithm for Computationally Efficient Watershed Model Calibration*. Water Resources Research”. Water Resources Research., v. 43..

TOLKKINEN, M. J.; HEINO, J.; AHONEN, S. H. K.; LEHOSMAA, K.; MYKRA, H. (2020). “*Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes*. Forest Ecology and Management”. v. 462, 117962.

TUMSA, B. C. (2023). “*The response of sensitive LULC changes to runoff and sediment yield in a semihumid urban watershed of the Upper Awash Subbasin using the SWAT+ model, Oromia, Ethiopia*.” Applied and Environmental Soil Science. v. 2023, ID 6856144.

WAGNER, P. D.; BIEGER, K.; ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. (2022).“*Representation of hydrological processes in a rural lowland catchment in Northern Germany using SWAT and SWAT+*”. Hydrological Processes, v.36, e14589.

WHITE, M.J.; BEIGER, K.; GAMBONE, M.; HANEY, E.; ARNOLD, J.; GAO, J. (2017). “*Development of a Hydrologic Connectivity Dataset for SWAT Assessments in the US*”. Water 9, 892.

WILLIAMS, C. O.; LOWRANCE, R. (2013). “*Hydrology and water quality of a field and riparian buffer adjacent to a mangrove wetland in Jobos Bay watershed, Puerto Rico*”. Ecological Engineering. v. 56, pp. 60-68.

- WU, L.; LI, Y.; LIU, X.; HUANG, G.; HUANG, Q.; Jiang, Y.; YIN, Y.; Fu, B. (2017). “Assessing the impacts of climate change on hydrology and water quality in a tropical small watershed using the SWAT model”. *Science of the Total Environment*, pp. 601-602, 1783-2894.
- WU, J.; YEN, H.; ARNOLD, J. G.; YANG, Y. C. E.; CAI, X.; WHITE, M. J.; SANTHI, C.; MIAO, C.; SRINIVASAN, R. (2020). “Development of reservoir operation functions in SWAT+ for national environmental assessments”. *Journal of Hydrology*. v. 583, 124556.
- WU, TONG; ZHU, L.; SHEN, S.; ZHU, A; SHI, M; QIN, C. (2023). “Identification of watershed priority management areas based on landscape positions: An implementation using SWAT+.” *Journal of Hydrology*. v. 619, 129281.
- YEN, H.; PARK, S.; ARNOLD, J.; SRINIVASAN, R.; CHAWANDA, C. J.; WANG, R.; FENG, Q.; WU, J.; MILAO, C.; BIEGER, K.; DAGGUPATI, P.; GRIENSVEN, A.; KALIN, L.; LEE, S.; SHESHUKOV, A. Y.; WHITE, M. J.; YUAN, Y.; YEO, In. Y.; ZHANG, M.; ZHANG, X. (2019). “IPEAT+: A Built-In Optimization and Automatic Calibration Tool of SWAT+”. *Water*. v. 11, 1681.
- YOU, X.; LIU, J.; ZHANG, L. (2015). “Ecological modeling of riparian vegetation under disturbances: A review”. *Ecological Modelling*, v. 318, pp.293-300.
- ZHANG, C.; LI, S.; QI, J.; XING, Z.; MENG, F. (2016). “Assessing impacts of riparian buffer zones on sediment and nutrient loadings into streams at watershed scale using an integrated REMM-SWAT model”. *Hydrological Processes*, v. 31, pp. 916-924.
- ZHANG, D., FENG, J., YANG, F., WU, J., JIA, W., AND CHENG, X. (2020). “Shift in Functional Plant Groups under Flooding Impacted Ecosystem C and N Dynamics across Riparian Zones in the Three Gorges of China”. *Science of the Total Environment*. v. 724, 138302.