

RITA DE CÁSSIA FERREIRA DA SILVA

**MODELAGEM DO APORTE DE SEDIMENTOS APLICADA À BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO UNA (SP): UMA PROPOSTA PARA O
DIAGNÓSTICO DE ASSOREAMENTO**

Sorocaba

2021

RITA DE CÁSSIA FERREIRA DA SILVA

**MODELAGEM DO APORTE DE SEDIMENTOS APLICADA À BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO UNA (SP): UMA PROPOSTA PARA O
DIAGNÓSTICO DE ASSOREAMENTO**

Tese de Doutorado apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Roberto Wagner Lourenço

Coorientador: José Luiz Albuquerque Filho

Sorocaba

2021

S586m

SILVA, RITA DE CASSIA FERREIRA DA

Modelagem do aporte de sedimentos aplicada à bacia hidrográfica do Rio Una (SP) : Uma proposta para o diagnóstico de assoreamento / RITA DE CASSIA FERREIRA DA SILVA. - Sorocaba, 2021

150 f. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: ROBERTO WAGNER LOURENÇO
Coorientador: JOSÉ LUIZ ALBUQUERQUE FILHO

1. Geotecnologias. 2. Modelos hidrológicos. 3. MUSLE. 4. BHRU. 5. SWAT. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Modelagem do aporte de sedimentos aplicada à bacia hidrográfica do Rio Una
(SP): Uma proposta para o diagnóstico de assoreamento

AUTORA: RITA DE CASSIA FERREIRA DA SILVA

ORIENTADOR: ROBERTO WAGNER LOURENÇO

COORIENTADOR: JOSÉ LUIZ ALBUQUERQUE

FILHO

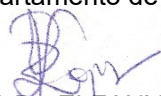
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ROBERTO WAGNER LOURENÇO (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba Unesp



Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia de Pesca / Unesp - Câmpus de Registro



Prof. Dr. ELFANY REIS DO NASCIMENTO LOPES (Participação Virtual)
Centro de Formação em Ciências Ambientais / Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)



Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE SOUZA (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Universidade Estadual de Goiás - Campus Minaçu



Dr^a. JOCY ANA PAIXÃO DE SOUSA (Participação Virtual)
Prefeitura de Juazeiro, BA

Sorocaba, 24 de novembro de 2021

Dedico aos meus pais Ana e Elpidio, que sempre me deram liberdade de pensamento e de escolha, tão essenciais para o meu crescimento. As minhas avós Maria e Zelinda e aos meus avôs Amado e José, sua força e suas histórias me trouxeram até aqui.

Agradecimentos

Sou grata aos meus familiares por me apoiarem nessa jornada, sobretudo as minhas tias Ana e Elena, que me acolheram muito bem desde que cheguei em Sorocaba. Agradeço ao meu irmão Daniel e minhas irmãs Mariana, Carol e Vitória, e aos meus pais, que me ensinaram a ter paciência a constância mesmo quando as circunstâncias não são favoráveis.

Agradeço aos meus amigos e amigas do LABGEMM (Amanda, Bruna, Bruno e Bruninha, Hetiany, Miqueias, Amazonino, Fábio, Jomil) que foram companhia constante e tornaram o meu dia a dia mais leve, agradeço especialmente a Jocy e ao Elfany, que desde o início foram um exemplo de altruísmo comigo e com todos que puderam ser.

Agradeço aos membros da banca, que me deram o seu valioso tempo e suas contribuições para esta pesquisa.

Ao meu coorientador José Luiz Albuquerque, que não mediu esforços para contribuir com me guiar nesse processo.

Ao meu orientador Roberto W. Lourenço (China) por sempre se ter sido atencioso e disposto a contribuir com meu crescimento profissional, e sempre que pôde nos provocou a sair da zona de conforto e buscar novos desafios.

Por fim, sou grata por ter passado esses anos na Unesp Sorocaba que foram essenciais para o meu crescimento e amadurecimento, sobretudo por ter convivido com todos vocês!

Epígrafe

*"Cada um de nós é, sob uma perspectiva cósmica, precioso.
Se um ser humano discorda de você, deixe-o viver.
Em cem bilhões de galáxias, você não vai achar outro como ele [...]
Para pequenas criaturas como nós, a vastidão é suportável somente através do amor."*

Carl Sagan

SILVA, R. C. F. **Modelagem do aporte de sedimentos aplicada à bacia hidrográfica do Rio Una (SP): Uma proposta para o diagnóstico de assoreamento**. 2021. 150f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2021.

RESUMO

O transporte e deposição de sedimentos em bacias hidrográficas causado pela erosão hídrica, pode causar prejuízos irreversíveis, sobretudo quando são deflagrados em períodos de ocorrência de eventos extremos de precipitação pluviométrica. Os modelos hidrológicos são ferramentas com alto potencial de contribuição para estudar esses impactos e a simulação de cenários nesses modelos, é essencial para prever impactos ambientais e dar suporte tecnológico para mitigar esses impactos. Esta pesquisa se propôs a investigar os processos que resultam na erosão em uma bacia hidrográfica, e a partir da sua dinâmica espacial elaborar um Indicador de Exposição e Risco Ambiental (IERA), capaz de mensurar os impactos do assoreamento nos rios da área de estudo. Para isto, foi aplicado o modelo de perda do solo em razão dos efeitos da intensidade da chuva sobre o solo (SWAT). A pesquisa foi realizada na Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU), localizada na região sudeste do Estado de São Paulo, a qual apresenta um histórico de uso intensivo do solo para a olericultura, além de ser responsável por abastecer uma demanda considerável de hortaliças para vários municípios da grande São Paulo, justificando a preocupação com o uso da terra e o manejo de suas atividades agrícolas. O modelo obteve bons resultados em cinco das seis Sub-bacias da BHRU durante a calibração, apresentando o coeficiente NSE Bom e Muito bom ($> 0,6$) para 4 das 6 sub-bacias, enquanto o desempenho alcançado no PBIAS foi Muito bom e Bom para três sub-bacias ($< 25\%$) e Satisfatório para duas sub-bacias. Após validar o desempenho do modelo SWAT foram realizadas simulações considerando quatro cenários após a calibração: Cenário A, referente ao ano de 2007, Cenário B, referente ao ano de 2018, Cenário C, que seria um cenário hipotético conservacionista e Cenário D, referente a uma previsão para o ano de 2028. Deste modo, foi elaborado o IERA que considerou 4 variáveis como fatores de impacto no assoreamento do rio Una (PPA, DP, ESCO, SED) e essas variáveis foram normalizadas e combinadas a partir da análise multicritério (AHP). Os resultados do índice demonstraram que em todos os cenários mais de 50% do território da BHRU está comprometido, das sub-bacias analisadas, as sub-bacias 1, 2, 4 apresentaram os piores resultados nos quatro cenários e sofrem maior risco de assoreamento, demandando priorização para ações de mitigação do assoreamento na BHRU. Espera-se que o método proposto possa contribuir com o desenvolvimento de um sistema de gestão e sirva de instrumento de apoio à decisão para o planejamento ambiental para priorizar áreas que necessitam de ações para mitigar os impactos dos processos erosivos em rios.

Palavras chave: Geotecnologias, Modelos hidrológicos, MUSLE, BHRU, SWAT.

ABSTRACT

The transport and deposition of sediments in hydrographic basins caused by water erosion can cause irreversible damages, especially when they are triggered in periods of extreme rainfall events. Hydrological models are tools with a high potential to contribute to studying these impacts and the simulation of scenarios in these models is essential to predict environmental impacts and provide technological support to mitigate these impacts. This research aimed to investigate the processes that result in erosion in a watershed, and from its spatial dynamics to develop an Exposure and Environmental Risk Indicator (IERA), capable of measuring the impacts of silting in the rivers of the study area. For this, the soil loss model due to the effects of rainfall intensity on the soil (SWAT) was applied. The research was carried out in the Una River Basin (BHRU), located in the southeastern region of the State of São Paulo, which has a history of intensive use of soil for horticulture, in addition to being responsible for supplying a considerable demand for vegetables for several municipalities in greater São Paulo, justifying the concern with land use and the management of their agricultural activities. The model obtained good results in five of the six BHRU Sub-basins during the calibration, presenting the NSE coefficient Good and Very Good (> 0.6) for 4 of the 6 sub-basins, while the performance achieved in the PBIAS was Very Good and Good for three sub-basins ($< 25\%$) and Satisfactory for two sub-basins. After validating the performance of the SWAT model, simulations were carried out considering four scenarios after calibration: Scenario A, referring to the year 2007, Scenario B, referring to the year 2018 Scenario C, which would be a hypothetical conservation scenario and Scenario D, referring to a forecast for the year 2028. In this way, the IERA was prepared, which considered 4 variables as impact factors in the silting of the Una River (PPA, DP, ESCO, SED) and these variables were normalized and combined from the multicriteria analysis (AHP). The results of the index showed that in all scenarios more than 50% of the BHRU territory is compromised, of the sub-basins analyzed, sub-basins 1, 2, 4 presented the worst results in the four scenarios and are at greater risk of silting, demanding prioritization of actions to mitigate silting at BHRU. It is expected that the proposed method can contribute to the development of a management system and serve as a decision support tool for environmental planning to prioritize areas that need actions to mitigate the impacts of erosion processes in rivers.

Key words: Geotechnologies, Hydrological Models, MUSLE, BHRU, SWAT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo das rochas. Setas em preto indicam o caminho mais longo do ciclo e as vermelhas outros possíveis caminhos	24
Figura 2. Curva granulométrica média de sedimentos finos presentes em suspensão e de material grosso do leito - Rio São Francisco em Morpará (Carvalho et al., 1994).....	27
Figura 4. Fluxograma de processamento do modelo SWAT	33
Figura 5. Conceitualização do modelo de Calibração.	38
Figura 6. Delimitação da área de drenagem da Bacia do Rio Una.	43
Figura 7. Empregabilidade da Agricultura, Pecuária, Produção Florestal, Pesca e Aquicultura no total de empregos de Ibiúna-SP 2018.	48
Figura 8. Fluxo de trabalho	52
Figura 9. Pontos de coleta e medições <i>in situ</i> na BHRU, Ibiúna/SP.....	53
Figura 10. [A] Medições de fluxo sendo realizadas, [B] Medições da seção transversal do rio Una, Ibiúna-SP, 2019.....	56
Figura 11. Filtros saturados de material sólido após a secagem das amostras.....	57
Figura 12. Distribuição da malha amostral de coleta de solo para análise granulométrica na BHRU, Ibiúna-SP.....	60
Figura 13. Intervalo de dados obtidos das estações pluviométricas da base <i>Hidroweb</i> . ..	64
Figura 14. Relação entre a vazão e a precipitação no método SCS de Curva de Número	66
Figura 15. Etapas da elaboração do Indicador.....	77
Figura 16. Modelo Digital de Elevação da BHRU, Ibiúna/SP.....	84
Figura 17. Declividade Percentual da BHRU, Ibiúna/SP	86
Figura 18. Tipos de solo na BHRU, Ibiúna/SP	87
Figura 19. Mapeamento do Uso da terra e cobertura vegetal de 2007.....	91
Figura 20. Mapeamento do Uso da terra e cobertura vegetal de 2018.....	92

Figura 21. Mapeamento do Uso da terra e cobertura vegetal de 2018 com as Áreas de Preservação Permanente.	93
Figura 22. Precipitação anual acumulada na BHRU.	94
Figura 23. Delimitação das sub-bacias na BHRU a partir do SWAT	96
Figura 24. Resultados do ciclo hidrológico da 1ª interação realizada verificados no SWAT Check.	98
Figura 25. Calibração da vazão para as Sub-bacias da BHRU.	102
Figura 26. Validação das simulações de vazão na BHRU.	104
Figura 27. Simulações do aporte de sedimentos simulados na BHRU para os Cenários 2007 [A] 2018 [B]	108
Figura 28. Simulações do aporte de sedimentos simulados na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D].	109
Figura 29. Simulações de vazão na BHRU para os Cenários 2007 [A] 2018 [B]	111
Figura 30. Simulações de vazão na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D].	112
Figura 31. Simulações de escoamento superficial na BHRU para os Cenários 2007 [A] e 2018 [B]	115
Figura 32. Simulações de escoamento superficial na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D]	116
Figura 33. Cálculo do IERA para o Cenário A e quantitativo de áreas por classe.	122
Figura 34. Cálculo do IERA para o Cenário B e quantitativo de áreas por classe.	123
Figura 35. Cálculo do IERA para o Cenário C e quantitativo de áreas por classe.	124
Figura 36. Cálculo do IERA para o Cenário D e quantitativo de áreas por classe.	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Projeção populacional até o ano de 2050 para o município de Ibiúna.	47
Tabela 2. Número de UPAs em 2008 e 2017 no município de Ibiúna	49
Tabela 3. Estratificação das áreas agrícolas.....	50
Tabela 4. Tipos de uso da terra no município de Ibiúna 2008-2017	51
Tabela 5. Classes de declividade percentual do terreno	59
Tabela 6. Estações meteorológicas e pluviométricas próximas a BHRU, Ibiúna-SP	63
Tabela 7. Valores adotados de CN	68
Tabela 8. Descrição dos parâmetros iniciais para análise de sensibilidade.	73
Tabela 9. Parâmetros adicionados e limites alterados.	74
Tabela 10. Classificação da eficiência do SWAT.	76
Tabela 11. Pesos atribuídos as classes do PPA.	78
Tabela 12. Graus de Fragilidade em função da declividade do terreno.....	79
Tabela 13. Escala de valores AHP para comparação pareada.	81
Tabela 14. Cálculo das áreas do uso da terra.....	89
Tabela 15. Cálculo de áreas das Sub-bacias da BHRU, Ibiúna-SP.....	96
Tabela 16. Percentual de certeza de previsão	100
Tabela 17. Coeficientes de desempenho da vazão na fase de calibração da BHRU, segundo Moriasi et al. (2007).....	101
Tabela 18. Valores do aporte sedimentos simulados e medidos na BHRU ¹ e medidas de dispersão.	105
Tabela 19. Valores da vazão simulada e medida na BHRU ¹ e medidas de dispersão...	110
Tabela 20. Contribuição do escoamento superficial na BHRU.	114
Tabela 21. Cálculo da AHP para o IERA.....	117
Tabela 22. Pesos calculados da AHP para o IERA.	119
Tabela 23. Predominância de classes do IERA por Sub-bacia.	121

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Métodos de medição da carga sólida (Carvalho et al., 1994 e 2008)	27
Quadro 2. Exemplos de aplicações do SWAT no Brasil 2015-2021.....	36
Quadro 3. Publicações de estudos aplicados na BHRU no período de 2016-2021.	40
Quadro 4. Características dos pontos de amostragem na BHRU, Ibiúna/SP.	54

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APA	Área de Proteção Ambiental de Itupararanga
ARS	Agricultural Research Service
BHRU	Bacia Hidrográfica do Rio Una
CATI	Coordenadoria de Assistência Técnica Integral
CBH-SMT	Comitê de Bacias Hidrográficas Sorocaba e Médio-Tietê
CN	Curve Number
CSS	Concentração De Sólidos Suspensos
CUP	Calibration and Uncertainty Procedures
DATAGEO	Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
URH	Unidade de Resposta Hidrológica
IAC	Instituto Agrônomo de Campinas
IBGE	Instituto Brasileiro Geografia e Estatística
IDW	Inverse distance weighted
IERA	Indicador de Exposição e Risco ao Assoreamento
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico
LUPA	Levantamento Censitário das Unidades de Produção Agropecuária
MDT	Modelo Digital de Elevação do Terreno
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
NRCS	Natural Resources Conservation Service
NSE	Nash-Sutcliffe
PBIAS	Percentual de tendência
PNSB	Política Nacional de Segurança de Barragens
SBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SCS	Soil Conservation Service
SEADE	Sistema Estadual de Análise de Dados
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USDA	United States Department of Agriculture
TIN	Triangulated Irregular Network
UPA	Unidade de Produção Agrícola

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	18
2.	OBJETIVOS	20
2.1.	OBJETIVOS GERAIS	20
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
1.	DIRETRIZES PARA O MONITORAMENTO SEDIMENTOLÓGICO NO BRASIL	21
2.	DINÂMICA DOS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	23
3.	CONTRIBUIÇÕES DAS GEOTECNOLOGIAS PARA ANÁLISE ESPACIAL DE CONDIÇÕES AMBIENTAIS	29
4.	O MODELO SWAT COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE	31
4.1.	METODOLOGIAS DE CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO	37
5.	CONTEXTUALIZAÇÃO DE ESTUDOS REALIZADOS NA BHRU	39
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	43
1.	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	43
2.	CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA	44
2.1.	ASPECTOS DO MEIO FÍSICO	44
2.2.	ASPECTOS DO MEIO BIÓTICO	45
2.3.	ASPECTOS DO MEIO ANTRÓPICO	46
3.	METODOLOGIAS ADOTADAS E FLUXO DE TRABALHO	51
3.	SÉRIES DE MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO	52
4.1.	DETERMINAÇÃO DA DESCARGA LÍQUIDA NO CANAL (VAZÃO)	55
4.2.	DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO NO CANAL	56
4.3.	PREDIÇÃO QUANTITATIVA DO APORTE DE SEDIMENTOS	57
5.	AQUISIÇÃO DOS PLANOS DE INFORMAÇÃO DO SWAT	58
5.1.	MAPEAMENTO DO RELEVO	58
5.2.	MAPEAMENTO DOS TIPOS DE SOLO	59
5.3.	MAPA DE USO DA TERRA E COBERTURA VEGETAL	60
5.4.	AQUISIÇÃO DE DADOS CLIMÁTICOS E PRECIPITAÇÃO	61

5.5.	CÁLCULO DA EQUAÇÃO DE PERDA DE SOLO (MUSLE) NO SWAT ...	64
5.6.	PARÂMETRO PARA CALCULAR O ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	66
5.7.	CÁLCULO FATOR ERODIBILIDADE DO SOLO (K).....	68
5.7.1.	CÁLCULO DO FATOR TOPOGRÁFICO (LS).....	70
5.7.2.	CÁLCULO DE FATORES DE USO E MANEJO DO SOLO (C) E PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS (P)	71
6.	METODOLOGIA DE ANÁLISE DAS SIMULAÇÕES NO SWAT	72
6.1.	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS.....	72
6.2.	PROCESSOS DE CALIBRAÇÃO NO SWAT-CUP	72
6.2.1.	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	75
6.3.	COMPOSIÇÃO DO INDICADOR DE EXPOSIÇÃO E RISCO AO ASSOREAMENTO (IERA)	76
6.3.1.	DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS DO IERA	77
6.3.2.	NORMALIZAÇÃO E RECLASSIFICAÇÃO DAS VARIÁVEIS DO IERA	80
6.4.	ANÁLISE HIERÁRQUICA DE PROCESSOS –AHP	80
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
1.	PLANOS DE INFORMAÇÃO DO SWAT	83
1.1.	MAPEAMENTO DO RELEVO	83
1.2.	MAPEAMENTO DOS TIPOS DE SOLO.....	86
1.3.	MAPEAMENTO DO USO DA TERRA.....	88
1.4.	CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA E PRECIPITAÇÃO.....	93
1.5.	DEFINIÇÃO DAS SUB-BACIAS E AS URH	95
2.	SIMULAÇÃO INICIAL	97
2.1.	CALIBRAÇÃO NO SWAT-CUP	98
2.1.1.	ANÁLISE ESTATÍSTICA DA CALIBRAÇÃO	100
2.2.	VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS DE VAZÃO	103
3.	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	104
3.1.	SIMULAÇÃO DE SEDIMENTOS	105
3.2.	SIMULAÇÃO DE VAZÃO	110
3.3.	SIMULAÇÃO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	113
4.	ÍNDICE DE EXPOSIÇÃO E RISCO A ASSOREAMENTO (IERA)	117
4.1.	PONDERAÇÃO DOS CRITÉRIOS DA AHP.....	117

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	126
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128
APÊNDICES	144

1. INTRODUÇÃO

A capacidade de gerenciar de forma eficiente os recursos naturais de uma bacia hidrográfica está intrinsecamente ligada ao monitoramento ambiental sistemático dos ecossistemas, visando prever, ou antever, as respostas ambientais complexas frente às mudanças climáticas. Nesse sentido, o planejamento da conservação da terra e da água necessita de conhecimento prévio dos fatores que causam a degradação da terra e a diminuição da disponibilidade hídrica, bem como, as alternativas que ajudam a diminuir tais danos ambientais (NEITSCH et al., 2009).

Dentre os impactos ambientais que podem causar a degradação da terra, a erosão é responsável por causar maior parte das perdas de solo que chegam nas margens dos rios, contribuí significativamente para a produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica (CRISTOFOLETTI, 1980; SILVA, SCHULZ, e CAMARGO, 2007). Este processo é de extrema importância para compreender como ocorre o processo de assoreamento dos rios, que pode comprometer tanto a vida aquática como a qualidade e quantidade de água disponível de uma bacia.

Mecanicamente, a deposição de sedimentos na calha dos rios depende da força do fluxo de água atuante e da granulometria das partículas. A deposição de sedimentos é um processo natural em uma bacia hidrográfica, porém, seus efeitos e consequências podem ser potencializados pela ação antrópica como o uso inadequado do solo, desmatamentos e o não planejamento e ordenamento territorial (BICALHO, 2010). A presença excessiva de material particulado dissolvido nas águas deve ser monitorada e umas das técnicas que podem ser utilizadas para identifica-la é a modelagem matemática ambiental, que contribuí para uma gestão responsável desses recursos a um baixo custo.

Nesse sentido, as geotecnologias constituem ferramentas importantes para o monitoramento ambiental, uma vez que podem subsidiar de forma estratégica a compreensão das relações entre os diversos componentes dos ecossistemas aquáticos e contribuir para estabelecer hipóteses sobre os caminhos causais para aprimorar a gestão dos recursos naturais (FLAUZINO et al., 2010). A modelagem ambiental a partir do geoprocessamento aliada à

inovação tecnológica possibilita conhecer tais impactos no meio ambiente para escolher as medidas mitigadoras adequadas.

Entre as vantagens do uso de modelos para realização de estudos ambientais estão a diminuição de trabalho e dos custos envolvidos, a rapidez e constância de acesso aos dados (POLIDORIO, 2004), que possibilitam uma cobertura espacial mais ampla permitindo analisar com maior facilidade e melhor precisão os relacionamentos de um corpo d'água com outros elementos presentes no ciclo hidrológico e sua relação com a área de estudo.

Os estudos sobre o transporte de sedimentos ligados à erosão, também são eficazes na identificação de impactos de eventos extremos de precipitação, como grandes movimentos de massa de solo para o canal do rio, pois são necessários para evitar prejuízos sociais e ambientais diversos (SANTOS, NORI, OLIVEIRA, 2010; ARAGÃO et al., 2011; GRIMM, 2011).

Diante do exposto, esta pesquisa buscou desenvolver uma metodologia de análise para representação de um processo de degradação hídrica, visando a identificação dos processos erosivos e as áreas de maior potencial ao assoreamento de um rio decorrentes da erosão acentuada. Esta pesquisa justifica-se uma vez que esse tipo de impacto está presente em diversas bacias hidrográficas e muitas vezes não é perceptível a curto prazo. Portanto, realizar este tipo de monitoramento é importante para prever impactos ambientais causados pelo assoreamento e contribuir no planejamento e gestão dos recursos hídricos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Este trabalho teve como objetivo geral estudar a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, utilizando um modelo hidrológico para a simulação de cenários e técnicas de geoprocessamento, posteriormente foi possível agregar essas informações em um indicador que busca contribuir com a gestão integrada dos recursos hídricos da bacia.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar a vazão e a concentração de sedimentos *in situ* da BHRU no período de abril 2018 a março 2019 e compilar os dados disponíveis na base de dados do DAEE;
- Calcular a produção de sedimentos utilizando o modelo hidrossedimentológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*);
- Realizar simulações hidrológicas em uma extensão específica para Sistemas de Informação Geográfica (ArcSWAT);
- Construir cenários para obter uma compreensão global dos efeitos da degradação dos solos devido os processos erosivos ocorridos na bacia;
- Elaborar um Indicador de Exposição e Risco ao Assoreamento (IERA), afim de identificar as áreas prioritárias para mitigação de impactos decorrentes do assoreamento.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

1. DIRETRIZES PARA O MONITORAMENTO SEDIMENTOLÓGICO NO BRASIL

Em âmbito nacional, a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) foi o principal órgão a estabelecer as orientações para o monitoramento sedimentológico. Muito embora seu papel principal seja o de fornecer as diretrizes e regulamentações ao setor elétrico brasileiro, a agência também se destacou por produção técnica voltada a orientar e organizar as práticas de monitoramento sedimentológico em rios e a avaliação do assoreamento em reservatórios. Tais orientações precedem a criação da Agência Nacional das Águas (ANA).

Em um país com dimensões continentais como o Brasil e que possui uma disponibilidade hídrica abundante estimada em 8.160 km³/ano (CARVALHO et al. 2000), existe ainda a necessidade de ampliar a rede de monitoramento sedimentológico nos rios e lagos (reservatórios) e fornecer subsídios para sua manutenção, para fornecer um suporte a pesquisas relacionadas ao tema e fiscalizar os possíveis impactos causados pela alta sedimentação.

Quanto ao papel de órgão fiscalizador, na conjuntura ambiental do Brasil não existe uma legislação específica que oriente e fiscalize os impactos causados em rios devido à alta concentração de sedimentos e consequentemente o assoreamento dos rios. Entretanto, com o objetivo de fiscalizar os impactos causados por agentes antrópicos, a Lei nº 12.334/2010 estabeleceu a Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB, 2010) que passou a ser a principal diretriz nacional na fiscalização dos impactos causados no meio ambiente devido a construção e manutenção de barragens. Entre esses impactos, além do assoreamento, o transporte de sedimentos pode difundir cargas de poluição química nas águas.

Embora a PNSB não seja voltada diretamente aos impactos decorrentes do assoreamento em rios, a designação do papel dos agentes fiscalizadores de acordo com a finalidade da barragem definida na PNSB, contribuiu de forma indireta para deliberar o papel dos órgãos responsáveis por e assegurar a qualidade ambiental dos rios. Nesse sentido, estes agentes foram divididos em quatro grupos, onde foi atribuído a ANA a responsabilidade de monitorar a

qualidade da água bem como os impactos decorrentes da alta sedimentação nos rios.

Uma vez que órgãos de diferentes setores foram designados a fiscalizar os impactos da sedimentação, ainda coube ao Governo Federal organizar a padronização do monitoramento e estabelecer suas diretrizes, determinando a ANEEL, que era detentora e administradora da rede básica hidrométrica no Brasil até o ano de 2010, com 415 estações sedimentométricas e 418 estações de qualidade de águas, o compartilhamento desta tarefa com a ANA através da Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 03/2010, com a finalidade de integrar as diversas redes de monitoramento existentes e disponibilizar os dados hidrométricos em domínio público (CARVALHO et al, 2000).

Atualmente a ANA tem a função de orientar e coordenar os agentes detentores de 4 mil estações hidrométricas, das 14.822 existentes no Brasil. São de sua responsabilidade os procedimentos de coleta e tratamento, dos dados hidrométricos a serem disponibilizados no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (ANA, 2020). A Rede Hidrometeorológica Nacional é responsável por monitorar desde o volume de chuvas e vazão dos rios à quantidade de sedimentos, contudo, esta organização ainda não garante o atendimento da grande demanda de estações sedimentométricas necessários para cobrir grande parte do território nacional, uma vez que a maior parte dessas estações estão instaladas no setor elétrico (BRASIL, 2010).

Os esforços do governo voltados para organização e coleta de dados nos últimos anos, significaram uma grande evolução para o monitoramento sedimentológico, porém, ainda não existe unanimidade nesta questão. A ANA monitora os dados de cerca de 40% das estações existentes, cabendo aos órgãos estaduais e autarquias realizar a tarefa de administrar o restante das estações de monitoramento, o que dificulta a integração dos dados.

Carvalho et al. (2000) ainda aponta que existem diversas dificuldades existentes na estimativa da precisão de dados sedimentométricos, em decorrência das metodologias adotadas e das fases necessárias para a quantificação da carga de sedimentos no rio, uma vez que não há uma metodologia adequada que garanta a consistência dos dados, e este tipo de

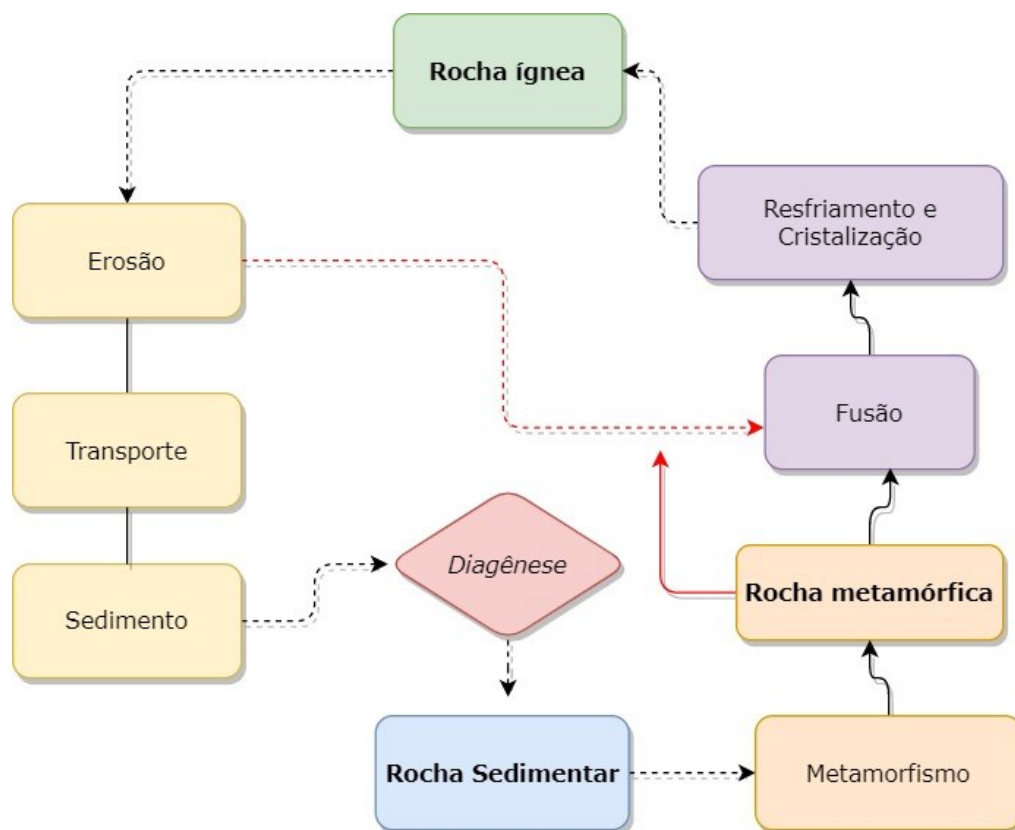
monitoramento muitas vezes é oneroso e depende da aquisição e manutenção de equipamentos.

Diante das tentativas de padronização do monitoramento e das dificuldades para sua manutenção, no que tange o monitoramento sedimentométrico, o Brasil ainda necessita superar paradigmas técnicos e orçamentários, afim de garantir a elaboração de diretrizes estabelecidas para a integração dos dados existentes e a instalação de novas estações de monitoramento.

2. DINÂMICA DOS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

O desprendimento das partículas de solo em bacias hidrográficas percorre um caminho gravitacional até se depositarem no leito dos rios, o termo utilizado por Carvalho et al. (2008) para descrever este processo denomina-se Sedimentação, que compreende os processos físicos que ocorrem com os sedimentos do momento em que eles se desprendem até se depositarem novamente sendo eles: erosão, transporte nos cursos d'água e a deposição. A Figura 1 demonstra como ocorrem esses processos de produção, transporte e deposição dos sedimentos a partir do Ciclo das Rochas:

Figura 1. Ciclo das rochas. Setas em preto indicam o caminho mais longo do ciclo e as vermelhas outros possíveis caminhos



Fonte: Adaptado de Carvalho et al. (2008)

Quando este processo ocorre continuamente em um curto espaço de tempo, o excesso de sedimentos lançados nos rios provoca impactos ambientais como o assoreamento, dentre as consequências do assoreamento nos rios pode-se citar a diminuição da disponibilidade hídrica, perda na qualidade das águas, degradação dos ecossistemas aquáticos.

A erosão, segundo Costa (2003), é a consequência do desgaste do solo que provoca o transporte de suas partículas através da ação de agentes como água (erosão hídrica). Para Bertoni e Lombardi Neto (1985), a erosão também é ocasionada devido as propriedades do solo, que podem determinar sua capacidade de retenção de líquido, este fator afeta diretamente a permeabilidade e percolação de água no solo e como consequência a sua velocidade de infiltração, outros sistemas dependem da eficiência desses processos para manter sua retroalimentação, como os aquíferos granulares e fraturados por exemplo, para garantir a recarga natural de seus reservatórios subterrâneos.

Outros fatores como o tamanho das partículas de solo, o conteúdo de matéria orgânica, os componentes químicos, tipo de cobertura vegetal do solo são propriedades que também influenciam em sua erodibilidade (FOSTER et al, 1981). Na visão de Wischmeier e Smith (1978), a erosão tende ser maior quando o solo apresenta grandes quantidades de areia fina e silte, e quando há a presença de argila aliado com matéria orgânica, tende a diminuir a erodibilidade do solo. Solos com maior tendência a erosão são aqueles em que a textura tem características arenosas, logo, baixa proporção de partículas argilosas, que agem de forma a realizar ligação com partículas maiores (SALOMÃO, 2007), já os solos com menor tendência a erodibilidade são aqueles que possuem textura argilosa, nesse tipo de solo a agregação de suas partículas é maior o que torna a sua capacidade de infiltração menor, acentuando regime de escoamento superficial (FERNANDES et al., 2007).

É um consenso na literatura que a erosão hídrica é a principal responsável por toneladas de perdas de solo todos os anos (CARVALHO et al., 2009; NEVES et al., 2011; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010). Nesse processo a água é o principal agente erosivo, pois o desprendimento do solo ocorre como consequência da precipitação e do escoamento superficial, ou seja, após um evento de precipitação, as partículas do solo são transportadas de um local para o outro, em pequenos ou em grandes volumes que podem causar consequências negativas no ambiente.

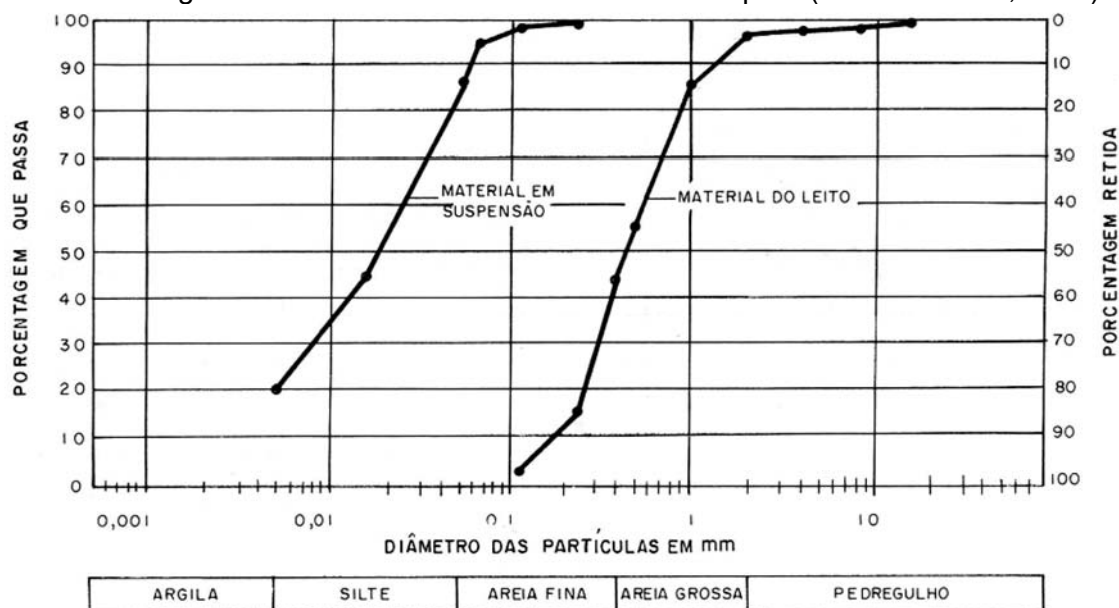
Algumas características do solo como a granulometria e a porosidade podem agravar a intensidade da erosão, este fator é evidenciado pela função da porosidade no solo, uma vez que os microporos são responsáveis pela retenção e armazenamento da água e os macroporos responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água (REINERT e REICHERT, 2006). Por outro lado, a cobertura vegetal no solo também pode ser um fator importante a ser considerado para se mensurar o potencial erosivo de uma região, ela pode contribuir para a proteção do solo contra a erosão hídrica a partir da interceptação e retenção da precipitação, que impactaria diretamente no solo resultando em escoamentos superficiais pouco expressivos, logo, os eventos de erosão hídrica ocorrem com menor frequência (LIMA, 2013).

O transporte dos sedimentos é um processo físico que acontece no momento que este se desprende e passa a ser transportado através do escoamento superficial da água, muitas partículas podem ser transportadas pela enxurrada, e seu destino final pode ser o depósito no leito do rio (partículas maiores como areia) ou podem ficar em suspensão no canal dos rios (partículas menores, como o silte) onde continuam deslizando, mas isso depende da velocidade da corrente do meio líquido (MORRIS e FAN, 1998; CARVALHO et al., 2008).

As partículas mais finas como argilas e siltes, estão presentes em maior quantidade suspensas nos rios, uma vez que a velocidade da corrente pode determinar quais tipos de partículas serão transportadas, ou seja, o material mais grosso como as areias dependem de maior velocidade e ação da turbulência para entrar em suspensão no meio líquido, por esse motivo ela está presente em menor quantidade como matéria suspensa. Desta forma, pode-se presumir que é mais comum encontrar grandes quantidades de areias e pedregulhos depositadas no leito (SIMONS e SENTÜRK, 1992; SANTOS et al., 2001; CABRAL, 2005; CARVALHO et al., 2008).

A Figura 2 ilustra a distribuição do material particulado. Em suspensão e em maior quantidade estão as partículas finas, como argila e silte, enquanto a curva de material do leito apresenta porcentagens significativas de areias (CARVALHO et al., 2008).

Figura 2. Curva granulométrica média de sedimentos finos presentes em suspensão e de material grosso do leito - Rio São Francisco em Morpará (Carvalho et al., 1994)



Fonte: Carvalho et al. (2008)

Para fins de monitoramento, o material particulado em transporte pode ser classificado em carga sólida e descarga sólida, de acordo com Carvalho et al. (2008). Os termos separam esses fenômenos em qualitativos e quantitativos, sendo que a carga sólida se refere aos aspectos qualitativos, podendo ser em suspensão, de arrasto ou em contato e saltante, enquanto a descarga sólida se refere à quantidade de sedimentos em movimento. O monitoramento sedimentológico é realizado a partir da quantificação da descarga sólida, que pode ser melhor compreendido a partir do Quadro 1 abaixo.

Quadro 1. Métodos de medição da carga sólida (Carvalho et al., 1994 e 2008)

Descarga sólida	Medição	Descrição	Equipamentos ou metodologia de medida
Descarga sólida em suspensão	Direta	Usa equipamentos que medem diretamente no curso d'água a concentração ou outra grandeza como a turbidez ou ultra-som	Medidor nuclear (portátil ou fixo), Ultra-sônico ótico, Ultra-sônico Doppler de dispersão, Turbidímetro, ADCP (Doppler)
		Por acumulação do sedimento num medidor (proveta graduada)	Garrafa Delft (medição pontual e concentração alta)
	Indireta	Coleta de sedimento por amostragem da mistura água-sedimento, análise de concentração e granulometria e cálculos posteriores da descarga sólida	Diversos tipos de equipamentos: – de bombeamento, equipamentos que usam garrafas ou sacas, sendo pontuais instantâneos, pontuais por integração e integradores na vertical (no Brasil usa-se principalmente a série norte-americana –

			U-59, DH-48, DH-59, D-49, P-61 e amostrador de saca)
		Uso de fotos de satélite e comparação com medidas simultâneas de campo para calibragem, em grandes rios	São estabelecidas equações que correlacionam as grandezas de observação das fotos com as concentrações medidas
Descarga sólida de arrasto	Direta	Amostradores ou medidores portáteis de três tipos principais (a amostra é coletada em diversos pontos da seção transversal, determinada o seu peso seco, a granulometria e calculada a descarga de arrasto); o medidor fica apoiado no leito entre 2 min a 2 horas de tal forma a receber no receptor 30 a 50% de sua capacidade	1) Cesta ou caixa – medidores Muhlhofer, Ehrenberger, da Autoridade Suíça e outros 2) Bandeja ou tanque – medidores Losiebsky, Polyakov, SRIH e outros 3) Diferença de pressão – medidores Helly-Smith, Arnhem, Sphinx, do USCE, Károlyi, do PRI, Yangtze, Yangtze-78 VUV e outros
		Estruturas tipo fenda ou poço – as fendas do leito do rio são abertas por instantes e coletado o sedimento	Medidor Mulhofer (EUA)
	Indireta	Coleta de material do leito, análise granulométrica, medida da declividade, da temperatura, parâmetros hidráulicos e cálculo da descarga de arrasto e de material do leito por fórmulas (de Ackers e White, Colby, Einstein, Engelund e Hansen, Kalinske, Laursen, Meyer-Peter e Muller, Rottner, Schoklitsch, Toffaleti, Yang e outras)	Tipos de equipamento: 1) de penetração horizontal, tipos caçamba de dragagem e de concha 2) de penetração vertical, tipos de tubo vertical, caçamba de raspagem, caçamba de escavação e escavação de pedregulho 3) tipo <i>piston-core</i> que retém a amostra por vácuo parcial
		Deslocamento de dunas – por medida do volume da duna que se desloca com uso de ecobatímetro de alta resolução	1) levantamentos batimétricos seguidamente ao longo da seção transversal 2) levantamentos batimétricos seguidamente ao longo de seções longitudinais
		1) Traçadores radioativos 2) Traçadores de diluição, sendo ambos os métodos com a colocação do traçador no sedimento e seu acompanhamento com equipamento apropriado (o traçador deve ser escolhido de tal forma a não poluir o meio ambiente)	Métodos: 1) por colocação direta do traçador no sedimento do leito do rio 2) por coleta do sedimento, colocação do traçador no sedimento e seu retorno ao leito
		Propriedades litológicas – uso das características mineralógicas dos sedimentos	Coleta do sedimento do leito de afluentes e do curso principal, determinação das características mineralógicas dos sedimentos e comparação por uso de equações adequadas a partir das quantidades dos componentes existentes nas

			amostras
		Método acústico – utilizado para pedras que se chocam no medidor	(pouco eficiente)
		Método fotográfico, de amostragem – utilizado para pedras (coloca-se uma escala que também é fotografada)	Fotos de pedras submersas, Fotos de pedras de leitos secos
Descarga sólida total	Direta	Uso de estruturas tipo blocos, no leito, para provocar turbulência e todo o sedimento ficar em suspensão	Faz-se a amostragem do sedimento e calcula-se como descarga em suspensão
		Levantamento topo-batimétrico de reservatório, determinação do volume dos depósitos e da eficiência de retenção de sedimentos no lago	1) Para pequenos reservatórios permite o cálculo do sedimento do leito 2) Para grandes reservatórios permite o cálculo do sedimento total
	Indireta	Coleta de material em suspensão e do leito, análise de concentração, análise granulométrica, medida da temperatura, parâmetros hidráulicos e cálculo da descarga total – método modificado de Einstein e método simplificado de Colby	Diversos tipos de equipamentos – de bombeamento, equipamentos que usam garrafas ou sacas, sendo pontuais instantâneos, pontuais por integração e integradores na vertical (no Brasil usa-se principalmente a série norte-americana – U-59, DH-48, DH-59, D-49, P-61 e amostrador de saca)

Fonte: Carvalho et al. (2008)

Ao medir a carga sólida dos rios pode-se obter o conhecimento do ciclo do processo de sedimentação. Esse ganho permite analisar a trajetória do material particulado e por fim, investigar o potencial de impactos ambientais que esses fenômenos podem causar, podendo-se compreender melhor a dinâmica dos processos de sedimentação e por conseguinte buscar ações de mitigação de possíveis impactos ambientais.

3. CONTRIBUIÇÕES DAS GEOTECNOLOGIAS PARA ANÁLISE ESPACIAL DE CONDIÇÕES AMBIENTAIS

As geotecnologias são o conjunto de técnicas de coleta e análise de dados que possuem uma referência geográfica, onde estão inseridos o Geoprocessamento e o Sensoriamento Remoto, que constituem um conjunto de técnicas e importantes ferramentas nos estudos voltados à observação do meio ambiente a partir da análise espacial, às quais proporcionam a visualização de

possíveis modificações no decorrer dos anos em uma mesma área, sendo seu principal referencial o contexto territorial e por vezes, o contexto espacial (SILVA, 2009; ROSA, 2011; CAMPOS et al., 2015; MARTINS e ROSA, 2016).

O Sensoriamento Remoto está inserido nas geotecnologias e consiste na interpretação de imagens de satélite captadas por sensores remotos, que pode ser satélites, radares, fotografias aéreas, etc. As imagens captadas por esses sensores, auxiliam a observar diversas feições da paisagem, podendo ser utilizadas para a análise ambiental, análise do sistema viário, observações em lagos e mares, possibilitando o enriquecimento na análise de informações espaciais. Observações através de sensores remotos, geralmente utilizam séries temporais que consistem na análise de informações quantitativas ao longo de um determinado período (ANTUNES e CARDOSO, 2015; NOVO, 1992).

As imagens orbitais são importantes fontes de informação para o mapeamento do uso da terra, pois estes dados expõem os aspectos referentes às áreas que podem ser analisadas em um determinado período (NOVO, 1992), evidenciando as mudanças ocorridas no uso da terra ao longo de meses ou anos. O mapeamento temático realizado a partir dessas imagens, propõe-se a compreender a organização do território, visando a analisar o uso da terra para estabelecer ações e estudos futuros. Nos ambientes rurais, a partir da interpretação das imagens pode-se identificar o tipo de uso de cada área, por meio do monitoramento das mudanças que ocorrem, como a substituição de uma categoria de uso por outra (LEMES et al., 2009).

As geotecnologias têm contribuído cada vez mais com informações sobre a superfície terrestre, sobretudo os produtos relacionados ao uso e ocupação do solo (ROMAGNOLI et al., 2012; CORREIA et al., 2018). Todas essas informações necessitam de ferramentas capazes de armazenar, tratar e analisar os seus dados, para isso existe o Sistema de Informações Geográficas (SIG), que são por sua vez, são dotados de ferramentas capazes de armazenar, analisar e manipular dados geográficos (CÂMARA et al., 1996). Estes sistemas comportam diferentes tipos de dados (arquivos vetoriais e raster) e aplicações, em várias áreas do conhecimento.

Existe atualmente uma ampla gama de aplicações em ambientes de SIGs, dentre elas os serviços públicos, logística e transporte e meio ambiente, o que

consequentemente levou a ampliação dos números de seus usuários, sobretudo com o advento dos softwares livres, o que possibilitou a melhoria do processo de construção de mapas e da possibilidade de análises sobre a dinâmica de utilização da terra (LONGLEY et al., 2013).

4. O MODELO SWAT COMO FERRAMENTA DE ANÁLISE

Modelos hidrossedimentológicos são ferramentas desenvolvidas a partir de equações matemáticas aplicadas a *softwares* específicos, para melhor entender e representar o comportamento do fluxo hidrológico em bacias hidrográficas. Sua intenção é reproduzir os impactos dos principais fatores ambientais (pluviosidade, temperatura, topografia, uso do solo), realizar estimativas de processos erosivos e prever condições diferentes das observadas, desempenhando um papel importante nas questões relacionadas ao regime hídrico e no auxílio de tomada de decisões nas políticas públicas (ALMEIDA, 2017).

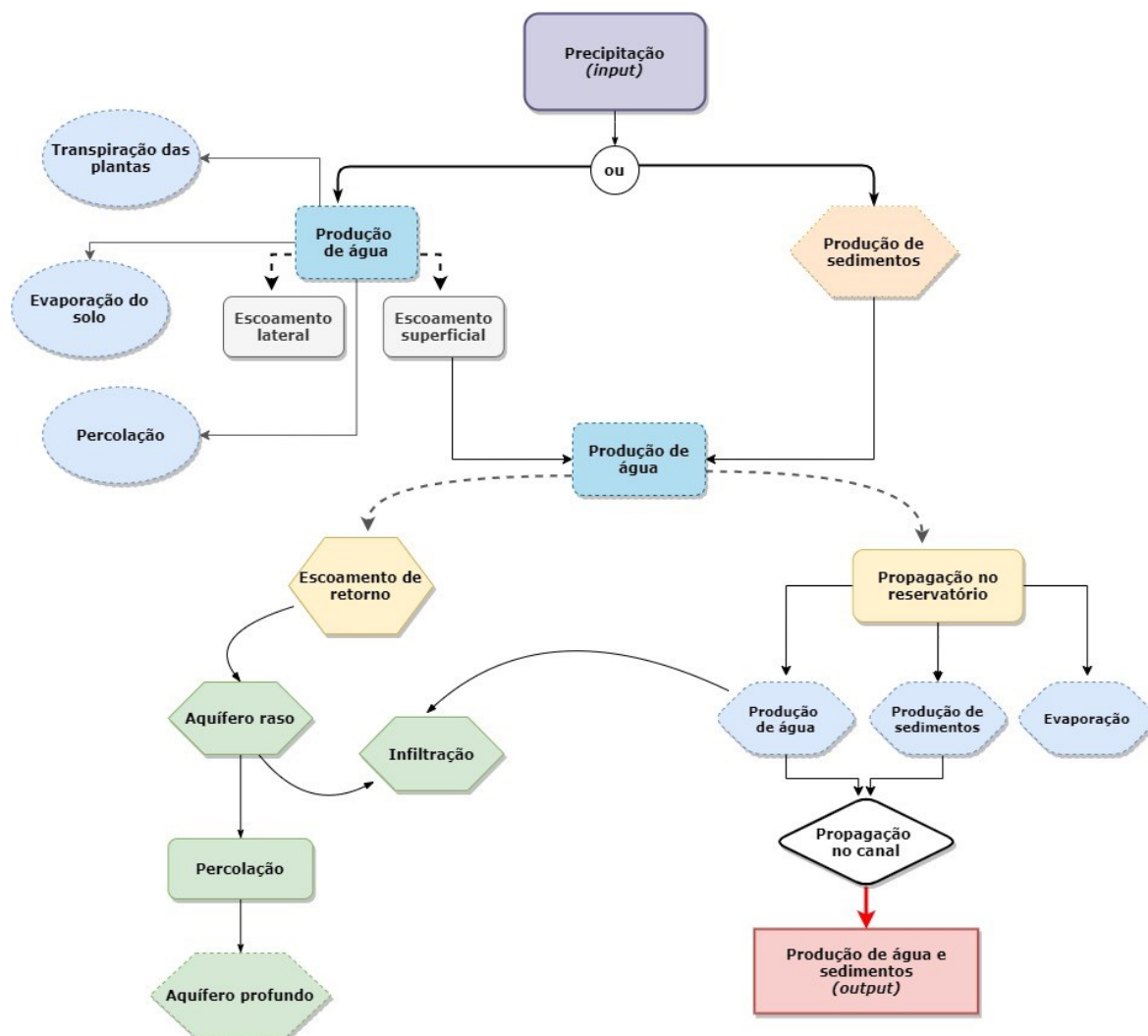
Dentre os diversos modelos, pode-se citar um modelo matemático semi-distribuído, contínuo no tempo, que integra parâmetros da hidrologia, ecologia, agricultura e qualidade de água, e que permite uma simulação com alto nível de detalhes espaciais a partir da divisão da bacia hidrográfica em várias sub-bacias, denominado SWAT, do inglês *Soil and Water Assessment Tool* (ABBASPOUR et al., 2007). Além disso, é um modelo capaz de fazer uma simulação contínua por um longo período de tempo, permitindo um planejamento a longo prazo do manejo e conservação de uma bacia hidrográfica (GASSMAN et al., 2007).

O modelo SWAT foi desenvolvido pelo Serviço Americano de Agricultura (*Agricultural Research Service* - ARS) com o objetivo de analisar os impactos gerados pela alteração do uso da terra, analisar o balanço hídrico e identificar fontes de poluições difusas em bacias hidrográficas não monitoradas (ARNOLD et al., 1998). O modelo faz uma estimativa matemática de parâmetros distribuídos e que simula os fenômenos físicos do ciclo hidrológico em uma bacia associados ao uso da terra, como o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994). Com isso, permite auxiliar na previsão de cenários para apoiar as decisões de gestão na

água, nutrientes, sedimentos e produção de pesticidas. A análise hidrológica na interface do SWAT é definida em uma lista específica de parâmetros, incluindo interceptação, evapotranspiração, superfície escoamento, fluxo lateral, percolação do solo e fluxo de água subterrânea.

Para simular possíveis cenários, o SWAT requer informações específicas sobre o clima, as propriedades do solo, a topografia, a vegetação e as práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia hidrográfica (BRESSIANI, 2016). O escoamento superficial é estimado pelo método Curva Número e a vazão de pico pelo método Racional Modificado (NEITSCH et al., 2009). A produção de sedimentos é estimada pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (MUSLE). Os processos físicos associados ao movimento da água, movimento dos sedimentos entre outros, são diretamente modelados pelo modelo utilizando esses dados de entrada, conforme mostrado no fluxograma da Figura 3.

Figura 3. Fluxograma de processamento do modelo SWAT



Fonte: Adaptado de ADRIOLO (2008).

O SWAT realiza a modelagem do sistema de forma complexa, pois possui uma base física que incorpora todas as equações das variáveis do sistema, mas para isso requer informações do meio físico (relevo, tipos de solo, hidrografia, uso do solo), e a partir dessas informações ele modela os processos físicos associados com ao balanço hídrico, propagação de sedimentos, entre outros (ADRIOLO, 2008). O modelo opera dividindo a bacia hidrográfica em múltiplas sub-bacias usando dados de elevação do terreno, e cada sub-bacia é discretizada em Unidades de Resposta Hidrológica (URH's), conforme a classificação dos tipos de solo, uso da terra, manejo e topografia (KOUCHI et al., 2017).

Entretanto, as simulações hidrológicas são muitas vezes, representações imprecisas de um sistema real, por isso precisam ser calibrados (VEITH, 2010). Além disso, como o SWAT requer diversos dados de entrada é importante que seja feita a calibração e a análise de sensibilidade para aumentar a confiança dos dados de saída, já que é um dos modelos mais usado mundialmente e sua aplicabilidade está cada vez maior (MOLINA e NAVARRO et al., 2017).

A dinâmica do transporte de sedimentos em um rio é controlada pela operação simultânea de dois processos, o de desagregação e deposição. As versões anteriores do modelo SWAT utilizavam a energia do curso de água para estimar esses processos (ARNOLD et al., 1995). As novas versões do modelo trazem equações simplificadas e a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada no canal principal do rio, sendo está uma função do pico do canal pela velocidade da água. A energia do curso de água disponível é utilizada para retransportar material solto depositado até que todos os materiais sejam removidos. O excesso de energia do curso da água causa a erosão na calha do rio, este processo é para a cobertura e erodibilidade do leito do rio (NEITSCH, et al., 2009).

O modelo foi elaborado para ser aplicado em bacias não monitoradas. Ele possui uma interface com outras áreas da ciência, pois é computacionalmente eficiente na simulação hidrológica, sem gastos excessivos de tempo. A partir da calibração dos dados, o SWAT é capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo bem como predizer os impactos do assoreamento em eventos extremos de precipitação, contribuindo para o rápido diagnóstico local e a elaboração de medidas de mitigação que venham a diminuir o risco ambiental (UZEIKA, 2009).

Briak et al. (2016) utilizaram o SWAT para monitorar a evolução de a taxa de sedimentação na bacia do Kalay no Marrocos, visando o planejamento e gestão de desastres de inundação. A calibração foi realizada na simulação do período de 1976 a 1984, obtendo um bom desempenho para taxas de escoamento e sedimentação, cujos valores do coeficiente Nash-Sutcliffe (NSE) foram 0,76 e 0,69 respectivamente.

Blainski, Acosta e Nogueira (2017), analisaram o desempenho do SWAT comparando os dados de vazão e sólidos transportados medidos e simulados na

bacia do Camboriú, em Santa Catarina no sul do Brasil. Embora o modelo tenha demonstrando um bom desempenho na etapa de validação, após a calibração observou-se uma tendência de subestimativa das variáveis simuladas, porém, dentro de limites aceitáveis. Lelis et al., (2012), obteve resultados parecidos, embora o modelo tenha sido aplicado em uma bacia da região sudeste do Brasil.

As análises do SWAT podem ser aplicadas às bacias hidrográficas que possuem informações meteorológicas limitadas, como a de Pipestone Creek, onde Perez-Valdivia, Cade-Menun e Mcmartin (2017), investigaram impacto das variações sazonais da drenagem de áreas úmidas, a partir da análise dos fluxos de pico e volumes anuais de escoamento, em uma bacia hidrográfica localizada no sudeste de Saskatchewan (Canadá). A análise foi bem sucedida, à medida que pode simular as oscilações na disponibilidade hídrica em uma região com poucos dados disponíveis.

No Brasil, o uso do SWAT tem crescido consideravelmente, sobretudo na última década, tendo em vista os ajustes constantes realizados no modelo e a possibilidade de utilizá-lo como uma extensão de SIG's, facilitando o seu uso possibilitando o aumento no interesse de pesquisadores em seu uso.

No período de 1999 a 2014, Bressiani et. al. (2015) identificaram mais de 100 estudos que utilizaram o SWAT no Brasil, onde maior parte (67%) das pesquisas foram realizadas nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, sendo a maior parte delas no contexto acadêmico e uma pequena parte de estudos realizados para a iniciativa privada e agências governamentais. Ainda neste estudo, foi relatado que as dificuldades de se obter dados de entrada e séries de monitoramento de vazão ou precipitação contínuas, pode ser um dos motivos que dificultam a aplicação do modelo no Brasil, uma vez que a quantidade insuficiente de dados deve impactar na calibração adequada e na qualidade dos resultados.

Alguns exemplos de estudos que aplicaram o SWAT nos últimos sete anos estão listados no Quadro 2. A tendência de aumento do uso do modelo identificada no estudo de Bressiani et. al. (2015) provavelmente se manteve nos anos seguintes, no entanto, isso se aplica ainda no contexto acadêmico, onde muitos estudos que aplicaram o SWAT são publicados como artigos, trabalhos de conclusão ou teses e dissertações. De fato, esses estudos mostram que existe uma potencialidade não muito explorada da aplicação do modelo como uma

ferramenta de gestão da água e do solo no setor público, que tem condições de utilizar suas potencialidades para análises exploratórias e previsão de cenários para mitigação.

Quadro 2. Exemplos de aplicações do SWAT no Brasil 2015-2021.

Ano	Autores	Publicações	Resumo
2021	Lima, J. S.; et. al. Geosul, Florianópolis, v. 36, p. 434-453.	Aplicação do modelo SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas na bacia hidrográfica do Rio Mutum Paraná – RO.	O modelo SWAT foi capaz de simular adequadamente os processos observados em campo, onde foi possível conhecer as sub-bacias que produziram maior quantidade de água e sedimentos, que podem ser subsídios para futuras intervenções.
	Simões, K.; et. al. Revista Ambiente Água v.16, n. 3.	Aplicação do modelo hidrológico SWAT na simulação de vazão e descarga sólida como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do rio Indaiá, Alto São Francisco, Minas Gerais.	A partir das simulações, foi possível analisar a distribuição da produção de sedimentos por sub-bacias ou mesmo por URH. Gerou-se um mapa de produção de sedimentos que indicou, de forma qualitativa, uma tendência de ocorrência de maiores processos erosivos na porção central da bacia.
	Ferraz, L. L.; et. al. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais v. 12 n. 1.	Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia do Oeste da Bahia.	Os coeficientes de desempenho atestaram a capacidade do modelo para as simulações hidrológicas nessa bacia em escala temporal mensal, na etapa de calibração e de validação, respectivamente. Além disso, o SWAT também se mostrou adequado para simulação das curvas de permanência, caracterizando o modelo como uma boa ferramenta de auxílio a gestão dos recursos hídricos na bacia em estudo.
2020	Martins, L. L.; et. al. Revista Brasileira de Geografia Física v.13, n. 2.	Calibração hidrológica do modelo SWAT em bacia hidrográfica caracterizada pela expansão do cultivo da cana-de-açúcar.	O modelo foi calibrado resultando em índices estatísticos adequados na validação. O ajuste de parâmetros do SWAT (USLE_P, USLE_C, CN2) e do calendário de operações da cana-de-açúcar em acordo com a situação real da bacia foi necessário para a calibração do modelo. Os resultados indicam que o modelo SWAT subestima as vazões extremas, no entanto, dentro de faixa aceitável. O SWAT, após a calibração, pode ser utilizado na gestão de recursos hídricos na bacia do Ribeirão do Pinhal.
2019	Siqueira, M. S.; et. al. Journal of Hyperspectral Remote Sensing v.9, n. 5.	Aplicação do modelo SWAT na estimativa da evapotranspiração na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu no estado do Rio Grande do Norte.	Foi calculado a ET por meio do balanço hídrico (BH) para comparar os resultados da simulação hidrológica. Os valores do coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) foram satisfatórios (0,61) a muito bom (0,82), e o índice de desempenho (c) de bom (0,67) a muito bom (0,81), para todas as localidades foi alcançado índice de correlação (r) forte. Os índices estatísticos EM e Pbias evidenciam subestimativas de ET simuladas em relação calculada, entretanto dentro do tolerável. O modelo simulou a ET adequadamente.
2017	Blainski, E.; et. al. Ambiente & Água v. 12, n. 2.	Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense.	Os resultados obtidos atestaram a capacidade do SWAT para as simulações hidrossedimentológicas nessa bacia. Entretanto, foi preciso realizar a sua calibração para que as simulações atendessem os critérios de qualidade estabelecidos. Após a calibração, observou-se uma tendência de subestimativa das variáveis simuladas, porém, dentro de limites aceitáveis. Além disso, foi possível comprovar a eficiência do modelo para simulação das curvas de permanência das variáveis estudadas, caracterizando o SWAT como uma ferramenta importante na gestão de bacias hidrográficas como a do rio Camboriú.
2016	Brighenti, T. M.; et. al. Revista Brasileira de Recursos Hídricos v. 21 n.1.	Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense.	Na análise de cada ano separadamente a calibração e validação dos anos úmidos (2008 a 2012) foi mais eficiente que dos anos secos (2003 a 2007). No processo de validação do modelo para uma bacia com uso do solo semelhante, o modelo não foi eficiente para o ajuste dos picos de vazões (NSE de 0,0), porém, houve uma compensação dos volumes na estimativa do balanço hídrico (Pbias de 0,1%). Os resultados indicam que a eficiência do modelo SWAT depende da escala espacial e do período de calibração.
2015	Rodrigues, E. L. et. al.	Aplicação do modelo SWAT na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas	O modelo considerou adequadamente as variáveis na sua estrutura, mostrando eficácia na representação do comportamento da bacia de maneira coerente, conforme a

	Revista Sociedade e natureza v.27, n. 3.	na bacia do rio Pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais.	distribuição espacial e temporal. Os resultados apontam que as alterações a curto e médio prazo no uso e cobertura do solo de uma bacia podem acarretar impactos maiores ou menores em função das variáveis físicas e climáticas do regime hídrico.
	Bressiani, D.; et. al. International Journal of Agricultural and Biological Engineering v. 8, n. 3.	Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects.	A maioria dos estudos da SWAT pesquisados foi realizada para bacias hidrográficas localizadas nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (67%) e foi conduzido no contexto da pesquisa acadêmica. Quase 50% dos estudos pesquisados relataram apenas resultados hidrológicos. Foram relatados estudos limitados que descrevem aplicações da SWAT no Brasil por empresas privadas ou agências governamentais; esta revisão indica que existe o potencial para o aumento do número de tais estudos no futuro. No entanto, há evidências de que a falta de acessibilidade a dados adequados de entrada de qualidade é um possível empecilho para o uso mais geral da SWAT para aplicações de bacias hidrográficas no Brasil.

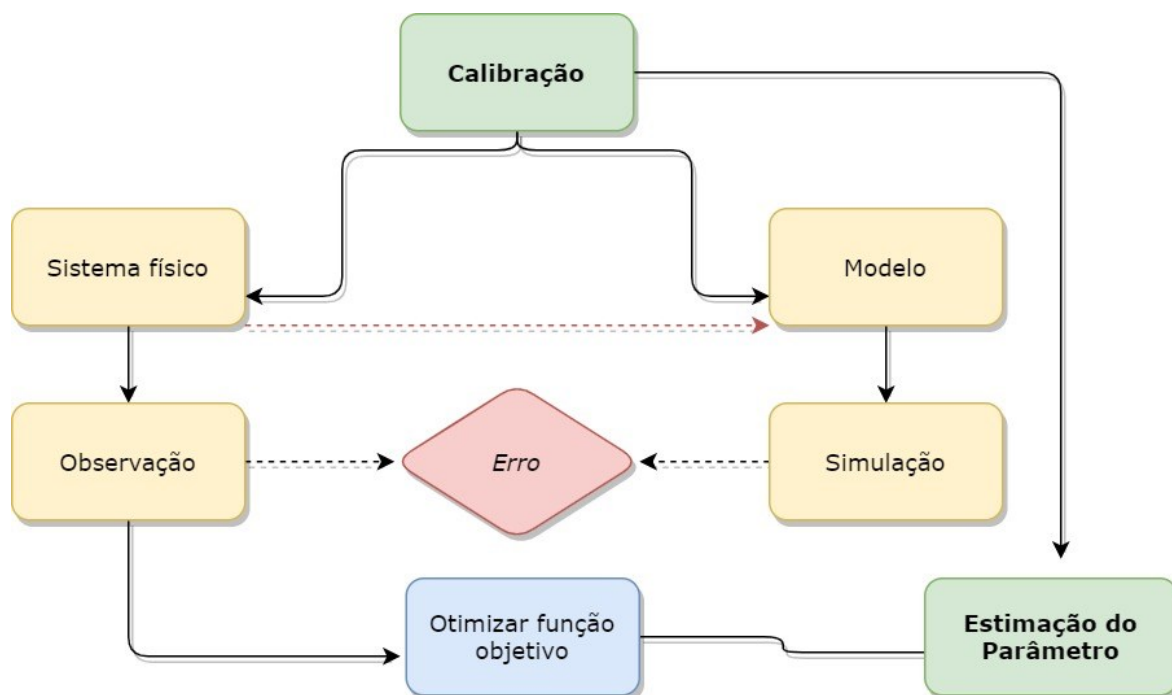
4.1. Metodologias de Calibração e Validação

A calibração do modelo SWAT é decisiva para sua acurácia e a análise de incertezas. De acordo com Abbaspour et al. (2018), a construção de um modelo hidrológico tem as seguintes etapas: (1) criar o modelo utilizando a interface de um SIG; (2) realizar a análise de sensibilidade; (3) calibrar e fazer a análise de incertezas; (4) validar o modelo e, em alguns casos (5) fazer a análise de riscos.

Após as simulações iniciais, é necessário realizar a calibração dos dados e análises de incerteza. Nesta etapa é utilizada o SWAT-CUP (*SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures*) que é um *software* que interage com o ArcSWAT e realiza a calibração, validação e a análise de sensibilidade do modelo. Ele foi elaborado para flexibilizar e melhorar o desempenho da calibração, o que o ArcSWAT não oferece. Além disso, o *software* oferece uma larga variedade de funções e uma ampla gama de interfaces para a parametrização, calibração e validação do modelo (BRIAK, 2016).

A calibração de um modelo consiste em ambientação das variáveis de entrada para que os resultados correspondam com os dados reais observados. (BRIAK, 2016). Ou seja, a calibração do SWAT é o método que minimiza a diferença entre o modelo simulado e o dado observado. Através desse processo é esperado que o modelo simule corretamente o que acontece no processo físico (Figura 4).

Figura 4. Conceitualização do modelo de Calibração.



Fonte: Adaptado de Abbaspour et al. (2018).

A análise de sensibilidade é a identificação dos principais parâmetros que influenciam no modelo, sendo capaz de fornecer informações dos processos mais importantes na área de estudo e diminuir o número de parâmetros para a calibração, eliminando os parâmetros que são irrelevantes (ABBASPOUR et al, 2018).

A análise de incerteza é a propagação de todas as incertezas da entrada dos dados até os dados de saída (ABBASPOUR et al., 2018). Esta etapa é responsável por indicar o quão confiável são os dados medidos ou ainda, segundo Shirmohammadi et al., (2006) um valor que representa o quão distante o dado medido ou o dado obtido está do valor real. E de acordo com Harmel et al (2014) esta etapa é importante devido ao seu impacto na avaliação e na interpretação dos resultados obtidos do modelo.

Segundo Abbaspour et al. (2018), o reconhecimento de todas as possíveis soluções, apesar das incertezas de entrada pode fornecer um modelo de incerteza expressa no SWAT-CUP como 95% de incerteza de previsão (95PPU). A avaliação do ajuste entre os resultados da simulação e os dados observados, expressa no 95PPU, pode ser realizada por dois índices estatísticos, o fator-p e

o fator-r. O fator-p é a porcentagem dos dados observados dentro da incerteza do modelo (95PPU), variando de 0 a 1, onde 1 implica em 100% de ajuste. E o fator-r é a incerteza do 95PPU.

Um modelo é válido quando este permite a reprodução dos dados observados de maneira satisfatória (BRIAK, 2016), e a validação é realizada para a construção da confiança dos parâmetros calibrados. Conforme Arnold et al. (2012), a validação de um modelo é o processo que demonstra que um dado modelo é capaz de realizar simulações suficientemente acuradas. A validação envolve a execução do modelo usando os parâmetros usados na calibração e a comparação das previsões com dados não utilizados na calibração, ou seja, nesta etapa a validação do modelo será feita com dados coletados em campo.

Após a construção e calibração do modelo, a análise de risco é realizada a etapa que verifica as consequências no meio ambiente e na saúde humana. De acordo com Abbaspour et al. (2018), é uma etapa frequentemente ignorada na modelagem hidrológica, e sugerem que um impedimento é geralmente a existência de incerteza nos dados de saída e que hoje não há norma ou maneira mais fácil para comunicar essas incertezas para os tomadores de decisão.

5. CONTEXTUALIZAÇÃO DE ESTUDOS REALIZADOS NA BHRU

Foi realizado um levantamento bibliográfico afim de mencionar quais estudos foram realizados na BHRU por membros do LABGEMM da Unesp-Sorocaba. Nota-se que desde de 2016 a BHRU foi analisada em estudos de caráter ambiental e socioeconômico, onde foram abordados aspectos do meio físico, biótico e antrópico por meio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. No entanto, poucos desses estudos tiveram como objetivo explorar ou se aprofundar nas análises dos processos erosivos, tampouco de assoreamento.

Para contextualizar quais estudos foram realizados e quais temáticas foram abordadas, no Quadro 3 estão listados os resultados algumas dessas pesquisas as quais foram publicadas em periódicos no período de 2016-2021. Foram excluídos desse levantamento as teses, dissertações, capítulos de livros

e trabalhos publicados em eventos, uma vez que essas categorias de trabalhos são derivadas das publicações listadas.

Quadro 3. Publicações de estudos aplicados na BHRU no período de 2016-2021.

Ano	Autores	Publicações
2016	SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W.	Uso de Indicadores Morfométricos como Ferramentas para Avaliação de Bacias Hidrográficas (Use of Morphometric Indicators as Tools for Assessment Watershed). Revista Brasileira de Geografia Física , v. 9, p. 627-642, 2016.
	LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SOUSA, J. A. P.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W.	Socioeconomic and Environmental Determinants on the Urban Potential of the Una Watershed, Ibiúna, SP. Rede: Revista Eletrônica do Prodem , v. 10, p. 07-22, 2016.
	ANDRADE, F. M.; LOURENÇO, R. W.	Uso do Solo e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Una; Ibiúna/SP. Revista do Departamento de Geografia , v. 32, p. 48-60, 2016.
2017	SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W.	Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o Cálculo do fator C da USLE. Revista Ra'e Ga Espaço Geográfico em Análise , v. 42, p. 72-85, 2017.
	SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W.	Identificação de áreas prioritárias para conservação da avifauna na bacia hidrográfica do Rio Una, Ibiúna/SP. Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais , v. 8, p. 1-21, 2017.
	SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W.	Proposta Metodológica para Análise da Inserção Social na Bacia Hidrográfica do Rio Una em Ibiúna/SP. Revista do Departamento de Geografia , v. 33, p. 74-84, 2017.
	SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W.	Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Caderno de Geografia , v. 27, p. 455-466, 2017.
	SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W.	Application of environmental indicators for water analysis in watershed. Revista Brasileira de Geografia Física , v. 10, p. 610-626, 2017.
2018	ARTEAGA, A. M.; LOURENÇO, R. W.	Emisividad de radiación y efecto invernadero por la ocupación urbana del suelo en la cuenca del río Una, São Paulo. Cuadernos De Geografia , v. 27, p. 323-337, 2018.
	LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SOUSA, J. A. P.; LOURENÇO, R. W.	Avaliação dos Aspectos Físico-Químicos dos Solos em Diferentes Coberturas Vegetais. Revista Brasileira De Ciências Ambientais (IMPRESSA) , v. 49, p. 123-139, 2018.
	PADOVANI, N. G.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; MORAIS, M. C. M.; LOURENÇO, R. W.	Análise Espacial da Temperatura e Albedo de Superfície na Bacia Hidrográfica do rio Una - Ibiúna/São Paulo, a partir de imagens MODIS. Revista Brasileira De Geografia Física , v. 15, p. 1-16, 2018.
	LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SOUSA, J. A. P.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W.	Modelagem ambiental de bacias hidrográficas: caracterização morfológica e pedológica da bacia do rio Una, Ibiúna, Brasil. Geosul , v. 33, p. 105-127, 2018.

	LOPES, E. R. N.; SALES, J. C. A. SOUSA, J. A. P.; AMORIM, A. T.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W.	Losses on the Atlantic Mata Vegetation Induced by Land Use Changes. CERNE , v. 24, n. 2, p. 121-132, 2018
2019	SOUZA, J. C.; LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P.; PADOVANI, N. G.; LOURENÇO, R. W.	Dinâmica Espacial e Sazonal da Temperatura, Umidade e Estresse Hídrico em Diferentes Tipos de Cobertura Vegetal. Revista do Departamento de Geografia , v. 37, p. 80-94, 2019.
	SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; BITAR, O. Y.; LOURENÇO, R. W.	Proposal of methodology for spatial analysis applied to human development index in water basins. GEOJOURNAL , v. 84, p. 813-828, 2019.
2020	SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W.	Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO ₂ em bacia hidrográfica. Sociedade & Natureza , v. 32, p. 262-278, 2020.
	MIYANO, C. A.; SOUSA, J. A. P.; LOPES, E. R. N.; LOURENÇO, R. W.	Dinâmica de Fragmentação no Alto Curso do Rio Una. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental , v. 9, p. 494-512, 2020.
2021	LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.	Zoneamento Ecológico-Econômico como instrumento da gestão ambiental de bacias hidrográficas. Revista Brasileira de Geografia Física , v. 14, p. 106, 2021.
	TAKIKAWA, B. Y.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W.	Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. Revista do Departamento de Geografia , v. 41, p. e 170587-1, 2021.
	SILVA, R. C. F.; SOUSA, J. A. P.; SACRAMENTO, B.; SALES, J. C.; COSTA, H. F.; AMORIM, A.; LOURENÇO, R. W.	Contribuições para a Gestão de Bacias Hidrográficas a Partir da Abordagem Multicritério para Análise da Fragilidade Ambiental a Processos Erosivos. InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade . v.7, 2021.

Fonte: Elaborado pela autora.

Nos estudos de 2016 Silva et al. (2016) utilizou os indicadores morfométricos da bacia como ferramenta para a avaliação de sua qualidade ambiental, Lopes et al. (2016) analisou as condições socioeconômicas e ambientais para identificar seu potencial de expansão urbana, e Andrade e Lourenço (2016) avaliaram as mudanças no Uso da Terra nos anos de 2004, 2008 e 2012.

Os trabalhos publicados nos anos posteriores, seguiram eixos diferentes, realizando análises socioeconômicas e indicadores sociais (SILVA et al. 2017; SALES, et al., 2019; LOPES et al., 2021), propostas de indicadores de áreas prioritárias para conservação da avifauna e fragilidade ambiental de fragmentos florestais (SALES et al., 2017; TAKIKAWA et al., 2021), análises a partir de sensoriamento remoto (ARTEGA e LOURENÇO, 2018; PADOVANI et al., 2018,

SOUZA et al., 2019), dinâmica de mudanças do uso da terra e seus impactos na vegetação e no solo da BHRU (LOPES et al., 2018; SOUSA et al., 2020; MYANO et al., 2020) e caracterização e análise morfométrica e pedológica (LOPES et al., 2018).

Em 2017 o primeiro estudo que voltado a perdas de solo na BHRU foi publicado por Silva et al. (2017), onde ele utilizou o NDVI como metodologia alternativa para calcular o Fator C da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), identificando as áreas mais suscetíveis a perdas de solo, que embora tenha analisado processos erosivos, a questão do assoreamento não foi explorada. Ainda neste ano o autor propôs uma metodologia para aplicação de indicadores ambientais para análise da qualidade da água e analisou o potencial de degradação dos recursos hídricos a partir de um Índice de Potencial Degradação dos Recursos Hídricos (IPDRH).

Todos os trabalhos realizados na BHRU ao longo desses anos, buscaram analisar e caracterizar a bacia como um todo a partir de análises de dados espaciais e modelos matemáticos desenvolvidos para análise ambiental. A análise da dinâmica de processos de assoreamento na bacia não foi abordada precisamente nesses estudos, mas foi mencionada em alguns deles. A temática erosão voltou a ser abordada em 2021 por Silva et al. (2021), que a partir de uma abordagem multicritério analisou a fragilidade a processos erosivos na BHRU.

Existem evidências empíricas observadas em campo que o rio Una vem suportando o assoreamento causado pela erosão em seu entorno e o carregamento de sedimentos ocorre no leito do rio Una, o qual já foi citado nos estudos de Silva et al. (2017), mas não havia até o momento uma conexão desses estudos para avaliar de maneira sistemática como ocorre o assoreamento no rio Una, e quais áreas devem ser priorizadas para ações de mitigação.

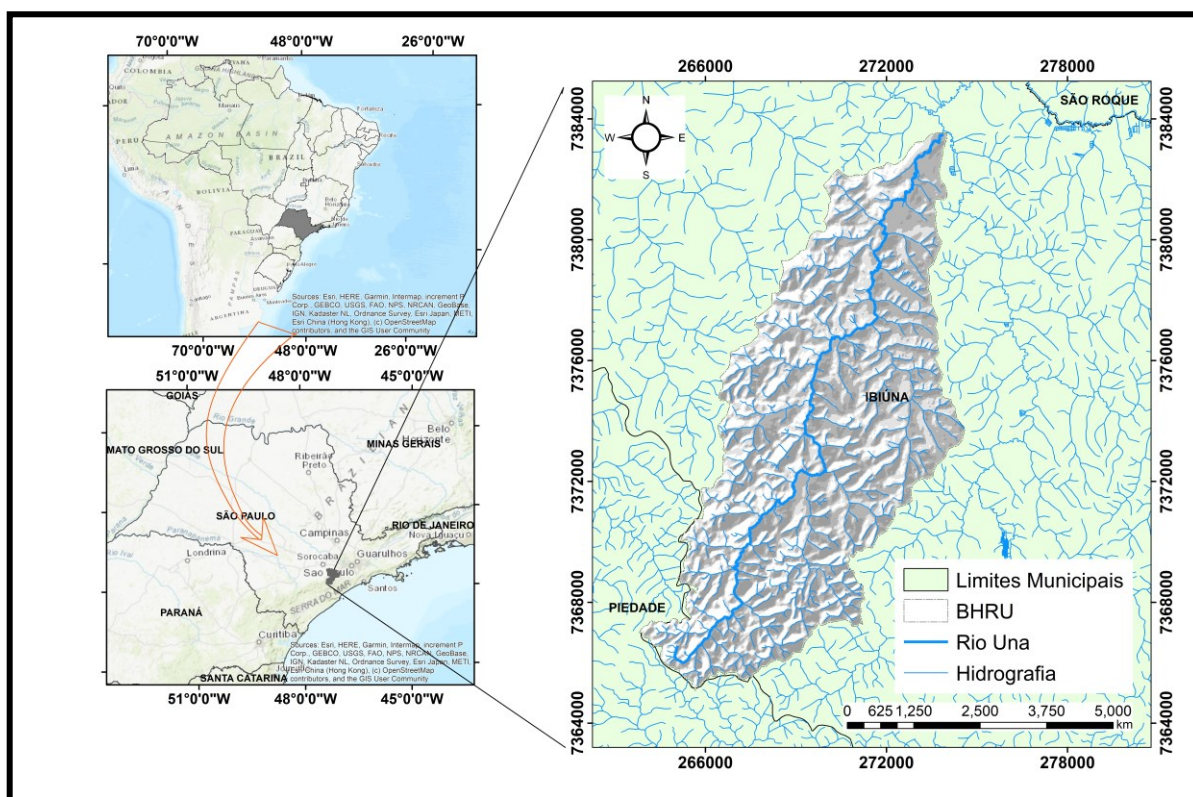
3. MATERIAIS E MÉTODOS

1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida na Bacia Hidrográfica do Rio Una (BHRU), que possui área total de 98,63 km² e fica localizada no município de Ibiúna-SP (Figura 5). A bacia está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 10 (UGRHI 10) e na Área de Proteção Ambiental de Itupararanga (APA de Itupararanga), e tem, portanto, importância regional devido a sua contribuição hídrica para o reservatório da Usina Hidrelétrica Itupararanga (SP) e que, também, abastece uma população de aproximadamente 1.000.000 habitantes.

Devido ao uso extensivo do solo especialmente voltados a ocupação urbana e agricultura, a Bacia Hidrográfica do Rio Una encontra-se com alto grau de degradação e possivelmente o excesso de produção de sedimentos acarreta no assoreamento do rio Una.

Figura 5. Delimitação da área de drenagem da Bacia do Rio Una.



Fonte: Elaborado pela autora.

2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA

2.1. Aspectos do Meio Físico

A pluviosidade anual média na área onde a bacia está inserida é de 1.308,8 mm, onde janeiro é o mês mais chuvoso com média de 214,9 mm, e agosto, o mês mais seco, com precipitação média de 40,0 mm (SALES, 2015). O clima é do tipo Cwa, característico de verão chuvoso (dezembro a março) e estiagem de inverno (junho a setembro) (DUBREUIL et al. 2017).

O município de Ibiúna-SP possui uma grande extensão territorial, e devido a esta característica está inserido em duas regiões hidrográficas, segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (SÃO PAULO, 2006), sendo elas a UGRHI 10 e UGRHI 11. A região da BHRU está totalmente inserida na UGRHI 10, onde está localizada a Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio-Tietê (SMT), sendo que o rio Sorocaba é o principal tributário do rio Tietê na UGRHI. As sub-bacias do rio Sorocamirim, rio Sorocabuçu e rio Una são importantes afluentes da região, e juntas são responsáveis pela formação da Represa de Itupararanga (CBH-SMT, 2018).

Segundo Lopes (2018) e Silva (2016), a hierarquia da hidrografia na BHRU é distribuída em canais de 1ª até 5ª ordem, de acordo com a classificação de Strahler (1957), sendo que os cursos de 1ª e 2ª ordem representam mais de 75% total da drenagem. O Rio Una é o principal afluente e suas dimensões não ultrapassam 15 m de largura de uma margem a outra, e seu comprimento totaliza 28,43 Km, com comprimento total da hidrografia de 298,43 Km. A largura máxima da BHRU é de 8,2 km e seu comprimento direto é de 19,74 Km. Os afluentes da BHRU alcançam até a 5ª ordem, tendo uma Densidade da drenagem (Dd) de 2,14 km/km² (LOPES, 2018) sendo considerada uma bacia é bem drenada.

Em relação a morfometria da BHRU de maneira geral, suas características favorecem uma drenagem eficiente até os exutórios, com padrão de drenagem Dendrítico, comum em regiões de litologia homogênea (CHRISTOFOLETTI, 1980). Seu formato é alongado, fato evidenciado pelo baixo Índice de circularidade (IC) de 0,33 o que favorece o escoamento e diminui o tempo de concentração do deflúvio em alta precipitação (LOPES, 2018).

No contexto das águas subterrâneas, a BHRU está inserida no sistema de aquífero Pré-Cambriano, um embasamento cristalino que cobre uma área de aproximadamente 57.000 km² na porção leste do Estado (CBH-SMT, 2018; IRITANI e EZAKI, 2008). Nesse sistema o armazenamento e a circulação da água ocorrem por meio da porosidade e das fissuras (Pré-Cambriano), e sua composição engloba rochas ígneas e metamórficas geralmente granitos, gnaisses, filitos, xistos e quartzitos, que são praticamente impermeáveis, dificultando fluxos de água em escala regional e a conectividade do aquífero favorecendo a formação de unidades independentes com um regime de escoamento próprio, aumentando a dependência do aquífero da disponibilidade hídrica de rios e riachos locais, limitando o seu potencial hídrico e sua capacidade de recarga com valores extremos de 0 a 50 m³/h, média de 7 m³/h, o Aquífero Guarani, que possui uma boa transmissividade, esses valores chegam a 500m³/h (IRITANI e EZAKI, 2008).

2.2. Aspectos do Meio Biótico

Os aspectos da vegetação como o tipo de cobertura vegetal (nativa ou exótica) e o estágio de sucessão dos fragmentos florestais, podem ser importantes indicadores das condições ambientais de uma bacia. Quando a vegetação nativa ainda está presente na maior parte do território, esta pode proteger o solo e reduzir o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de contribuir para a manutenção da diversidade biológica (PÉRICO e CEMIN, 2006). Caso a vegetação predominante no território seja exótica como pinus ou eucalipto, a proteção aos impactos no solo e a manutenção da biodiversidade podem estar comprometidas. Barros et al. (2011) e Vechi e Magalhães Jr. (2018) demonstram em seus estudos diversos aspectos negativos ligados ao cultivo de eucalipto e que estão presentes em todo o ciclo de vida da planta.

Na região de inserção da BHRU, a vegetação nativa presente é a Floresta Ombrófila Densa Montana ou Bioma Mata Atlântica, que deveria apresentar grande biodiversidade, entretanto, a floresta atual foi claramente alterada pela agricultura e o extrativismo (VIDAL et al. 2007; ANDRADE e LOURENÇO, 2016,

SOUSA et al. 2018). Nas últimas décadas, as pressões antrópicas têm ocasionado a substituição da paisagem natural por outros tipos de uso do solo, principalmente por culturas temporárias como o cultivo de hortaliças (olericultura), reduzindo as áreas de vegetação natural contínua a fragmentos florestais (SALES, SILVA e LOURENÇO, 2017; SALES et al., 2017).

Embora tenha sido constatado em estudos anteriores que houve uma redução expressiva da vegetação nativa na região da BHRU, cujo principal fator foi o avanço da agricultura (ANDRADE e LOURENÇO, 2016; SOUSA et al., 2020), é preciso considerar que outros fatores ameaçam a conservação da vegetação na bacia, como a derrubada da floresta para o fornecimento de madeira e carvão, o plantio de *eucalyptus spp.* e a especulação imobiliária para atividades de turismo ou moradia implicam na transformação da paisagem refletindo o histórico de uso do solo predatório (VIDAL et al., 2007).

Atualmente a vegetação natural remanescente na BHRU é secundária e formada por fragmentos florestais com diferentes estádios de regeneração, sendo em muitos fragmentos a vegetação nativa intercalada com as plantações de *eucalyptus spp.* e, principalmente, hortaliças e frutas o que resulta em uma paisagem natural fragmentada, evidenciando a heterogeneidade do território (COSTA e DEAN, 2002, LOPES et al., 2017). Apesar da grande variedade de fitofisionomias na paisagem, ainda é possível encontrar uma grande variedade de espécies florestais e está inserida na Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo (SÃO PAULO, 2002).

2.3. Aspectos do Meio Antrópico

Em relação aos aspectos sociais da bacia, os dados referem-se ao município de Ibiúna, no qual a bacia está totalmente inserida. Segundo o último censo populacional realizado pelo Instituto Brasileiro Geografia e Estatística (IBGE) em 2010 o município possuía uma população total de 71.217 mil, sua população total estimada em 2020 é de 76.430 habitantes de acordo com a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE), sendo sua densidade demográfica relativamente baixa de 72,23 hab/km² (SEADE, 2020).

O município possui uma particularidade devido a sua extensão territorial e sua vocação para a economia agrícola, maior parte desta população encontra-se na área rural, onde residem em condomínios e aglomerados rurais, cuja discrepância se reflete em seu grau de urbanização que é de apenas 36,9% (SEADE, 2020). A projeção populacional do município para o ano de 2050 é de 81.435 habitantes (SEADE, 2020), sendo que a quantidade de população urbana está estimada em 34.828 e quanto a população rural a estimativa é de 46.607 (Tabela 1).

Tabela 1. Projeção populacional até o ano de 2050 para o município de Ibiúna.

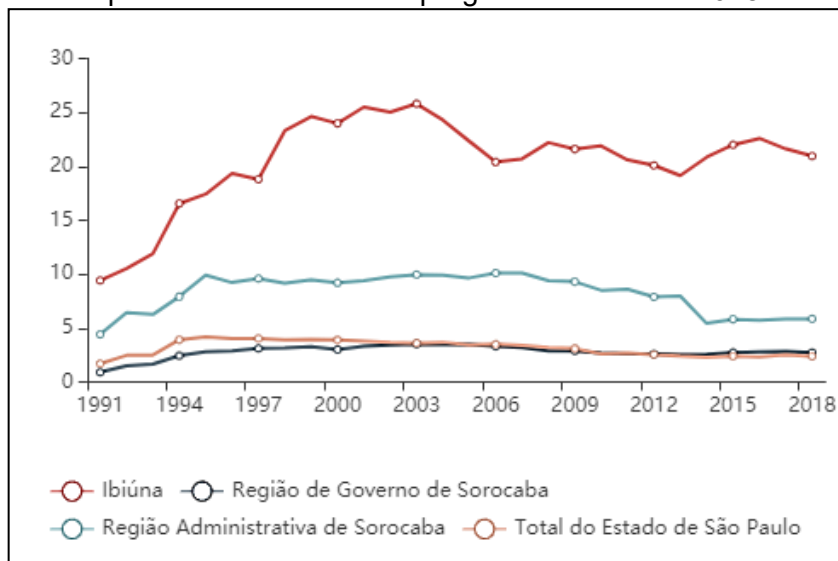
Ano	Urbano	Rural	Total
2025	29.768	48.873	78.641
2030	31.164	49.114	80.278
2035	32.377	48.980	81.357
2040	33.406	48.514	81.920
2045	34.238	47.730	81.968
2050	34.828	46.607	81.435

Fonte: Fundação SEADE (2020).

O serviço de abastecimento de água do último censo em 2010 alcançava 90% da população, ficando abaixo da média do estado que no mesmo período correspondeu a 97,91%, enquanto que o serviço de coleta de esgoto sanitário está longe de ser o ideal em um município que concentra os principais rios afluentes da Bacia do Sorocaba Médio Tietê, coletando apenas 54,5% do esgoto enquanto no estado a média de coleta de esgoto sanitário é estimada em 89,75% (IBGE, 2010).

A agricultura tem uma participação relevante do percentual total de empregos formais, concentrando na Pecuária, Produção Florestal, Pesca e Aquicultura 20,95% do total dos empregos formais em 2018 (Figura 5), enquanto no estado esse número é de 2,38% (SEADE, 2020).

Figura 6. Empregabilidade da Agricultura, Pecuária, Produção Florestal, Pesca e Aquicultura no total de empregos de Ibiúna-SP 2018.



Fonte: Fundação SEADE (2020).

As grandes mudanças na paisagem devido a expansão agrícola no município ocorreram a partir de 1931 (NAKAJIMA, 2014). Devido a este processo, a região da BHRU é caracterizada pela ampla presença de lavouras, restando poucas áreas de floresta nativa que encontram-se reduzidas a fragmentos florestais, onde muitas vezes nem mesmo as matas ciliares são preservadas (VIDAL et al. 2007; SOUSA et al, 2020).

As características agrícolas do município podem ser analisadas em escala de Unidade de Produção Agrícola (UPAs), por serem áreas divididas por dimensões territoriais que são concebidas como um sistema composto de elementos de interação técnica (sistemas de cultivo e/ou criação e/ou transformação), e social (agricultor/produtor rural e sua família), tais interações compõem um sistema aberto ao meio externo, sobretudo no âmbito físico e humano (ANDRADE e MAZOYER, 2014).

A disposição das áreas agrícolas do município de Ibiúna podem ser melhor compreendidas a partir da análise dos dados coletados do Censo Agropecuário (Projeto Lupa) para os anos de 2008 e 2017. Apesar do banco de dados se referir aos dados quantitativos das UPAs do município como um todo, é possível entender como a expansão das áreas agrícolas e o tamanho de seu território podem impactar na qualidade dos ecossistemas na região da BHRU.

A Tabela 2 mostra o número de UPAs até 10 hectares nos anos de 2008 e 2017 de acordo com o Censo Agropecuário. Nota-se que em quase 10 anos as áreas de produção agrícola aumentaram sua área total, passando de 19.448,5 ha em 2008 para 21.460,5 ha em 2017. Devido a expansão do território agrícola no município, houve uma reconfiguração no tamanho das UPAs, enquanto em 2008 as áreas de até 10 hectares representavam 66,81% do total de UPAs e 20,97% de seu território (CATI, 2008), em 2017 o total de UPAs até 10 hectares diminuiu para 57,04% havendo uma retração de seu território total para 16,88% (CATI, 2017).

Tabela 2. Número de UPAs em 2008 e 2017 no município de Ibiúna

Área das UPAs	Nº de UPAs em 2008	%	Nº de UPAs em 2017	%
Até 10 ha	920	66,81	721	57
Maior que 10 ha até 2000 ha	457	33,19	543	43
Total	1.377	100	1.264	100

Fonte: LUPA – CATI/SAA (2008/17)

Até o presente momento, não existe na literatura um termo que defina a relação entre a extensão das UPAs e a tipologia do sistema de exploração agrícola (agricultura familiar e agricultura patronal), entretanto, é implícito que a extensão do território das UPAs é importante para compreender qual o tipo de sistema agrário é adotado, em uma tentativa de relacionar as continuidades e descontinuidades do território agrícola com os impactos ambientais que podem ocasionar desta reconfiguração das áreas agrícolas.

Num panorama geral do Brasil, no censo agropecuário de 2008 a agricultura familiar representava 87,95% do total de estabelecimentos agropecuários no Brasil, já em 2017 esse número passou a ser de 77% (GUANZIROLI, BUAINAIN, DI SABBATTO, 2012). Enquanto a agricultura familiar diminuiu 9% entre os dois censos agropecuários, houve um crescimento no agronegócio de 35% (IBGE, 2017), apontando para uma tendência da diminuição da agricultura familiar e o aumento da concentração de terras, o que pode agravar a destruição ambiental e a violência no campo (NASCIMENTO, 2008; SCHRODER, 2010).

A região de Ibiúna por sua vez, apresenta evidências da ocorrência de um processo (ainda que tímido) da diminuição da agricultura familiar e aumento das grandes propriedades rurais. Ao analisar a estratificação das áreas agrícolas nos dois censos agropecuários, nota-se o aumento da área dos extratos agrícolas de 100 a 200ha, passando de 5,48ha (2008) para 6,68ha (2017), e a diminuição de 4% da área dos extratos até 10ha (Tabela 3).

Tabela 3. Estratificação das áreas agrícolas

Extrato – ha	Área 2008		Área 2017	
	ha	%	ha	%
0 a 10	4.078,70	20,97	3.623,2	16,88
10 a 20	3.422,80	18	3.919,3	18,6
20 a 50	5.089,00	27	6.323,6	29,46
50 a 100	2.334,10	12	2.636,9	12,28
100 a 200	1.067,30	5,48	1.433,8	6,68
200 a 500	1.520,50	7,81	1.587,7	7,4
500 a 1000	0,00	0	0,00	0,00%
1000 a 2000	1.936,00	9,95	1.936,00	9,02%
Total	19.448,5	100%	21.460,5	100%

Fonte: LUPA – CATI/SAA (2008/17)

Quanto aos tipos de usos do solo, os dados oficiais apontam uma redução de 35,5% de vegetação natural em Ibiúna (Tabela 4), esta redução das florestas está em conformidade com os estudos realizados anteriormente na BHRU e nas bacias adjacentes (VIDAL et al. 2007; ROSA et al. 2013; ANDRADE e LOURENÇO, 2016; SOUSA et al, 2020) que apontam que houve redução expressiva das florestas nativas e aumento das áreas agrícolas.

Houve incremento de área das atividades agrícolas de Culturas Perene e Temporária, Pastagens e Reflorestamento entre os dois censos, essa condição pode significar o aumento das áreas contínuas de agricultura.

Tabela 4. Tipos de uso do solo no município de Ibiúna 2008-2017

Descrição do uso do solo	2008		2017	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Cultura Perene	188,70	0,44	185,7	0,86
Cultura temporária	5.465,40	12,61	6.971,9	32,48
Pastagens	2.987,80	6,89	2.540,5	11,83
Reflorestamento	678,60	1,57	634,1	2,95
Vegetação Natural	30.602,90	71,0	7.622,9	35,52
Vegetação de brejo e várzea	648	1,49	535,8	2,5
Área em descanso	1.263,70	2,92	1.483,6	7
Área complementar	1.513,30	3,4	1.486,1	7,0

Fonte: LUPA – CATI/SAA (2008/17)

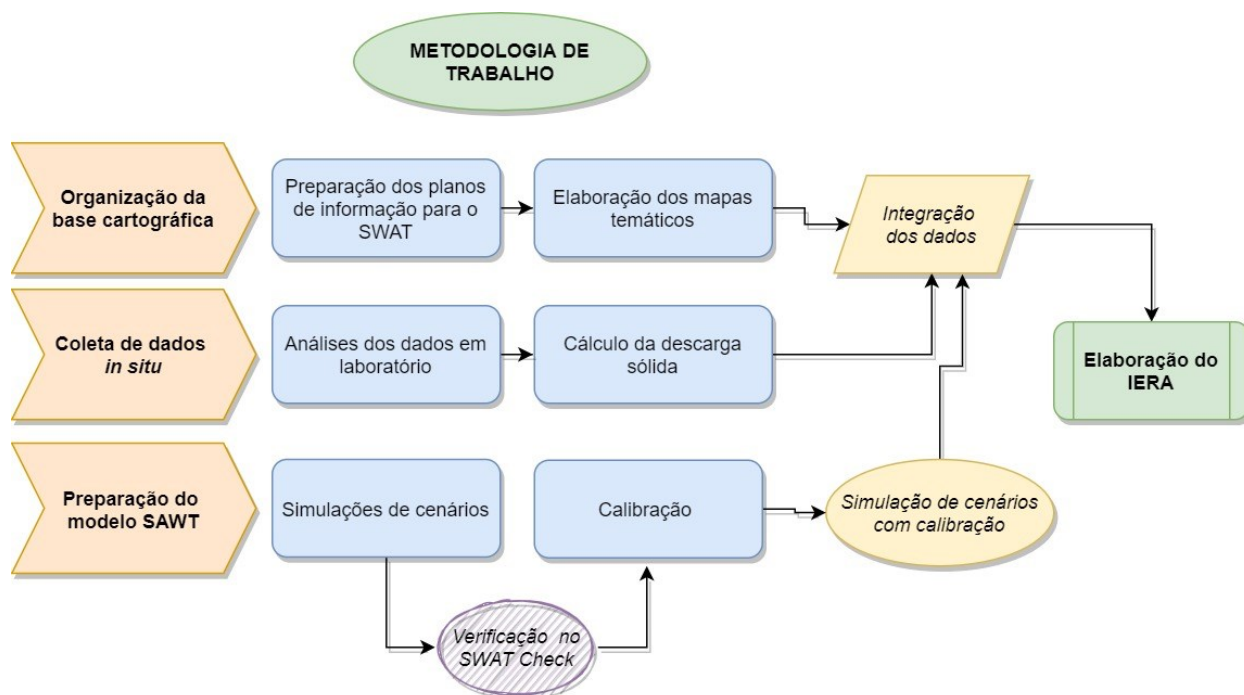
Em relação aos tipos de manejo do solo, o sistema produtivo utilizado pelos agricultores até então é baseado no elevado uso de insumos como agroquímicos e no intenso revolvimento de solo, embora os agricultores da região estejam cientes de que o uso excessivo de agroquímicos tem o potencial de destruir a biota do solo e poluir os recursos hídricos (NOBRE JUNIOR, 2009; NAKAJIMA et al, 2010, NAKAJIMA, 2014).

O preparo do solo é uma etapa importante das operações agrícolas para que exista um equilíbrio dinâmico entre a produção e a conservação dos recursos naturais. Pode-se notar que produção agrícola é a principal atividade econômica encontrada na área de estudo (ANDRADE e LOURENÇO, 2016; SOUSA et al, 2020) e o conhecimento dos tipos de manejo do solo possui relevância no sentido de gerenciar ações que contribuam para a preservação dos ecossistemas das bacias hidrográficas.

3. METODOLOGIAS ADOTADAS E FLUXO DE TRABALHO

As etapas da coleta e análise dos dados, podem ser visualizadas no diagrama do fluxo de trabalho abaixo (Figura 7). Os resultados das análises dos dados, ao final devem compor o Indicador de Exposição e Risco ao Assoreamento IERA, que irá fazer a integração dos dados, com o objetivo de mensurar os danos ambientais.

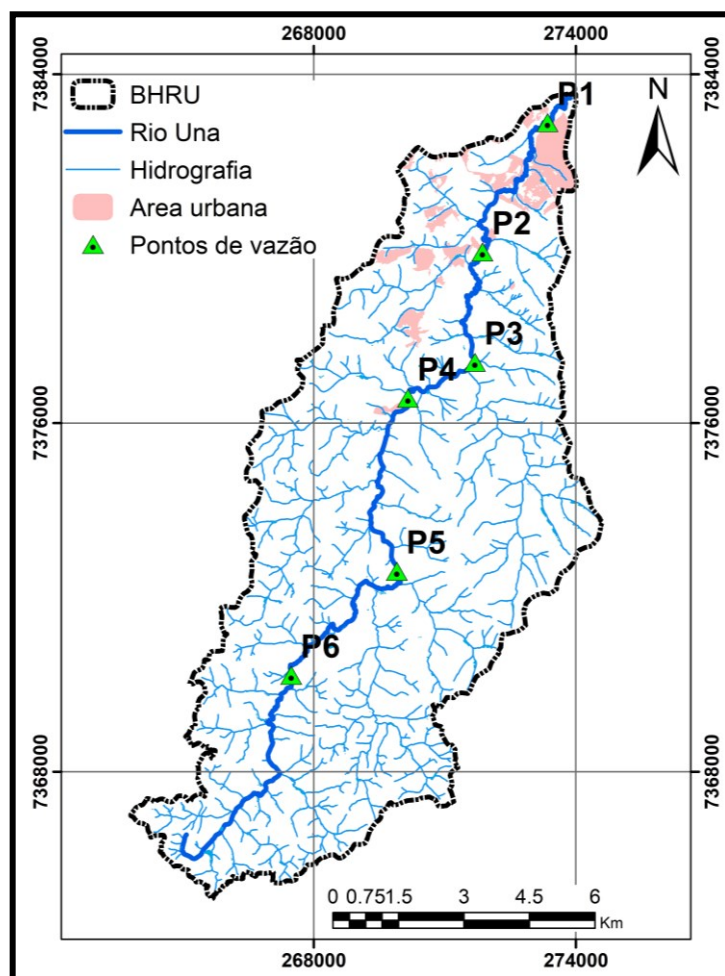
Figura 7. Fluxo de trabalho



4. SÉRIES DE MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO

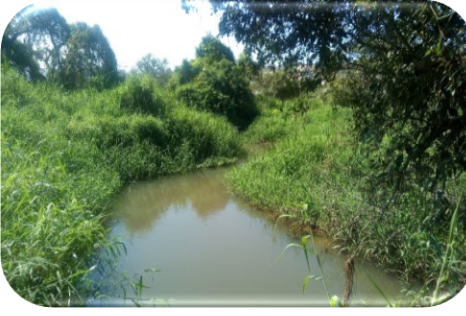
Foram realizadas medições *in situ* para calibração do modelo e validação dos resultados. A coleta de dados para a validação das estimativas de vazão e de concentração de sólidos suspensos (CSS) foi realizada mensalmente a partir de abril de 2018 até março de 2019 (12 meses), em 6 pontos ao longo da BHRU dispostos na Figura 8 e no Quadro 4. Para complementar as séries de vazão, também foram obtidas séries de dados fluviométricos diários e mensais, disponíveis na base de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) no período de 2018-2019 em um posto fluviométrico localizado próximo ao exultório da BHRU (P1).

Figura 8. Pontos de coleta e medições *in situ* na BHRU, Ibiúna/SP.



Fonte: elaborado pela autora.

Quadro 4. Características dos pontos de amostragem na BHRU, Ibiúna/SP.

	PONTO 1 Long 273.361m Lat 7.382.875 m	Localizado na área urbana do município, o Ponto 1 está localizado no exultório da bacia, o canal do rio possui profundidades superiores a 2 metros. As águas são turvas e visivelmente possui grande quantidade de material particulado. A vegetação no entorno é características de várzea em alguns pontos, enquanto em outros há poucas árvores e predominância de vegetação rasteira e arbustiva.
	PONTO 2 Long 271.865m Lat 7.379.920 m	Localizado no limite da área urbana, existem alguns bairros rurais no entorno e uma fábrica de tijolos há 2 km do local. Este ponto visivelmente é frequentado pela população que reside nas proximidades, pois existe uma quantidade considerável de resíduos sólidos no local. As águas são claras, o fundo do canal é irregular e possui grandes depósitos de areia, sua profundidade não ultrapassa 1 metro.
	PONTO 3 Long 271.690m Lat 7.377.389 m	Localizado na área rural em um ponto quase isolado, pois é preciso adentrar em uma trilha para chegar no rio. Existem muitos depósitos aluviais de areia no fundo do rio, embora as margens sejam constituídas de solo firme e aparentemente argiloso. O fundo do rio é muito irregular, alcançando profundidades superiores a 1 m em alguns locais, e 10 cm em outros, devido a formação de bancos de areia. A vegetação no entorno é natural, embora sua presença não seja abundante.
	PONTO 4 Long 270.160m Lat 7.376.565 m	Localizado na área rural, próximo a uma ponte, este ponto possui processos erosivos visíveis no solo a menos de 5 m do canal do rio. Existem algumas residências no entorno e evidências de que o local é frequentado pelos moradores da região, pois existe uma construção de uma escada improvisada que permite descer até as margens do rio, além de alguns resíduos sólidos deixados no local. No fundo do canal há presença de pedregulhos e areia, sendo este por vários meses um dos canais com menor volume de vazão do rio Una, houve aumento deste volume somente na época das chuvas.

	PONTO 5 Long 269.905m Lat 7.372.599m	Localizado no interior de uma propriedade rural, quase não possui vegetação na margem que corresponde a área da propriedade. A menos de 500 m do ponto, há culturas de hortaliças que utilizam maquinário para o seu preparo e cultivo. No interior do canal há em abundância a proliferação de algas. Foi observado que existem processos de assoreamento das margens que pôde ser verificado com aumento da distância entre as margens do canal ao longo do período de coletas.
	PONTO 6 Long 267.488m Lat 7.370.213m	Localizado no interior de uma propriedade rural e a 200 m da rodovia municipal. Este ponto possui uma peculiaridade, pois o proprietário do local costuma coletar material reciclável, acumulando-os em uma construção improvisada muito próxima das margens do rio, e por vezes foram identificados grandes resíduos sólidos presentes no interior do canal do rio. Existe uma quantidade considerável de vegetação em uma das margens, que se intercala entre espécimes nativas e exóticas.

Fonte: elaborado pela autora (2019).

4.1. Determinação da Descarga Líquida no Canal (vazão)

As medições de descarga líquida (vazão) foram realizadas com a sonda de medição de fluxo de alta precisão *Global Water®* modelo FP111, em que o pulso da velocidade média do fluxo (m/s) gerado é computado no contador, e posteriormente convertido em vazão (m³/s) a partir da Equação 1.

$$Q = V.A \quad [1]$$

Sendo:

Q = descarga líquida (vazão) m³

V = velocidade média do fluxo de cada seção (m/s)

A = área da seção transversal (m²)

Para realizar as medições no curso d'água, foram espaçadas seções transversais a cada 0,5 metro a partir da margem, para trechos do rio com largura até 6 metros. Já nos trechos do rio com larguras maiores que 6 metros o espaçamento entre as verticais foi de 1 metro (Figura 9). O número de pontos tomados verticalmente (profundidades) foi de um ponto para profundidades menores que 0,6 metros e de 3 pontos para profundidades entre 0,6 m e 2 m.

Figura 9. [A] Medições de fluxo sendo realizadas, [B] Medições da seção transversal do rio Una, Ibiúna-SP, 2019.



4.2. Determinação da Concentração de Sedimentos em Suspensão no Canal

A Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS), foi determinada a partir do Método Gravimétrico da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10.664 (1989). Entende-se por CSS, o material remanescente no filtro da cápsula após a evaporação da amostra e posterior secagem em estufa à temperatura escolhida (Figura 10). A determinação ocorre pela razão entre o peso do material sólido (contido na amostra seca) e o volume da mistura água/sedimento, sendo expresso em mg L^{-1} . As análises foram realizadas seguindo os procedimentos descritos abaixo:

a) Uma cápsula de porcelana com filtro foi aferida e aquecida em mufla a (550 ± 50) e a 0°C por 1 hora, seguida por esfriamento em dessecador e pesagem com precisão de 0,1 mg; b) Foi filtrado uma amostra de 1000 mL de água, medidos em proveta e evaporado em bomba de vácuo; c) Após evaporação da amostra, o filtro com resíduo foi transferido para a cápsula seca e colocado em estufa a $103\text{-}105^\circ\text{C}$ durante 24 horas; d) Após esse período a amostra foi deixada

para esfriar no dessecador a temperatura ambiente e pesada em seguida. Após esse procedimento, a CSS foi calculada a partir da Equação 2 de acordo com a proposta metodológica de Wetzel (2001).

$$CSS = \left(\frac{P_f - P_i}{V} \right) \times 1000 \quad [2]$$

Sendo:

Pf = é o peso final (g)

Pi = é o peso inicial dos filtros (g)

V = representa o volume de água filtrada (l).

Figura 10. Filtros saturados de material sólido após a secagem das amostras.



De acordo com Carvalho et al., (2008) pode-se considerar como baixos, os valores de concentração de sólidos em suspensão inferiores a 50 mg L⁻¹, altos, os valores entre 150 e 300 mg L⁻¹ e muito altos, os valores acima de 300 mg L⁻¹.

4.3 Predição Quantitativa do Aporte de Sedimentos

A Descarga sólida total foi feita pelo método simplificado de Colby (1955), e posteriormente foi utilizada como parâmetro comparativo com o calculado pelo

SWAT. A metodologia é baseada em experiências sobre diversos processos de cálculos de descarga sólida, principalmente no método modificado de Einstein e experiências em campo (CARVALHO et al., 2008). Para aplicar a metodologia é necessário o conhecimento prévio das características físicas da hidrografia.

A descarga sólida total foi calculada com as Equação 3:

$$Q_{st} = 0,0864 \times Q \times C_{ss} \quad [3]$$

Sendo:

Q_{st} = descarga sólida total (t/dia);

C_{ss} = concentração de sólidos em suspensão (mg/l);

Q = descarga líquida ou vazão (m³/s).

5. AQUISIÇÃO DOS PLANOS DE INFORMAÇÃO DO SWAT

Os planos de informação de entrada do SWAT foram obtidos de diversas fontes de dados, sendo que a base cartográfica principal foi elaborada a partir das informações dos arquivos *shapefile* disponíveis no Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental da UNESP-ICTS (LABGEMM), em escala de referência de 1:10.000, originárias do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) e obtidas gratuitamente em formato digital por meio do acervo da Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo (DATAGEO, 2018).

A partir da adoção de procedimentos de vetorização realizados na interface do *software* ArcGis 10.5 (ESRI, 2018), foram extraídas as informações planimétricas (rodovias, ferrovias, estradas, hidrografia, lagos) e as informações altimétricas relativas às curvas de nível e pontos cotados.

5.1. Mapeamento do Relevo

O mapeamento da declividade do terreno foi obtido a partir do Modelo Digital do Terreno (MDT). O MDT foi gerado por meio das curvas de nível e pontos cotados utilizando o método de interpolação *Triangulated Irregular Network* (TIN) encontrado no módulo *Create TIN* do *software* ArcGis 10.5.

A partir do MDT e utilizando a ferramenta *Slope* obteve-se a declividade do terreno, a qual foi reclassificada de acordo com as classes de declividade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2006), conforme Tabela 5.

Tabela 5. Classes de declividade percentual do terreno

Categoria	Declividade (%)	Definição
Plano	$> 0 \leq 3$	Superfície de topografia horizontal, onde os desnivelamentos são muito pequenos com declividades de 0 a 3%
Suavemente ondulado	$> 3 \leq 8$	Superfície de topografia pouco movimentada, apresentando declives suaves
Ondulado	$> 8 \leq 20$	Superfície de topografia pouco movimentada, apresentando declives acentuados
Forte ondulado	$> 20 \leq 45$	Superfície de topografia movimentada, formada por morros, com declives fortes
Montanhoso	$> 45 \leq 75$	Superfície de topografia vigorosa, com predomínio de formas acidentadas, constituída por morros, montanhas e maciços montanhosos, apresentando declividades acima de 45%
Escarpado	> 75	Superfícies com o predomínio de formas abruptas e muito íngremes contendo escarpamentos

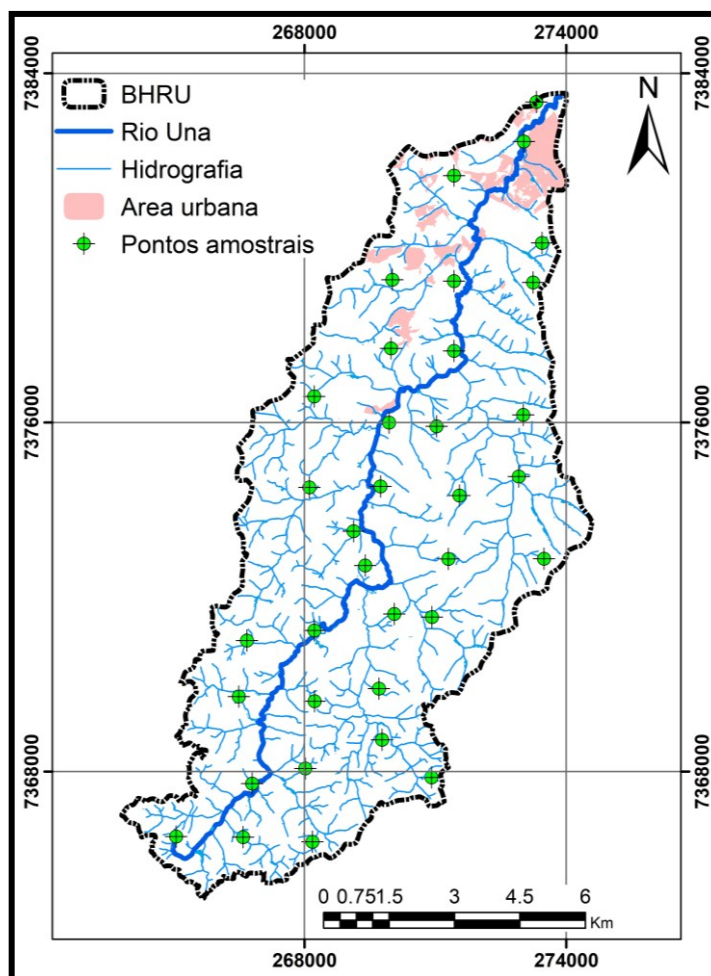
Fonte: Embrapa, 2006

5.2. Mapeamento dos tipos de solo

O mapeamento pedológico da BHRU, foi obtido a partir do arquivo shapefile do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (ROSSI, 2017), disponibilizado na plataforma online da infraestrutura de dados espaciais ambientais do estado de São Paulo (DATAGEO, 2018), onde realizou-se um recorte da base de dados vetorial para a área da BHRU.

A classificação das texturas do solo foi determinada de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SBCS) (EMBRAPA, 2006). As informações da BHRU foram obtidas do estudo desenvolvido por Lopes et. al. (2018), os quais realizaram a análise granulométrica coletando amostras de 35 pontos, e foram analisados os percentuais de argila, areia e silte. A malha amostral da distribuição dos pontos de coleta está representada na Figura 11 abaixo. A textura do solo foi utilizada posteriormente para calcular a erodibilidade do solo (fator K), necessária para a inclusão no banco de dados local dos tipos de solos do SWAT (APÊNDICE I).

Figura 11. Distribuição da malha amostral de coleta de solo para análise granulométrica na BHRU, Ibiúna-SP.



Fonte: elaborado pela autora.

5.3. Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal

O mapeamento do uso da terra foi realizado a partir da imagem multiespectral ortorretificada do satélite *RapidEye*, derivadas de sensores a bordo do sistema de satélite *RapidEye* que imageam a superfície do solo e possui resolução espacial de 5 metros e um total de 5 bandas multiespectrais, sendo elas: vermelha, azul, verde, vermelho limítrofe e infravermelho próximo. A imagem obtida para o ano de 2013 foi cedida pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT) e retificada para o ano de 2018.

As bandas espectrais foram importadas para o *software* ArcGis 10.5 e procedida uma composição verdadeira utilizando os canais RGB e as bandas na faixa espectral do vermelho, verde e azul, respectivamente. Os arquivos vetoriais com o limite da bacia foram sobrepostos a composição RGB e o mapeamento foi

realizado em escala 1:10.000 a partir das cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC), empregando-se as coordenadas planas Universal Transverse Mercator (UTM), *Datum* SIRGAS 2000 e Fuso 23S. As suas classes, subclasses e unidades de uso da terra foram determinadas conforme a adaptação do Manual Técnico de Uso da terra e do Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012; 2013).

A interpretação visual das classes de uso da terra foi confirmada a partir das observações em campo, com auxílio de um GPS e câmera digital para checagem dos usos identificados e dos limites entre as classes de uso da terra da área de estudo, gerando por fim o Mapa de Uso da terra e Cobertura Vegetal. Para realizar as simulações no modelo SWAT, foram considerados todos os tipos de cobertura vegetal presentes na bacia hidrográfica, sendo elas: Área Campestre, Área Degrada, Área Florestal, Área Rural, Área Urbana, Aterro Sanitário, Cultura Temporária, Lagos, Pastagem e Silvicultura, sendo que, nas áreas de lavoura, também foram discriminados os sistemas de manejo supracitados, como forma de avaliar seus impactos erosivos.

5.4. Aquisição de dados climáticos e precipitação

Os dados climáticos utilizados para a montagem do banco de dados local do modelo incluíram: precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento, que são os dados de entrada utilizados no gerador climático do SWAT (WXGEN). As séries históricas compõem um período de 36 anos (1979-2014) e foram obtidas das 04 estações meteorológicas da base de dados do *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR, 2020) mais próximas da BHRU (Tabela 6).

É importante que as informações climáticas sejam confiáveis e sem falhas, e uma vez que o SWAT utiliza os dados da estação mais próxima do centróide das sub-bacias, portanto obter dados de várias estações próximas à bacia, pode contribuir para a acurácia das simulações realizadas (FUKA, et al. 2014). A aplicabilidade dos dados reanalisados do CFSR, foi avaliada por PAZ et al. (2018), que verificou uma melhora nas estatísticas climáticas de sub-bacias em que as estações pluviométricas estavam melhores distribuídas.

Com os dados meteorológicos organizados, o gerador climático do modelo SWAT calculou as estimativas dos dados de entrada visando cumprir três principais objetivos: a estimativa da evapotranspiração potencial, o preenchimento automático de lacunas nas séries temporais e a elaboração de cenários futuros (CARVALHO NETO, 2011). Os parâmetros calculados para os dados climáticos do CFSR utilizados para o WXGEN foram:

- TMPMX: Temperatura máxima (°C);
- TMPMN: Temperatura mínima (°C);
- TMPSTDMX: Desvio padrão da temperatura máxima (°C);
- TMPSTDMN: Desvio padrão da temperatura mínima (°C);
- PCPMM: Precipitação média (mm);
- PCPSTD: Desvio padrão da precipitação (mm);
- PR_W1: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos (%);
- PR_W2: Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos (%);
- PCPSKW: Coeficiente de assimetria para a precipitação máxima;
- PCPD: Número de dias de precipitação (dias);
- RAINHHMX: Precipitação máxima de 0,5 hora (mm);
- SOLARAV: Radiação solar (MJ m⁻² dia⁻¹);
- DEWPT: Temperatura no ponto de orvalho (°C); e
- WNDAY: Velocidade do vento (m s⁻¹).

Os dados de precipitação foram preparados para a etapa de simulação do modelo, e foram organizados em formato .txt e separados em outra base dados. Para completar as séries de precipitação, foram obtidos dados de 10 estações Pluviométricas gerenciadas pela Agência Nacional das Águas (ANA) e Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE), disponíveis na plataforma *Hidroweb* (Tabela 6). Para calcular a distribuição da precipitação com maior precisão, foram utilizadas estações com distância máxima 20 km da bacia (VIEIRA e NETO, 1995).

As estações pluviométricas do DAEE possuem séries históricas completas no período de 1972-2017, portanto não cobrem todo o período de análise do modelo, já as estações pluviométricas da ANA possuem dados para o

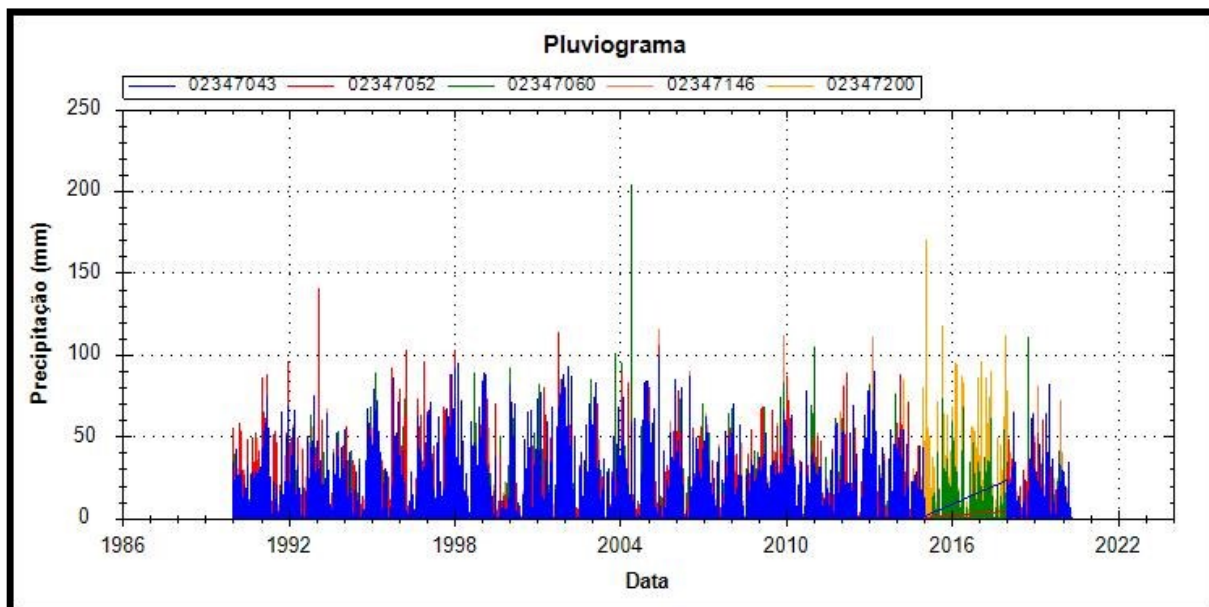
período de 1990-2020, contemplando, portanto, todo o período de análise realizada no SWAT.

Tabela 6. Estações meteorológicas e pluviométricas próximas a BHRU, Ibiúna-SP

Prefixo da estação	Longitude	Latitude	Tipo de estação
CFSR P-239-475	245442	7356255	Meteorológica
CFSR P-236-475	244235	7425382	Meteorológica
CFSR P-239-472	277222	7356782	Meteorológica
CFSR P-236-472	276690	7391341	Meteorológica
ANA-2347043	273610	7401228	Pluviométrica
ANA-2347052	274415	7349537	Pluviométrica
ANA-2347146	284209	7375538	Pluviométrica
ANA-2347060	237480	7383452	Pluviométrica
ANA-2347200	253434	7389050	Pluviométrica
DAEE-E4047	273896	7382767	Pluviométrica
DAEE-E4138	274068	7371690	Pluviométrica
DAEE-E4001	253644	7373204	Pluviométrica
DAEE-E4130	246878	7371241	Pluviométrica
DAEE-E4132	250468	7360222	Pluviométrica

Para analisar possíveis falhas nas séries de precipitação das estações da base *Hidroweb*, foi elaborado um Pluviograma (Figura 12) com a ferramenta de Manejo de dados *Hidroweb* (ANA, 2020) utilizando a função de disponibilidade temporal de dados de chuva, onde foi possível visualizar quais estações da base possuem um intervalo de dados completos para o período analisado, visando cobrir os dados para os anos de 2018 a 2020, os quais não há dados nas bases do DAEE, este processo contribuiu para a inserção de dados refinados de precipitação no modelo.

Figura 12. Intervalo de dados obtidos das estações pluviométricas da base *Hidroweb*.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

5.5. Cálculo da Equação de Perda de Solo (MUSLE) no SWAT

Para calcular as taxas de perda de solo na bacia hidrográfica, foi aplicada a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) ajustada (WISCHMEIER e SMITH, 1978), a qual é amplamente utilizada para a estimativa do aporte de sedimento em bacias (WILLIAMS, JONES, e DYKE, 1984).

A MUSLE é um modelo estocástico, ou seja, uma representação matemática que não oferece soluções únicas, mas apresentam probabilidades, portanto, o modelo apresenta algumas limitações e uma delas de acordo com Galdino e Weill (2011), é a identificação de áreas onde o processo predominante é a deposição e não a erosão. Esse processo de identificação não é automático, cabendo ao pesquisador a interpretação dos fenômenos que ocorrem nessas áreas.

Os modelos estocásticos, como a MUSLE apresentam soluções importantes, uma vez que são capazes de inferir a distribuição espaço-temporal das variáveis de interesse e refletir nas estimativas dos processos hídricos em estudo os níveis de incerteza ou de desconhecimento (HEUVELINK e PEBESMA, 1999). A equação de perdas de solo considera variáveis do meio físico como o escoamento e a precipitação. Esses fatores são representados na Equação 5:

$$Y = a (Q qp)^b . K . LS . CP \quad [4]$$

Sendo:

Y - é o aporte de sedimento em um determinado evento (t);

a e b - são coeficientes de ajuste (adimensionais);

Q - é o volume de escoamento superficial do evento (m³);

qp - é a vazão de pico do evento (m³ s⁻¹);

K - é a erodibilidade média dos solos da bacia (t h MJ⁻¹ mm⁻¹);

LS - é fator de comprimento de rampa e declividade das vertentes da bacia (adimensional);

C - é o fator médio de uso e manejo da terra da bacia (adimensional);

P - é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

A estrutura da MUSLE (Equação 4) é utilizada em outros modelos hidrossedimentológicos da literatura, como o SWAT (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994). Independentemente do modelo, suas predições são aceitáveis somente após detalhados processos de calibração e validação, o que nem sempre é feito na prática.

Na MUSLE original, os coeficientes da Equação 5 no Sistema Internacional são a = 11,8 e b = 0,56 (WILLIAMS, JONES, e DYKE, 1984). Os fatores K, LS, C e P, por sua vez, são obtidos por meio de técnicas de estatística espacial, geoprocessamento e de dados topográficos da bacia, e Q e qp foram estimados por meio de modelos chuva-vazão, em que as variáveis são o volume de precipitação pluvial do evento (P), o número CN (curva média da bacia) e a área da bacia (A). O CN da bacia (adimensional) pode ser obtido em Tabelas apropriadas, ou de calibração por meio da Equação 6, dados pelas seguintes equações (CHOW et al., 1988):

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} \text{ se } (P - 0,2 S \geq 0) \quad [5]$$

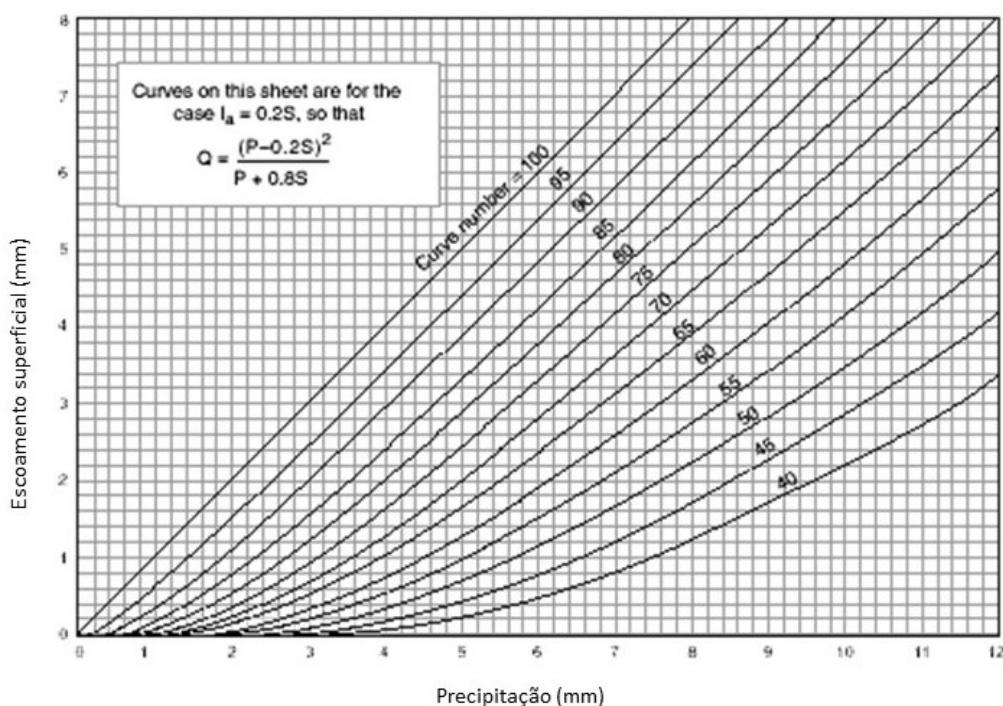
Sendo:

S (mm) = 25.400/CN – 254 e P = precipitação pluvial no evento.

5.6. Parâmetro para calcular o Escoamento Superficial

O método *Curve Number* (CN) foi utilizado para quantificar o escoamento superficial, elaborado pelo *Soil Conservation Service* (SCS, 1950), que atualmente denomina-se Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS) (CAO; VERVOORT e DABNEY, 2011). O CN representa uma curva média de infiltração que separa a parcela da precipitação que escoam superficialmente da que infiltra, sendo, portanto, uma estimativa indireta de escoamento superficial. Nesse método os dados da curva de nível são obtidos através de valores adimensionais, em que se relaciona a taxa de infiltração, textura e estrutura, podendo variar de 0 para cobertura muito permeável a 100 para solos completamente impermeáveis (NRCS, 2007; LIMA, 2010). Esse método tem como princípio de que a partir de um evento aleatório de precipitação, uma lâmina de escoamento superficial é produzida (Figura 13). O seu cálculo busca representar as perdas transcorridas devido a infiltração, a cobertura vegetal (ou sua ausência) e a retenção de partículas de água em terrenos com desníveis (TYAGI et al., 2008).

Figura 13. Relação entre a vazão e a precipitação no método SCS de Curva de Número



Fonte: Neitsch et al., 2002

Para cada tipo de uso da terra há um valor de CN definido em uma tabela padrão do SCS. O escoamento é calculado a partir do Parâmetro de Armazenamento e das Perdas Iniciais das Equações 6 e 7 e por fim o escoamento é calculado a partir da Equação 8, onde estima-se o valor de parâmetro CN para a bacia hidrográfica, por meio do cruzamento dos dados da divisão de sub-bacias, tipo de solo e uso da terra, obtendo-se no final o percentual de área para cada classe de tipo de solo para cada sub-bacia.

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad [6]$$

$$Ia = \frac{S}{5} \quad [7]$$

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia+S)} \quad [8]$$

Sendo:

S = Parâmetro de armazenamento; CN = Curva média; P = Chuva acumulada (mm); Ia = Perdas Iniciais; Q = Escoamento (mm).

A vazão de pico, qp, pode ser calculada pela Equação 9 (SCHWAB et al., 1981):

$$qp = 0.0021 \cdot Q \cdot \frac{A}{Tp} \quad [9]$$

Sendo:

qp = vazão de pico do evento (m³ s⁻¹); Q = volume de escoamento superficial (mm); A = área da bacia (ha); e Tp = tempo de pico do hidrograma (h).

Os valores adotados para o cálculo de CN encontram-se na Tabela 7, onde para cada tipo de solo e uso da terra há um valor de CN adotado nos cálculos, sendo a classificação de A, B, C e D de acordo com os tipos de solo e condições de uso da terra, ou seja, para solos classificados como A, são de

características arenosas com baixo teor de argila total (inferior a 8%). Já solos classificados como B, são arenosos porém menos profundos que do grupo A, e também possuem menos teor de argila total, mas ainda inferior a 15%, também não há pedregulhos ou camadas argilosas até 1,5 m, no entanto, é quase sempre presente camada mais densificada que a camada superficial. Os solos classificados como C, são solos barrentos com teor de argila entre 20 e 30%, sem camadas argilosas impermeáveis ou contendo pedras até 1,2 m de profundidade, nesse tipo de solo cerca de 60cm de profundidade tem camada mais densificada que nos solos do tipo B, contudo, ainda não é caracterizado como impermeável. Os solos categorizados como D são solos argilosos (30 a 40% de argila total), com camada densificada a aproximadamente 50cm de profundidade (TUCCI et al., 1993).

Tabela 7. Valores adotados de CN

Classes de Uso da terra	Argissolo B (LVA10 PVA15)	Latossolo C (LVA20)	Gleissolos D (GM10)
Edificações Urbanas	98	98	98
Edificações Rurais	75	86	91
Campos Antrópicos	69	79	77
Áreas Florestais	52	62	69
Lagos e Reservatórios	0	0	0
Solo Exposto	61	74	80
Silvicultura	68	78	84
Cultura Temporária	75	83	87
Pastagem	67	81	88

Fonte: Tucci (1993).

5.7. Cálculo Fator Erodibilidade do solo (K)

O fator k foi calculado a partir da análise granulométrica de Lopes et. al. (2018), onde foram quantificados os percentuais de argila, areia e silte. Após o cálculo do fator K, utilizou-se o procedimento de interpolação através do método do Inverso do Quadrado da Distância (IQD) para a obtenção do mapa de erodibilidade do solo, elaborado para visualizar a variabilidade espacial obtida de

cada amostra. Para a quantificar os valores de textura do solo, utilizou-se a expressão de Bouyoucos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012) para se obter a suscetibilidade a perda de solo da bacia por t.ha.h/ ha.MJ.mm, expressa na Equação 10.

$$Fator\ K = \left[\left(\frac{\% \text{ Areia} + \% \text{ Silte}}{\% \text{ Argila}} \right) \times 100 \right] \quad [10]$$

Sendo:

Fator K representou o fator erodibilidade do solo de cada sub horizonte (t.ha.h/ ha.MJ.mm) e % areia, % silte e % argila representaram as porcentagens das respectivas frações.

O banco de dados de solo do SWAT possui informações dos tipos de solos dos Estados Unidos, portanto foi necessário elaborar um novo banco de dados contendo as informações dos tipos de solo presentes na BHRU. No novo banco de dados foram incluídas as características de cada tipo de solo, que são necessárias para a simulação no SWAT, sendo:

- NLAYERS: é o número camadas de informação (números de horizontes);
- HYDGRP: é o grupo de mínima saturação hidráulica (A, B, C e D);
- SOL_ZMX: é a profundidade máxima de solo que a raiz alcança (mm);
- ANION_EXCL: é a fração de porosidade do solo (fração);
- SOL_Z: é a profundidade de cada horizonte (mm);
- SOL_BD: é a densidade do solo (g cm⁻¹);
- SOL_AWC: é a capacidade de água do solo (mm mm⁻¹);
- SOL_K: é a condutividade hidráulica saturada (mm h⁻¹);
- SOL_CBN: é o conteúdo de carbono orgânico do solo (% peso solo);
- CLAY: é a porcentagem de argila no solo (% peso solo);
- SILT: é a porcentagem de silte no solo (% peso solo);
- SAND: é a porcentagem de areia no solo (% peso solo);
- ROCK: é a porcentagem de cascalho no solo (% volume);

- SOL_ALB: é o albedo do solo (fração); e
- USLE_K: é o fator de erodibilidade do solo.

Os parâmetros físicos do solo importados para o banco de dados do SWAT (APÊNDICE I), foram adaptadas do estudo de Baldissera (2005), sendo eles o *NLAYERS*, *HYDGRP*, *SOL_ZMX*, *ANION_EXCL*, *SOL_Z*, *SOL_BD*, *SOL_AWC*, *SOL_K*, *SOL_CBN*, *ROCK* e *SOL_ALB*; já os parâmetros de percentual de *CLAY*, *SILT*, *SAND* e *USLE_K*, foram calculados a partir do estudo de Lopes et al., (2018).

5.7.1. Cálculo do Fator topográfico (Ls)

O fator LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação às perdas de solo correspondentes de uma parcela unitária de 25m de comprimento com 9% de declive (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Nos estudos de McCOOL et al., (1987) considera-se que as perdas de solo são mais significativas em áreas mais propensas a mudanças de declividade do que a mudanças de comprimento da rampa. Esse fator pode ser determinado experimentalmente ou estimado por meio da Equação 11, proposta no *Agriculture Handbook 537* (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

$$LS = \left(\frac{l}{22,13} \right)^m (65,41 \text{sen}^2 \alpha + 4,56 \text{sen} \alpha + 0,065) \quad [11]$$

Sendo:

L = comprimento da encosta, m;

α = ângulo da declividade da encosta em graus;

m = parâmetro de ajuste que varia em razão da declividade da encosta.

Porém, é muito comum nos trabalhos de determinação dessas variáveis da USLE o uso de uma equação estabelecida para qualquer valor de L e S (FOSTER et al., 1981).

5.7.2. Cálculo de Fatores de uso e manejo do solo (C) e Práticas conservacionistas (P)

O uso e manejo do solo (C) pode ser definido como uma relação entre perdas de solo de um terreno cultivado em determinadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto, isto é, nas mesmas condições em que o fator K é avaliado, é um parâmetro adimensional. As práticas conservacionistas (P) podem ser definidas como a relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, sendo um parâmetro adimensional (CARVALHO, 2009; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010). O cálculo desses fatores se dá de maneira complexa, por requererem um certo conhecimento das práticas realizadas na área.

Para determinar a variável C, os estágios de desenvolvimento das culturas devem ser considerados (preparo do solo, período em meses do plantio, etc.), entretanto, considerando que na BHRU existe a predominância da olericultura e o ciclo do cultivo de hortaliças é curto, será considerado um período para calcular este fator, considerando os valores Tabelados no *Agriculture Handbook 537* (WISCHMEIER e SMITH, 1978). O fator de C foi definido em função da classe de uso da terra, variando de -1 a 1, onde os valores próximos -1 serão adotados para as áreas de solo exposto, e os valores próximos a 1 serão adotados para as áreas cobertas por florestas conservadas (BAPTISTA, 2003, PRUSKI, 2009, SILVA, 2016).

A classificação do fator P utilizada para a BHRU, foi adaptada a partir dos estudos Silva (2016) e Aziz et al. (2012), atribuindo-se o valor 1. Nesta metodologia, é recomendado que quando não são identificadas práticas conservacionistas no solo, deve-se atribuir um valor único ao fator P, considerando que os fatores C e P serão analisados de maneira conjunta, sua classificação deve seguir o mesmo padrão, devido a sua relação (SILVA, 2016). Ambos os fatores possuem incertezas, devido à complexidade de se admitir valores que representem de maneira apurada a realidade.

6. METODOLOGIA DE ANÁLISE DAS SIMULAÇÕES NO SWAT

6.1. Simulação de Cenários

A etapa da simulação de cenários foi realizada com o objetivo analisar a aplicabilidade do modelo em simular continuamente as variáveis como a vazão líquida, escoamento superficial e a produção de sedimentos na BHRU, e o quanto que as alterações no uso da terra podem comprometer a qualidade ambiental, mensurada com esses parâmetros. A princípio, foi realizada uma simulação inicial sem calibração para criar o modelo, e após a calibração foi realizada uma simulação com o cenário atual, considerando o ano de 2018 e foram escolhidos mais três cenários para a análise, considerando sobretudo as características do uso da terra e cobertura vegetal apresentadas anteriormente:

- Simulação Inicial: É realizada considerando no cenário atual e sem calibração, seu único intuito é criar um cenário do modelo para calibração e seus resultados são descartados.
- Cenário A: Considerou-se o mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal para o ano de 2007;
- Cenário B: Considerou-se o mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal do cenário atual, correspondente ao ano de 2018;
- Cenário C: Considerou-se o mapeamento do uso da terra com a vegetação nativa nas Áreas de Preservação Permanente, onde toda a área da bacia respeitaria o limite mínimo de APP's que vigora na atual legislação ambiental (Lei nº 12.651/2012);
- Cenário D: Considerou-se um cenário futuro para o ano de 2028.

6.2. Processos de Calibração no SWAT-CUP

As incertezas dos resultados da simulação inicial realizada pelo SWAT levam a interações imprecisas, portanto, as análises de sensibilidade foram realizadas visando compreender quais parâmetros foram mais sensíveis a alterações durante a execução do modelo e qual seria a calibração adequada para melhorar os resultados inicialmente simulados.

Após a simulação inicial realizada para a construção do modelo, realizou-se a calibração do modelo com a ferramenta SWAT-CUP versão 5.1.6.2

(EAWAG, 2009). Para realizar esta etapa o SWAT-CUP oferece cinco opções de procedimentos de calibração e análise de incerteza: SUFI2, PSO, GLUE, ParaSol, e MCMC para a interface do modelo SWAT (BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2015). Nesta pesquisa foi utilizado o algoritmo SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting*), que utiliza o método do hipercubo latino para definição dos parâmetros e o processo inicia com uma faixa de valores determinada pelo usuário, e à medida que as interações são realizadas, os valores são substituídos, até que se alcance os resultados desejados (ABBASPOUR, 2015).

Os valores dos parâmetros utilizados na primeira interação, estão padronizados no algoritmo SUFI2, sendo inicialmente quatro parâmetros, dispostos na Tabela 8:

- CN2 (Curva Número na condição II de umidade),
- ALPHA_BF (Constante de recessão do fluxo de base-dias),
- GW_DELAY (Intervalo de tempo para recarga do aquífero em dias) e;
- GWQMN (Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno em mmH₂O).

Tabela 8. Descrição dos parâmetros iniciais para análise de sensibilidade.

Parâmetro	Método de alteração	Limite mínimo	Limite máximo
CN2	Multiplicação	-0,2	0,2
ALPHA_BF	Substituição	0,0	1,0
GW_DELAY	Substituição	30	450
GWQMN	Substituição	0	2,0

A partir desses parâmetros realizou-se uma análise de sensibilidade, para descobrir quais variáveis são mais susceptíveis a alterar os coeficientes de eficiência do modelo, e posteriormente, outros parâmetros foram incluídos na análise de sensibilidade e mantidos para a calibração.

Os novos parâmetros incluídos foram escolhidos baseado na bibliografia consultada, sobretudo de estudos realizados nas regiões sudeste e sul do Brasil (ARNOLD et al. 2012; FUKUNAGA, 2012; CASTRO, 2013; FERRIGO, 2014) e analisados visando delimitar novos limites de valores aceitáveis e quais seriam os métodos de alteração adequados, determinando quais deles mais influenciam nas simulações de vazão (Tabela 9), sendo:

- *SLSUBBSN* (Comprimento da declividade média em metros);
- *REVAPMN* (Profundidade limite de água no solo para a ocorrência da ascensão da água à zona insaturada em mm);
- *OV_N* (Coeficiente de manning para o escoamento superficial);
- *GW_REVAP* (Coeficiente de ascensão de água à zona de saturação);
- *ESCO* (Coeficiente de compensação de evaporação de água no solo);
- *SOL_AWC* (Capacidade de água disponível no solo em mm H₂O/mm).

Tabela 9. Parâmetros adicionados e limites alterados.

Parâmetro	Método de alteração	Limite mínimo	Limite máximo
CN2	Multiplicação	1	1,2
ALPHA_BF	Substituição	0	1
GW_DELAY	Substituição	0	500
GWQMN	Substituição	0	5000
SLSUBBSN	Multiplicação	10	150
REVAPMN	Substituição	0	500
OV_N	Multiplicação	0,01	30
GW_REVAP	Substituição	0,02	0,2
ESCO	Substituição	0	1
SOL_AWC	Multiplicação	0	1

Fonte: Adaptado de Arnold et al. (2012); Fukunaga, (2012); Castro, (2013); Ferrigo, (2014).

O procedimento de calibração foi aplicado para todas as sub-bacias discretizadas no ArcSWAT, sendo aplicado o mesmo intervalo dos parâmetros apresentados na Tabela 9. A calibração foi realizada utilizando as séries de vazão mensal observada para o período 2018-2019, sendo a primeira simulação realizada em 500 interações, sem a alteração dos limites. À medida que novas simulações foram realizadas e mantidas as 500 interações para cada, os limiares dos parâmetros foram ajustados até que os coeficientes de eficiências alcançassem os valores ideais de ajuste do modelo.

6.2.1. Análise Estatística dos Resultados

Para avaliar o desempenho do modelo SWAT em representar as condições hidrológicas da bacia estudada, é usual utilizar métodos estatísticos, sendo que neste estudo o critério adotado foi o coeficiente de eficiência de *Nash-Sutcliffe* (NSE) e o de Tendência Percentual (PBIAS). Esses coeficientes de eficiência são usados para avaliar o poder preditivo de modelos hidrológicos.

O NSE pode variar de $-\infty$ a 1, sendo que $COE=1$ significa um ajuste perfeito, quando os valores de eficiência forem menores que zero ($E < 0$) significa que a variância residual (descrita pelo numerador na expressão abaixo) é maior que a variância dos dados (descrita pelo denominador). O NSE é definido de acordo com a Equação 13:

$$COE=1 - \sum_{i=1}^n \frac{(Em-Es)^2}{(Em - \bar{E})^2} \quad [13]$$

Sendo:

Em = evento observado; Es = evento simulado pelo modelo; $\bar{E}$ = média do evento observado no período; n = número de eventos.

O PBIAS mensura se a tendência média dos dados simulados é maior ou menor do que os dados observados (GUPTA et al., 1999), ou seja, os valores positivos indicam a tendência de subestimação dos valores, enquanto valores negativos indicam superestimação dos dados em relação aos dados observados (SANTOS, 2015; UZEIKA, 2009). Os valores de PBIAS são calculados de acordo com a Equação 14.

$$PBIAS = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs})} \right) * 100 \quad [14]$$

Sendo: Q_{obs} é a variável observada; Q_{sim} é a variável simulada pelo modelo.

A escala de precisão dos valores de ambos os coeficientes é distinta e foi adaptada de Moriasi et al. (2007), no entanto, ambos podem determinar o quanto o modelo foi eficiente em suas simulações (Tabela 10).

Tabela 10. Classificação da eficiência do SWAT.

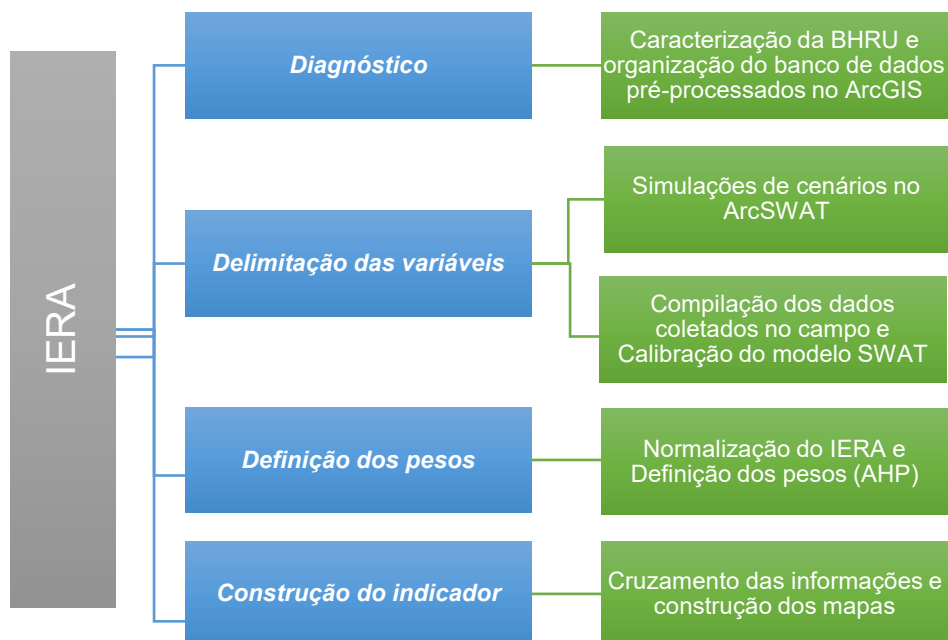
Classificação	NSE	PBIAS (%)
Muito boa	$0,75 \leq 1,0$	$< \pm 10$
Boa	$0,65 \leq 0,75$	$\pm 10 \leq 15$
Satisfatória	$0,5 \leq 0,65$	$\pm 15 \leq 25$
Insatisfatória	$\leq 0,5$	$\geq \pm 25$

6.3. Composição do Indicador de Exposição e Risco ao Assoreamento (IERA)

O método proposto buscou a partir do potencial de uso do modelo SWAT a construção de um Indicador de Exposição e Risco ao Assoreamento (IERA), que deve contribuir para mensurar os impactos decorrentes das perdas de solo em bacias não monitoradas.

O Indicador foi elaborado a partir da delimitação de critérios e ponderação dos pesos, utilizando uma análise multicritério. As etapas da análise (Figura 14) estão estruturadas em: I. *Diagnóstico* - Onde foram identificadas as alternativas de intervenção; II. *Delimitação das variáveis* - Avaliação das alternativas após análise dos resultados das simulações de cenários no SWAT; III. *Definição dos Pesos* – Foi determinada uma ordem de importância das variáveis propostas a partir da técnica multicritério de Análise Hierárquica Processo (AHP) e o indicador foi normalizado; IV. *Construção do modelo espacial* – Após o cruzamento das informações das variáveis, os mapas finais do indicador foram elaborados.

Figura 14. Etapas da elaboração do Indicador.



6.3.1. Definição das Variáveis do IERA

Considerou-se para a escolha das variáveis do IERA os fatores que apresentaram atributos que interferem na qualidade da água BHRU, mesmo que indiretamente, exceto as áreas urbanas, estas foram consideradas como áreas neutras, já que há um alto grau de interferência antrópica no solo nessas regiões devido ao seu desenvolvimento (impermeabilização, compactação etc.). Portanto, as variáveis escolhidas foram:

- *Percentual de Práticas Agrícolas (PPA)*

Onde foram consideradas as classes de uso culturas temporárias, pastagem e áreas rurais, com o objetivo de mensurar o grau de interferência antrópica no uso da terra (ROSS, 1994; 2012; JUVANHOL, et al. 2015), considerando que tais práticas causam impactos diretos no solo, ainda que sejam adotadas práticas conservacionistas. A classe das áreas rurais, corresponde a aglomerados ou comunidade rurais que não foram consolidadas como perímetro urbano. Seu uso se justifica devido a sua distribuição no território da BHRU e o quanto suas descontinuidades espaciais são responsáveis pela fragmentação da

paisagem rural. É importante ressaltar que mesmo que essas atividades sejam inerentes as necessidades humanas (para a produção de alimentos por ex.), o que se discute aqui é o peso dessas atividades em um determinado espaço. Desta maneira, o PPA foi hierarquizado com o apoio da literatura, de acordo com o grau de intervenção antrópica no solo, e, seguindo esta lógica foram atribuídos pesos para cada classe do PPA segundo a Tabela 11, variando de 0 a 1.

Tabela 11. Pesos atribuídos as classes do PPA.

Peso	Classe
1,0	Área rural (edificações)
1,0	Pastagens
0,8	Cultura temporária

Fonte: Adaptado de Ross (1994; 2012), Juvanhof et al. (2015)

• *Declividade Percentual do Terreno (DP)*

Em condições onde existe vegetação nativa a declividade do terreno não é por si uma condição responsável por perdas de solo, no entanto, considerando cenários onde o solo está exposto ou desprotegido, a condição do relevo junto a precipitação é um fator relevante. O relevo enquanto fator de formação do solo, pode controlar sua dinâmica na paisagem, facilitando o fluxo da água e sedimentos pela gravidade (ANJOS et al., 1998; BRADY e WEIL, 2013). Desta forma, as declividades foram reclassificadas em cinco classes, nas quais foram atribuídos pesos de maneira hierárquica que variaram de 1 a 5, determinando o seu grau de importância nos impactos no solo. A Tabela 12 apresenta as classes de declividades do terreno reclassificadas e posteriormente os valores dos pesos foram normalizados.

Tabela 12. Graus de Fragilidade em função da declividade do terreno.

Peso	Classes de Declividade do Terreno
1	< 3%
2	3,1 a 8%
3	8,1 a 20%
4	20,1 a 45%
5	> 45%

Fonte: Adaptado da Embrapa (2006)

- *Contribuição do Escoamento Superficial (Esco)*

O fluxo superficial foi utilizado devido ao papel que desempenha sobre o transporte de sedimentos no meio ambiente, que contribui para a deposição de sedimentos nos leitos de rios, o qual em excesso provoca o assoreamento, sobretudo quando é combinado com outros fatores como o PPA e a DP. Para mensurar a contribuição escoamento superficial (SURQ) foram utilizados os resultados simulados no SWAT após a calibração para cada Cenário (A, B, C e D). Os valores foram extraídos do banco de dados do SWAT e posteriormente normalizados para serem combinados com as outras variáveis.

- *Contribuição da Produção de Sedimentos (SED)*

A contribuição da produção de sedimentos em uma bacia consiste na parcela de perda de solo por erosão que sai ou fica retida dentro da área da bacia. O processo de assoreamento pode ocorrer quando uma grande quantidade de sedimentos produzidos permanece na bacia correndo o risco de ser transportado e depositado no canal dos rios (CHRISTOFOLETTI, 1995 e KIRKBY 1990). Portanto, considerou-se que quanto maior a produção de sedimentos nas sub-bacias da BHRU, maior será o seu comprometimento com o risco de ocorrer assoreamento, e esse grau de importância foi considerado para hierarquizar a composição do IERA. Para considerar esta hipótese, os resultados simulados no SWAT da produção de sedimentos (SED) na BHRU foram extraídos do banco de dados e normalizados para mensurar junto as outras variáveis qual é o grau de exposição e risco ao assoreamento da BHRU.

6.3.2. Normalização e Reclassificação das variáveis do IERA

As variáveis Esco e Sed foram normalizadas para que os dados ficassem em uma mesma escala numérica, sendo assim, índice passou a variar de 0 a 1, onde quanto mais próximo de 1, maior será o grau de exposição e risco ao assoreamento, ou seja, o grau de comprometimento da BHRU em relação ao assoreamento, e valores próximos a zero demonstram um menor comprometimento no ambiente, e consequentemente sua qualidade ambiental é considerada preservada. A normalização do indicador foi realizada na ferramenta *raster calculator* (ESRI, 2018) onde foram identificados o valor mínimo e o valor máximo de cada variável (EASTMAN, 1997; LOFFE e SZEGEDY, 2015) 2017), por meio da expressão abaixo:

$$N = \frac{(X_i - X_{\min})}{(X_{\max} - X_{\min})} * 100 \quad [15]$$

Sendo:

X_i é a variável a ser normalizada, $X_{\min}$ é o valor mínimo do conjunto de dados e $X_{\max}$ é o valor máximo do conjunto de dados.

As variáveis PPA e a Declividade Percentual, foram reclassificadas de valores inteiros para valores flutuantes, utilizando as funções *float* e *cond* da ferramenta *raster calculator*, para também se adequarem a uma escala que variasse de 0 a 1 (Equação 16).

$$X = Float (Con(X_i == P_1, R_1, ...)) \quad [16]$$

Sendo:

X_i é a variável a ser reclassificada, P_1 é o valor do peso usado para cada feição do conjunto de dados e R_1 o valor de saída reclassificado.

6.4. Análise Hierárquica de Processos –AHP

O método Análise Hierárquica de Processos (AHP) aplicado, consistiu na hierarquização da decisão por classes de prioridades permitindo uma visão completa das relações inerentes (PINESE e RODRIGUES, 2012). Para a

definição de prioridade e comparação em pares foi proposta a escala de valores de importância que variam de 1 a 9 entre os pares comparados, sendo 1 para os fatores que apresentam a menor importância e 9 para os que se apresentam extremamente mais importantes conforme Tabela 13 (SAATY, 1980; ANDRADE e BARBOSA, 2015; GOMES e BIAS, 2018).

Tabela 13. Escala de valores AHP para comparação pareada.

Intensidade de importância	Definição e explicação
1	Importância igual – os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância moderada – um fator é ligeiramente mais importante que o outro.
5	Importância essencial – um fator é claramente mais importante que o outro.
7	Importância demonstrada – um fator é fortemente favorecido e sua maior relevância foi demonstrada na prática.
9	Importância extrema – a evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre julgamentos – possibilidade de compromissos adicionais.

Fonte: Saaty (1980)

A partir dessa escala de valores foi construída uma matriz de comparação, onde foram obtidos os pesos segundo critérios pré-definidos. Para testar se a consistência ou não da matriz em função da força das relações entre os fatores é calculada a Razão de Consistência dos julgamentos (MARINS, 2009; SOUZA e BARROS, 2015).

A AHP foi utilizada para hierarquizar as variáveis do IERA e definir suas ordens de importância de acordo com seu impacto na BHRU. Após esse processo, foi realizada a ponderação das variáveis com os pesos obtidos da AHP, utilizando ferramenta *raster calculator*, e por fim o IERA foi calculado para cada cenário analisado neste estudo.

O índice foi calculado utilizando os pesos resultantes da AHP e sua ponderação, a partir da expressão abaixo:

$$IERA = \frac{(X_1 * P_1) + (X_2 * P_2) + (X_3 * P_3) + (X_4 * P_4)}{N} \quad [17]$$

Sendo: X_i é a variável calculada, P_i o peso resultando da AHP, e N a ponderação dos pesos.

Os resultados do processo foram expressos em mapas do índice para os quatro cenários.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

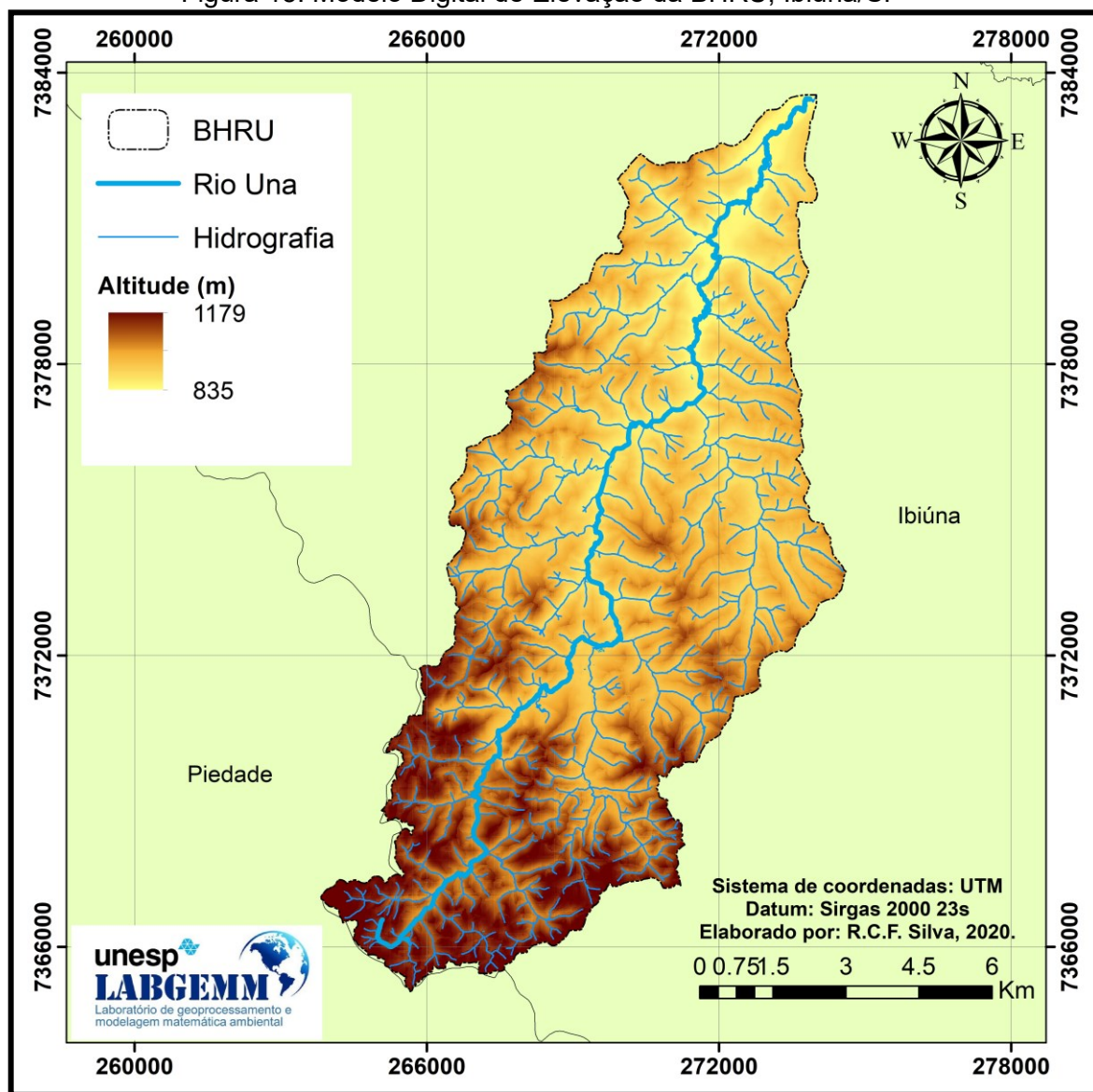
1. PLANOS DE INFORMAÇÃO DO SWAT

1.1. Mapeamento do Relevo

O MDT gerado para BHRU é mostrado na Figura 15. A distribuição do relevo apresentou altitudes que variam de 835 metros próximo ao exutório da bacia, a 1.179 metros na região próxima a nascente do Rio Una. Durante o processo de discretização das sub-bacias, é recomendável que a área do MDT seja maior que o limite da bacia, portanto foi realizado um *buffer* de 300 metros

do limite da BHRU e posteriormente o MDT foi utilizado para a criação das sub-bacias.

Figura 15. Modelo Digital de Elevação da BHRU, Ibiúna/SP



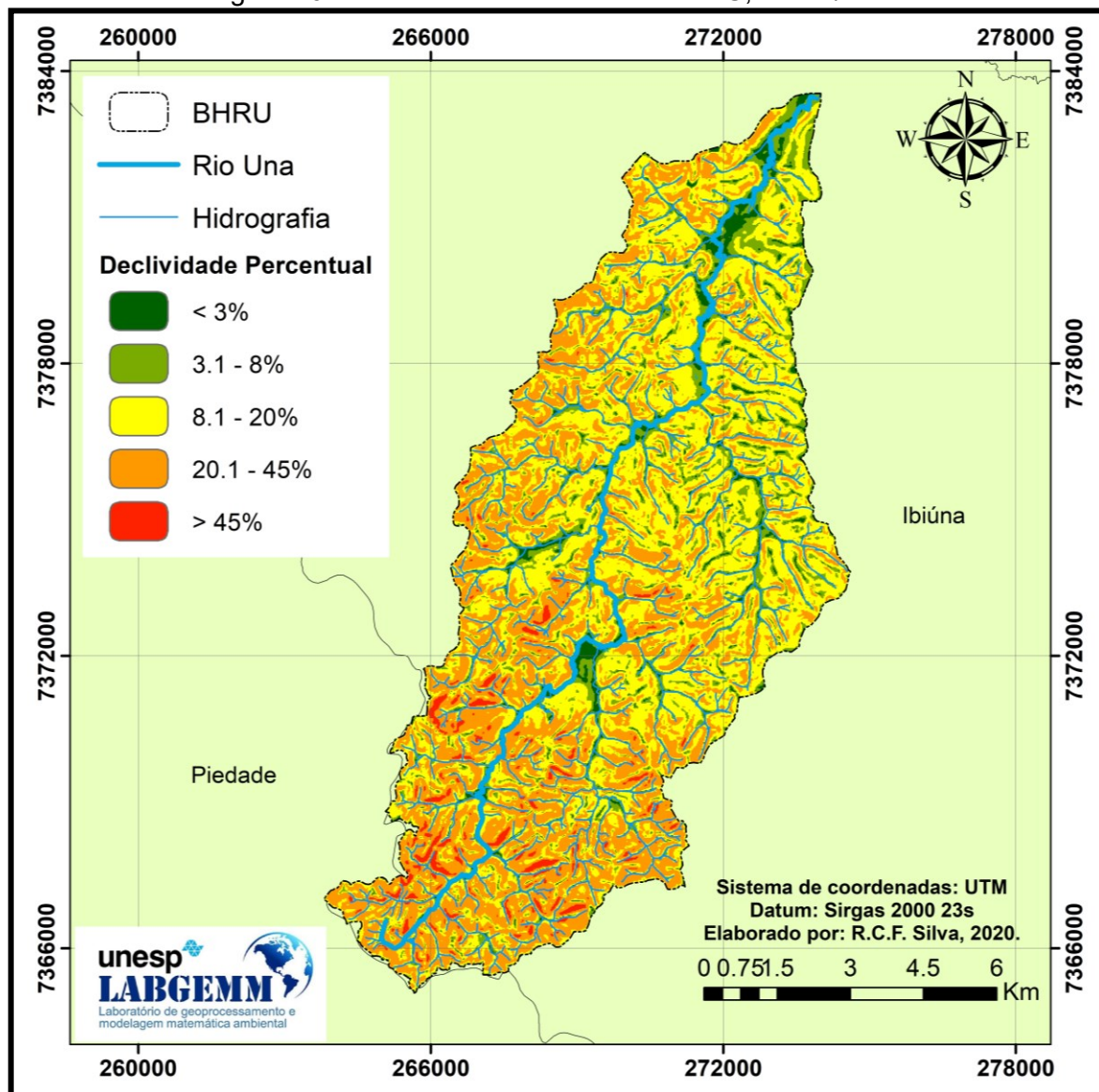
Assim como o mapa dos tipos de solo e de uso da terra, o MDT foi gerado com a resolução espacial de 20 x 20 metros, mantendo-se a mesma resolução espacial em todos os mapas de entrada do SWAT, além disso, a literatura recomenda que a resolução do MDT para estudos em pequenas ou médias bacias seja entre 10 e 30 metros, uma vez que resoluções acima de 50 metros

podem levar a resultados imprecisos quanto se trata da geração do direcionamento de fluxo (QUINN et al., 1991).

A declividade percentual foi gerada como um subproduto do MDT e foi utilizada como uma variável do IERA, sendo as declividades médias da BHRU apresentadas na Figura 16.

As áreas mais planas com as declividades menor que 3,0% até 8% predominaram nas áreas mais próximas a hidrografia ocupando 17,3% da área da bacia, enquanto as declividades entre 8,1% e 20% foram predominantes a nordeste da BHRU, onde localiza-se maior parte das atividades agrícolas (culturas, pastagens e silvicultura) e malha viária (Figura 18), ocupando 44,7%. As declividades entre 20,1% a 45% ocupam 36,2%, sendo a maior parte do território da bacia, localizado em toda a área a oeste do rio Una e a sudeste da BHRU. A áreas com declividades maiores que 45% também estão localizadas a oeste do Rio Una na região sudeste da BHRU, ocupando pouco mais de 1,8% do território da bacia.

Figura 16. Declividade Percentual da BHRU, Ibiúna/SP



1.2. Mapeamento dos Tipos de Solo

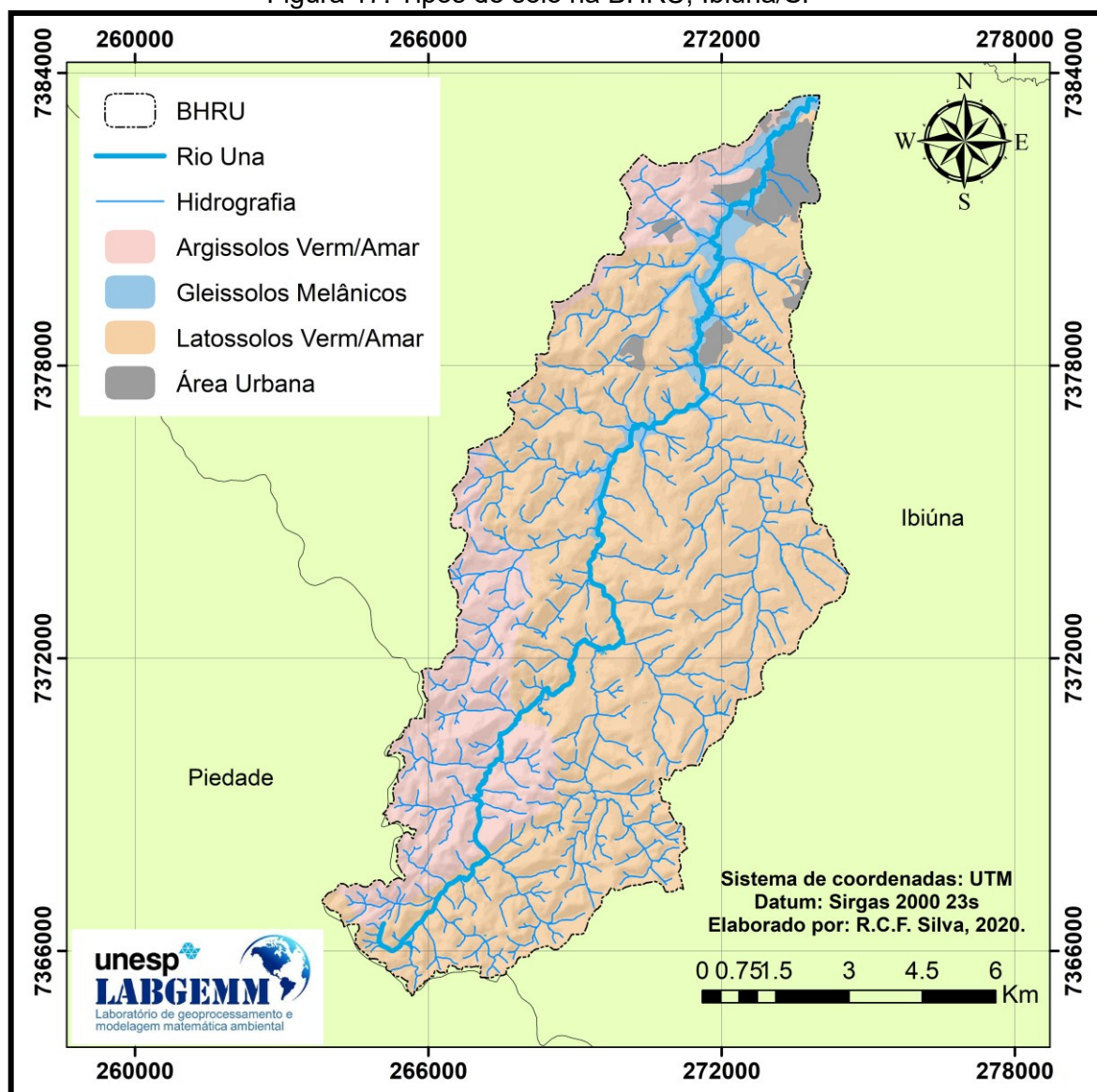
A partir da escala do mapeamento pedológico, foi possível identificar três tipos de solo na bacia, sendo eles Argissolo vermelho/amarelo (PVA), Latossolo vermelho/amarelo (LVA) e Gleissolo Melânico (GM). O LVA é o solo predominante na bacia, ocupando 71% de sua área, seguido do PVA com 20,5% e do GM com 4,3% da área total (Figura 17).

O solo predominante na BHRU é o Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA10 e LVA20) de textura média e argilosa, que é caracterizado por ser muito profundo e eventualmente pedregoso (ROSSI, 2017). Em termos de ocorrência, é seguido

pelos Argissolos Vermelho-Amarelo (PVA15) de textura média argilosa e profundos e os Gleissolos Melânicos (GM1) de textura indiscriminada e pouco profundos.

O relevo tanto dos latossolos, como dos argissolos caracterizam-se por serem ondulados a fortemente ondulados, enquanto os gleissolos caracterizam-se como solos de relevo plano.

Figura 17. Tipos de solo na BHRU, Ibiúna/SP



1.3. Mapeamento do uso da terra

O Mapa de Uso da terra e Cobertura Vegetal foi utilizado para simular cenários distintos e analisar a influência das alterações do uso da terra na produção de sedimentos e escoamento superficial da BHRU. Ao todo foram analisadas dez classes de uso da terra, sendo: Área Campestre, Área Degradada, Área Florestal, Área Rural, Área Urbana, Aterro Sanitário, Cultura Temporária, Lagos, Pastagem e Silvicultura.

Os cenários produzidos compreendem os anos de 2007 (Cen A), com o intuito de analisar o comportamento da dinâmica de produção de sedimentos de acordo com o uso da terra deste ano, 2018 atual (Cen B) com o intuito de avaliar como as mudanças no período 2007-2018 irão afetar a dinâmica dos sedimentos, 2018 com APP (Cen C) que teve como objetivo analisar a hipótese onde ao respeitar os padrões mínimos de vegetação ciliar previstos no Código Florestal, a produção de sedimentos será menor que nos cenários A e B e até mesmo o D, e por fim o cenário de 2028 (Cen D) analisa as tendências futuras a partir do uso da terra atual.

Para se obter resultados satisfatórios nos quatro cenários, foram adotados períodos de três anos anteriores como aquecimento do modelo SWAT de acordo com as recomendações da literatura, sendo, o período de 2004 a 2006 para o cenário de 2007 (A), 2015 a 2017 para os cenários de 2018 (B,C) e 2025 a 2027 para o cenário de 2028 (D).

As áreas das classes de uso da terra foram calculadas para cada cenário e são mostradas na Tabela 14 a seguir.

Tabela 14. Cálculo das áreas do uso da terra.

Classes de uso	2007 (A) Área (%)	2018 (B) Área (%)	2018 APP (C) Área (%)
Área campestre	7,94	1,0	0,7
Área degradada	0,5	5,6	4,0
Área florestal	43,84	37,53	47,7
Área rural	8,80	11,56	9,6
Área urbana	3,11	3,88	3,42
Aterro sanitário	0,03	0,03	0,03
Cultura temporária	31,69	35,3	30,4
Lagos	0,88	0,63	0,63
Pastagem	1,15	1,07	0,9
Silvicultura	2,04	3,38	2,7
Total	100	100	100

O Cen A que representa o uso da terra para o ano de 2007, teve na vegetação nativa representada pela classe Área Florestal com os maiores quantitativos, ou seja, 43,84%, enquanto a cultura temporária ocupou 31,69%. Se for considerada a soma de todas as áreas ligadas as atividades agrícolas (culturas temporárias, pastagem e silvicultura) e aos bairros rurais (áreas rurais), chega-se ao percentual de 43,68% de áreas do território da bacia, quase se igualando as áreas florestais. Esta tendência demonstra o quanto a área da BHRU é explorada em sua totalidade rural, seja para fins econômicos ou para moradia, uma vez que no município de Ibiúna boa parte da população habita a área rural e a usa como meio de subsistência, conforme já discutido anteriormente.

O Cen B que representa o uso da terra atual da BHRU, manteve como classe de maior representatividade a vegetação nativa, cuja sua área florestal ocupa 37,5%, enquanto a cultura temporária ocupa 35,3%. Nota-se que houve uma perda expressiva de áreas florestais no período de 2007 a 2018, diminuindo 6,3% nesse período, por outro lado as culturas temporárias obtiveram um ganho de 3,6% de área no mesmo período. As áreas rurais e silvicultura também obtiveram um ganho de área nesse período, somando 2,76% e 1,34% respectivamente. Nesse período as áreas destinadas as atividades agrícolas

(culturas temporárias, pastagem e silvicultura) e aos bairros rurais já superaram as áreas florestais, somando 51,31% do total da área da BHRU. Esta tendência de supressão das áreas florestais foi analisada anteriormente por Andrade e Lourenço (2016) que analisaram as mudanças no uso da terra na BHRU ao longo dos anos.

O Cen C representa o uso da terra hipotético, onde a vegetação ciliar das APP's seria respeitada de acordo com a legislação vigente (Lei 12.651), sendo 30 metros para rios, 50 metros para nascentes e 30 metros para lagos, o que implicaria em um incremento de 10% da vegetação nativa em relação ao Cen B. Na hipótese deste cenário a área florestal teria recuperado boa parte de seu território original e como consequência ao aumento da vegetação remanescente, algumas classes de uso sofreriam uma diminuição considerável, sendo silvicultura (0,68%) área degradada (1,6%), cultura temporária (5%).

Os Mapas de Uso da terra e Cobertura Vegetal para ambos os cenários são mostrados nas Figuras 18, 19 e 20 abaixo.

Figura 18. Mapa de Uso da terra e Cobertura Vegetal de 2007.

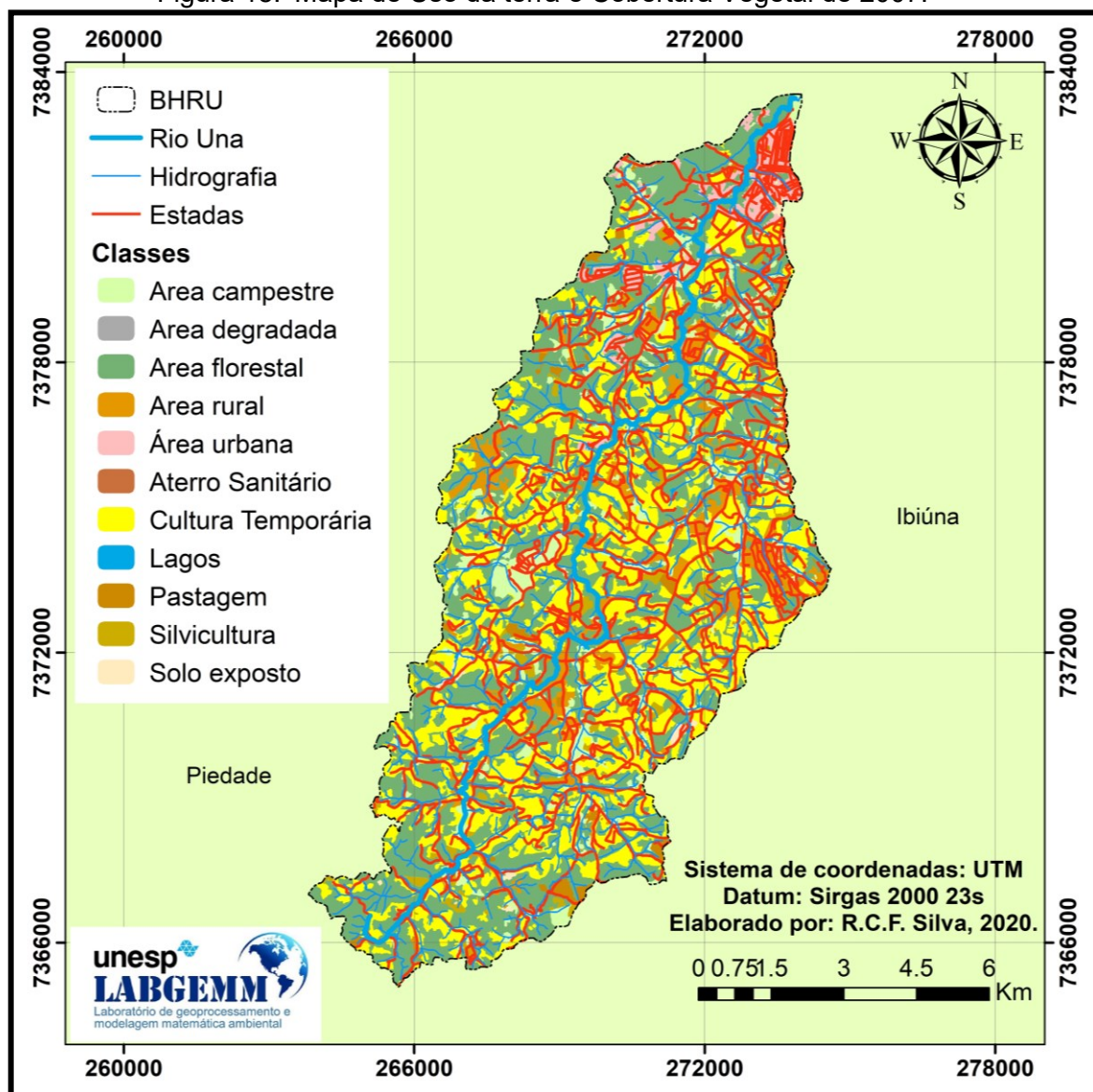


Figura 19. Mapas de Uso da terra e Cobertura Vegetal de 2018.

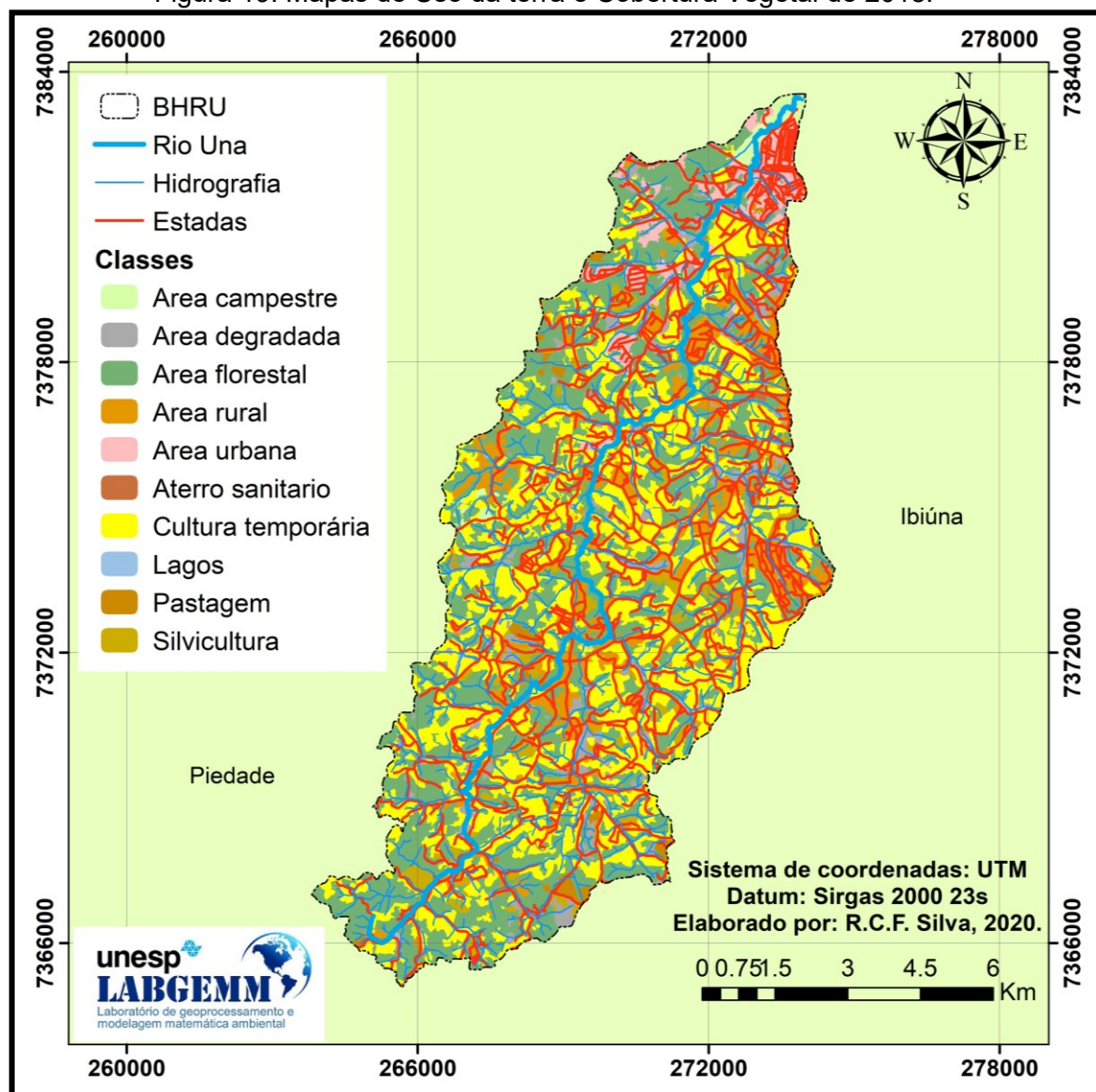
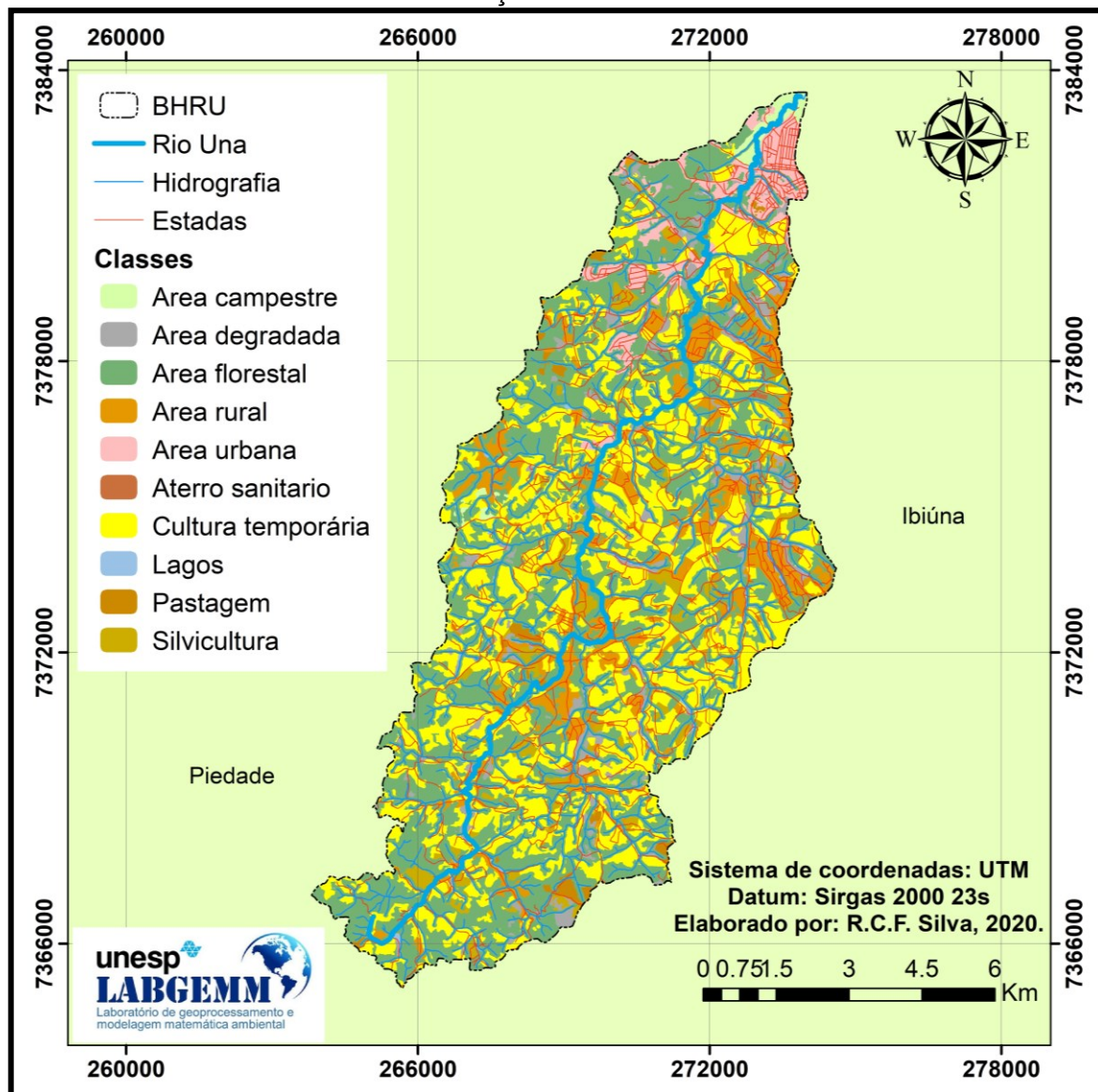


Figura 20. Mapas de Uso da terra e Cobertura Vegetal de 2018 com as Áreas de Preservação Permanente.



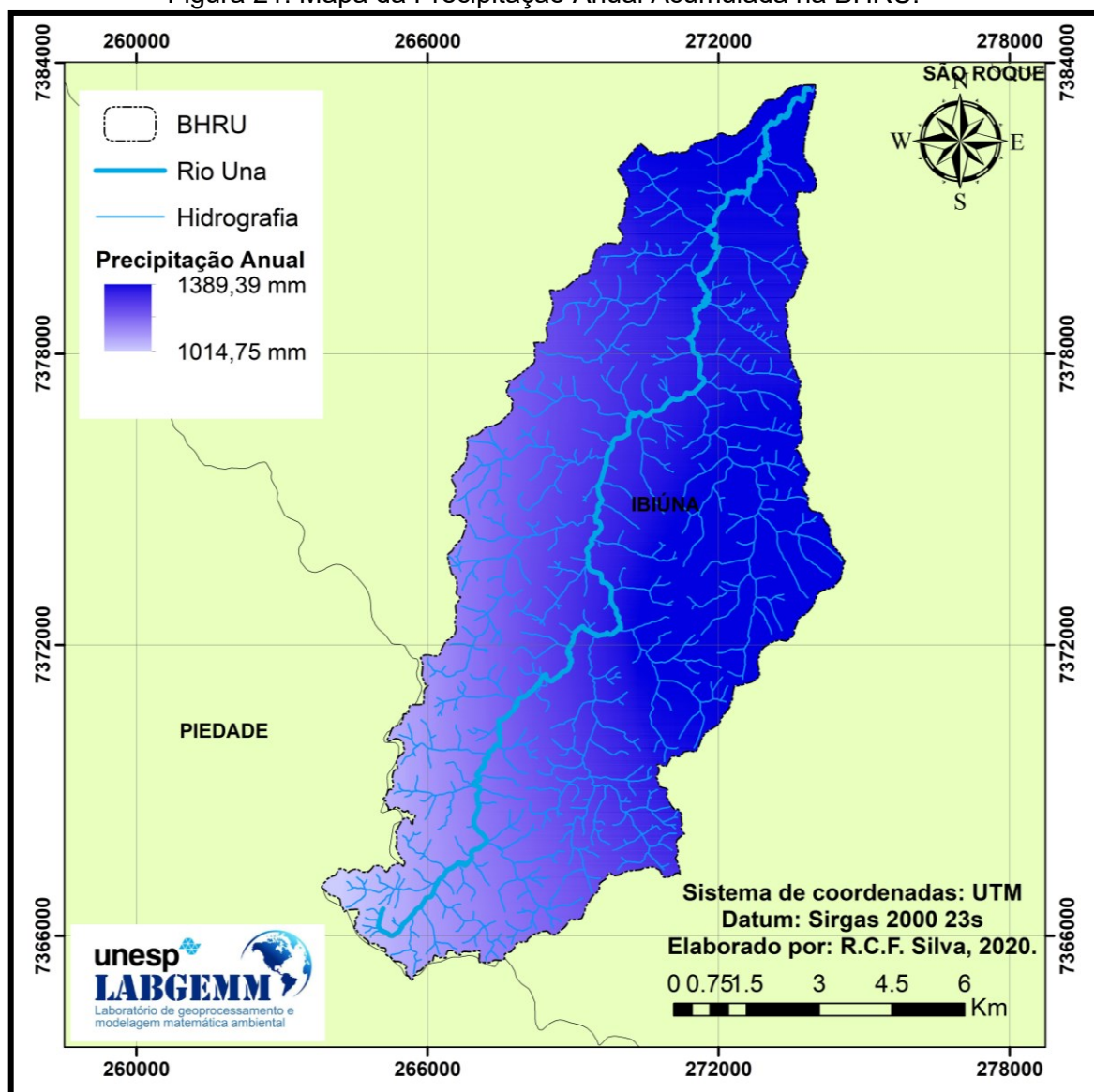
1.4. Caracterização Climática e Precipitação

Os resultados dos dados climáticos calculados no WXGEN a partir das quatro estações meteorológicas do *CFSR World*, foram utilizados como banco de dados local nas simulações do SWAT e seus resultados completos podem ser observados no APÊNDICE II.

A precipitação anual acumulada calculada a partir das estações pluviométricas consideradas para a BHRU, mostrou para o período de 30 anos uma variação de 1.014,75 mm/ano a 1.389,39 mm/ano, o que corrobora com o tipo climático Cwa identificado na região BHRU e suas características. Os maiores

quantitativos de precipitação são observados na porção leste e norte da bacia, uma das áreas mais próximas do reservatório de Itupararanga, enquanto as precipitações com menores volumes de águas foram constatadas na região sul seguindo para sudoeste da bacia, próximo a nascente do Rio Una. O Mapa da precipitação anual acumulada na BHRU apresenta a distribuição espacial na área de estudo (Figura 21).

Figura 21. Mapa da Precipitação Anual Acumulada na BHRU.



Uma vez preparados, os dados climáticos foram importados para a interface ArcSWAT, junto as séries de precipitação preparadas. O gerador climático SWAT pode simular dados diários das variáveis, caso haja a

indisponibilidade da série completa. A distribuição dos dados pluviométricos foi realizada de maneira automática a partir do método do vizinho mais próximo para interpolar a área de influência de cada estação pluviométrica (ARNOLD et al., 1998; EL-NASR et al., 2005; ZHANG e SRINIVASAN, 2009). O modelo considera as séries de precipitação mais próxima do centroide de cada sub-bacia, portanto é importante obter um número considerável de pluviômetros para refinar os dados durante a interpolação das estações (BRESSIANI et al., 2015).

1.5. Definição das sub-bacias e as URH

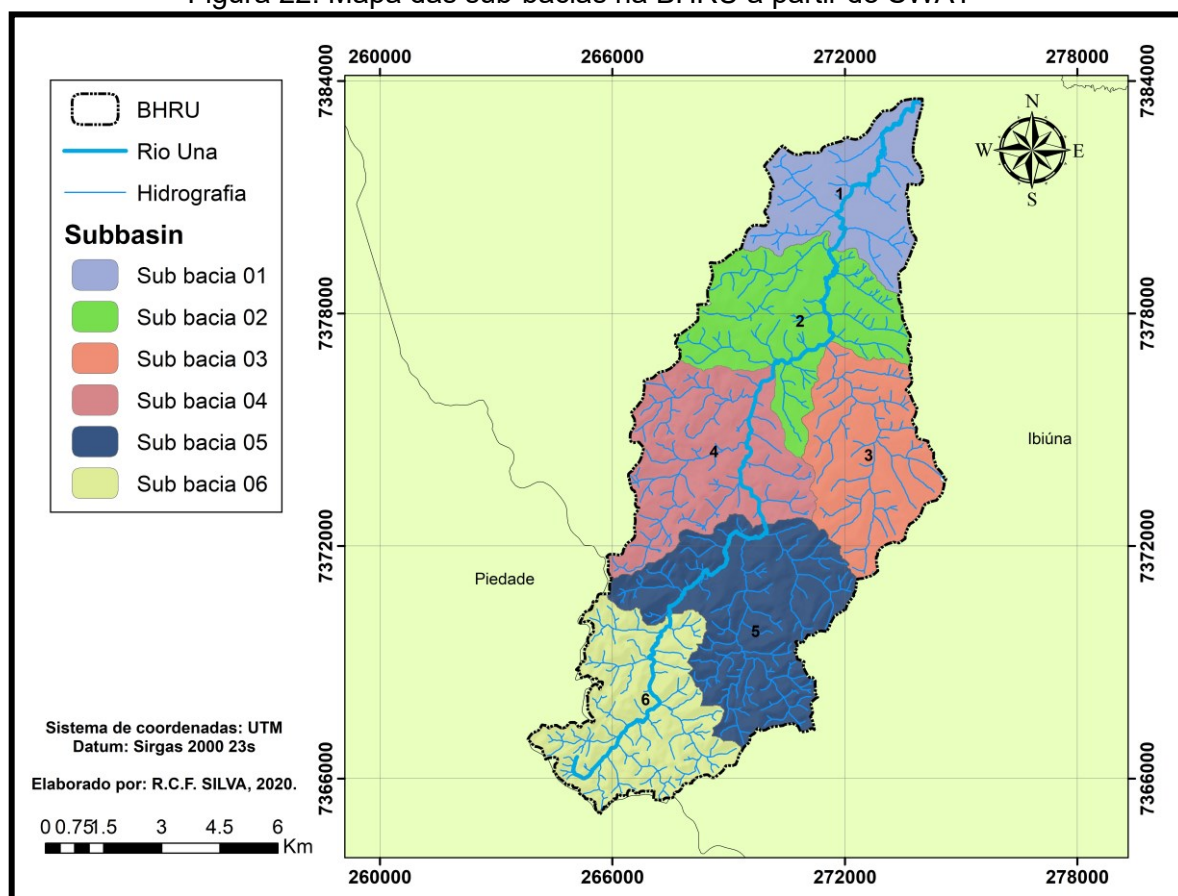
Uma das etapas realizadas para a modelagem no SWAT compreende a delimitação e discretização da bacia em sub-bacias através do Modelo Digital de Elevação, que também é utilizada para a definição automática da drenagem e para gerar a declividade em valores percentuais. Para o delineamento do limite da bacia e das sub-bacias o SWAT utiliza ferramentas disponíveis no *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS 10.5, onde são calculadas a altitude, a direção do fluxo de drenagem, o fluxo de drenagem acumulado, a definição dos limites da bacia hidrográfica, a rede de drenagem e respectivas sub-bacias com seus exutórios (CASTRO, 2013).

As sub-bacias foram geradas a partir de processos automáticos da interface do ArcSWAT (2012), sem nenhum tipo de imposição de drenagem. Foi definida uma área de drenagem mínima de contribuição para a formação de um canal, atribuindo-se o valor de 197 hectares (2%), considerando-se um valor mínimo entre 2% e 6% para a definição das sub-bacias (BRESSIANI, 2015). Após a definição do exutório da BHRU, foram adicionados os 06 pontos de monitoramento da vazão e dos sedimentos. Na BHRU foram geradas 06 sub-bacias da mesma ordem de grandeza (Figura 22), e posteriormente os parâmetros físicos foram estimados para cada sub-bacia e suas áreas foram calculadas, como pode ser observado na Tabela 15.

Tabela 15. Cálculo de áreas das Sub-bacias da BHRU

Sub-bacia	Área (km ²)	Área (%)
1	12,26	12,00
2	16,82	17,00
3	17,88	18,00
4	14,43	15,00
5	20,57	21,00
6	16,63	17,00

Figura 22. Mapa das sub-bacias na BHRU a partir do SWAT



Uma vez que as sub-bacias foram delimitadas, os mapas de uso terra e de tipos de solos foram inseridos e conectados aos seus respectivos bancos de dados do SWAT. As classes de declividade também foram definidas nesta etapa em cinco níveis diferentes, de acordo com as informações obtidas do MDT, sendo até 3%, > 3% até 8%, > 8% até 20%, > 20% até 45% e > 45%.

Após esse processo, o modelo define as Unidades de Resposta Hidrológica (URH's), que são uma subdivisão para análise das sub-bacias, onde

o usuário pode definir níveis mínimos de sensibilidade para a modelagem para a divisão das URH's. Sendo assim, o SWAT simula a produção de sedimentos para cada sub-bacia e também para cada URH's, com o objetivo de apresentar a modelagem de maneira segregada, visando possibilitar a tomada de decisão para diferentes unidades em uma mesma sub-bacia, sendo possível identificar onde existem áreas com processos erosivos mais acentuados (UZEIKA et al., 2012).

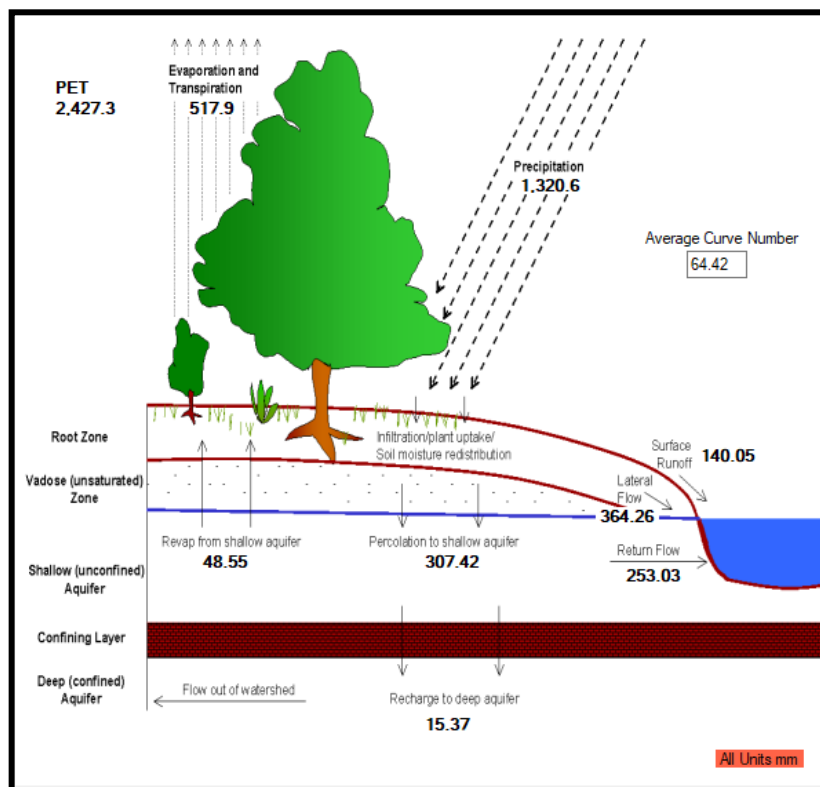
Os níveis de sensibilidade foram definidos visando admitir que as classes de uso da terra com áreas abaixo de 12% do total da BHRU, não seriam contabilizadas durante a distribuição das URH's, quanto ao relevo nada foi alterado, já em relação aos tipos de solo as áreas ocupadas abaixo de 10% foram eliminadas. Após a definição dos níveis de sensibilidade, as unidades foram redistribuídas, gerando 54 URH's.

2. SIMULAÇÃO INICIAL

Após a inserção de todos os dados, o modelo foi executado com os parâmetros padrões do SWAT (sem calibração) para o período de 2018-2019 (o qual a série de dados de vazão foi coletada), em uma simulação inicial com o intuito de gerar o modelo. Para garantir a estabilidade dos dados gerados, foi necessário que o modelo executasse um período de aquecimento de ao menos três anos, antecedendo o período simulado anteriormente. Portanto, para se obter séries de dados dos anos de 2018-2019, as simulações iniciaram no ano de 2015. Este procedimento é recomendado e utilizado em diversos estudos como de Oliveira et al. (2006), Cibin et al. (2010), Lelis e Calijuri (2010), Carvalho Neto (2011) e Castro (2013).

Ao analisar os dados da simulação inicial, foi verificado a necessidade de ajustes para melhorar as interações (calibração) dos processos que regem o ciclo hidrológico e que resultam nas simulações de vazão. Esta etapa pode ser verificada com ajuda do algoritmo SWAT *Check*. A verificação pode indicar quais processos simulados obtiveram resultados satisfatórios ou não, e quais os parâmetros necessitam de ajustes (Figura 23).

Figura 23. Resultados do ciclo hidrológico da 1ª interação realizada verificados no SWAT Check.



2.1. Calibração no SWAT-CUP

Após realizar a primeira simulação na interface do ArcSWAT, procedeu-se com a calibração do cenário de 2018 no SWAT-CUP. Revisando os limites dos métodos de substituição dos valores, optou-se pelo método *Split-Sample Test* proposto por Klemes (1986), onde a série de dados foi dividida em dois períodos, um para calibração e outro para validação, sendo dividida em cerca de 50% da série para calibração (2018-2019) e os 50% finais para validação (2019-2020). Nesse método, o modelo será válido se os resultados de NS da validação forem aceitáveis (KLAMES, 1986; BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2015).

As alterações nos limites das faixas e o método de alteração foram definidos com apoio da literatura (ARNOLD ET AL., 2012; FUKUNAGA, 2012; CASTRO, 2013; FERRIGO, 2014), pois a alteração inadequada de alguns parâmetros como o CN2 pelo método de substituição, podem implicar em uma homogeneização errônea da região. Isso ocorre porque este parâmetro possui variabilidade espacial, e suas alterações implicarão nos processos de toda a

bacia (ABBASPOUR, 2012). Portanto, a consulta ampla nos estudos já realizados é importante para definir quais os parâmetros são mais sensíveis às respostas hidrológicas para uma região, considerando a diversidade das características físicas de cada região.

Nesse sentido os trabalhos realizados por Fukunaga (2012), Lelis et al. (2012) Andrade et al. (2013) e Bressiani et al. (2015), identificaram que os parâmetros mais sensíveis na região sudeste do Brasil seriam: ALPHA_BF, CN2, CH_K2, SOL_AWC, GWQMN, GW_DELAY, GW_REWAP, ESCO, REVAPMN e SURLAG; além de dos parâmetros OV_N, SLSUBBSN, e RCHRG_DP (Fração de água percolada para o aquífero profundo).

A eficiência da calibração e a análise de incerteza são expressas em 95PPU e observação expressa utilizados dois índices: P-value e R-value (Tabela 16). O P-value é o percentual de dados observados delimitados pela banda 95PPU, e varia de 0 a 1 onde o valor 1 indica 100%, no qual indica que a simulação do modelo é perfeita tendo em conta a incerteza dos dados medidos dentro do modelo de predição da incerteza. O R-value, por outro lado, é a largura média da banda dividida pelo desvio padrão dos dados medidos, ou seja, é a espessura média do intervalo 95PPU (ABBASPOUR et al., 2004; ABBASPOUR et al., 2007; ROUHOLAHNEJAD et al., 2012). Neste estudo foi considerado o P-value como índice para mensurar a sensibilidade do modelo.

O t-stat indica o grau da sensibilidade, e quanto maior for o seu valor absoluto, mais sensível é o parâmetro. Já o p-value determina a significância da sensibilidade dos parâmetros, sendo que valores próximos de zero apresentam maior significância na modelagem (ABBASPOUR, 2015). Dos parâmetros considerados mais sensíveis para a calibração da vazão da BHRU, cinco estão relacionados às águas subterrâneas (GW_DELAY, ALPHA_BF, GW_REWAP, REVAPMN e GWQMN), dois às características físicas dos solos (SOL_AWC, ESCO), o SLSUBBSN relacionado a declividade média e o OV_N e CN2 ao processo de escoamento superficial.

Os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade podem ser analisados na Tabela 16, e como pode ser observado, dos quatro parâmetros mais sensíveis, dois representam a fase do ciclo da água subterrânea (GW_DELAY, ALPHA_BF), um está relacionado ao relevo da bacia (SLSUBBSN)

e o outro as características do solo (ESCO), portanto, não é possível marcar em qual fase do ciclo hidrológico os parâmetros são determinantes para a sensibilidade do modelo.

Tabela 16. Percentual de certeza de previsão

Parâmetro	t-Stat	P-Value
GW_DELAY	1,4519	0,1805
ESCO	1,1379	0,2845
SLSUBBSN	0,6949	0,5047
ALPHA_BF	0,4597	0,6567
OV_N	0,4022	0,6969
CN2	0,2088	0,8393
GW_REVAP	0,1803	0,8609
REVAPMN	0,0770	0,3095
GWQMN	0,1587	0,2764
SOL_AWC	0,3056	0,2241

Os resultados da calibração foram analisados de acordo com os coeficientes estatísticos NS e PBIAS, definidos na função objetivo do SWAT-CUP. A análise estatística verificou se as simulações do modelo apresentaram resultados satisfatórios em relação aos dados de vazão observados em campo. Abbaspour (2012) avaliou que a partir de 500 simulações no SWAT-CUP, é possível alcançar coeficientes satisfatórios.

2.1.1. Análise estatística da Calibração

Os coeficientes resultantes da simulação de vazão após o ajuste do modelo (Tabela 17), demonstram um desempenho Muito Bom do NSE para o P1 (0,82), Bom para o P2 (0,73) e P3 (0,68) e P5 (0,69), Satisfatório para o P4 (0,56) e Insatisfatório para o P6 (0,41) (MORIASI et al., 2007). Já o PBIAS apresentou desempenho Muito Bom para os pontos P1 (4,4) e P3 (0,4), Bom para o P4 (10,3), Satisfatório para os pontos P2 (22,4) e P5 (16,8) e Insatisfatório para o P6 (-1). O resultado negativo no P6, não significam necessariamente que o modelo não foi capaz de simular os processos que regem o escoamento superficial da bacia, mas sim que os parâmetros escolhidos para a calibração podem ter influenciado no resultado final.

De acordo com Ferrigo (2014) os valores de NSE negativos indicam que a média dos dados observados ainda é melhor que os dados simulados, já os

valores próximos a 1 indicam um bom ajuste do modelo. Green et al., (2006) e Wu e Chen (2009) consideram valores de NSE a partir de $> 0,4$ satisfatórios. Já os valores positivos do PBIAS sugerem que o modelo está subestimando os valores durante a simulação, e os valores negativos sugerem que o modelo está superestimando os dados simulados (MORIASI et al, 2007; UZEIKA, 2009).

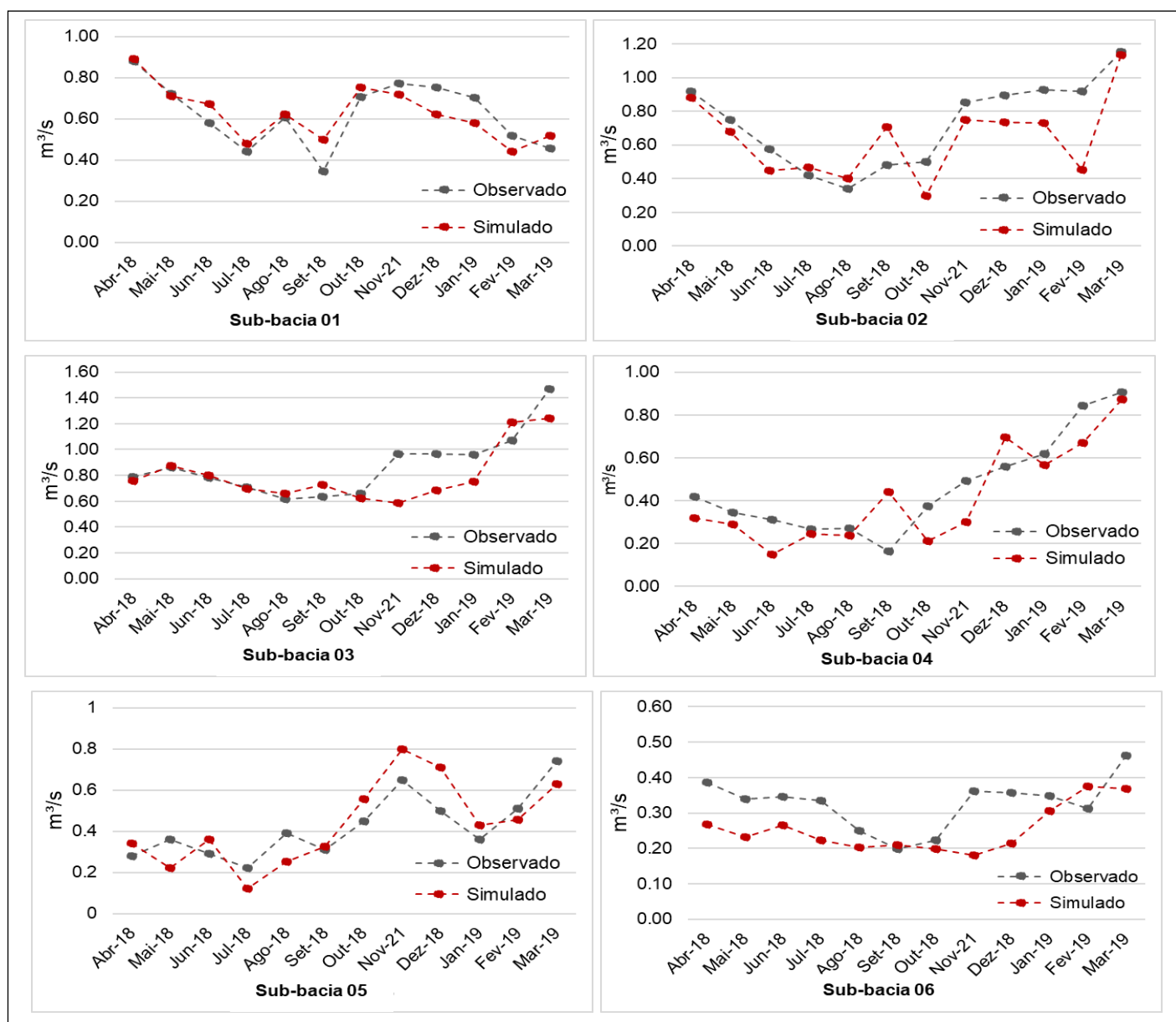
Tabela 17. Coeficientes de desempenho da vazão na fase de calibração da BHRU, segundo Moriasi et al. (2007)

Ponto	NS	Desempenho	PBIAS	Desempenho
P1	0,82	Muito bom	4,4	Muito bom
P2	0,73	Bom	22,4	Satisfatório
P3	0,68	Bom	0,4	Muito bom
P4	0,56	Satisfatório	10,3	Bom
P5	0,69	Bom	16,8	Satisfatório
P6	0,41	Insatisfatório	-1,0	Insatisfatório

Os melhores valores de NSE e PBIAS, indicam uma performance satisfatória do modelo para o parâmetro hidrológico simulado em todos os pontos monitorados e ao menos uma performance satisfatória no P4 para o NSE e PBIAS, no entanto vale ressaltar que houve uma subestimação nas simulações do escoamento superficial na maioria das sub-bacias avaliadas, e consequentemente a vazão também foi subestimada. Assim como no estudo de Uzeika (2009), onde a subestimação dos resultados foi justificada pelos valores altos de condutividade hidráulica que conduziram altas taxas de infiltração, reduzindo o volume de água da superfície (escoamento superficial), no qual o rendimento médio do CN de 64,42 na BHRU sugere que o mesmo problema pode estar ocorrendo nas simulações realizadas para a área de estudo, de acordo com a verificação da simulação no SWAT Check, mesmo após a calibração.

Os hidrogramas gerados a partir da calibração dos pontos, pode ser observado na Figura 24 abaixo.

Figura 24. Calibração da vazão para as Sub-bacias da BHRU.



O modelo apresentou discrepâncias ao simular o balanço hídrico na fase do escoamento superficial, que pode estar relacionadas diretamente ao método CN, uma vez que esse pode variar dependendo do uso e manejo do solo, do grupo de solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo. Uma das principais dificuldades apresentadas no modelo segundo Uzeika (2009) e Cibir et al. (2010), diz respeito a determinação dos limites na taxa de infiltração e sua grande variabilidade. A autora também identificou que a falta de padronização desses limites apresentada na literatura dificulta determinar um parâmetro adequado para a predição do escoamento superficial.

Aragão et al. (2013) identificou que os valores fornecidos pela calibração do modelo também podem ser decisivos para a simulação adequada do escoamento superficial e consequentemente todos os processos que envolvem esta fase do balanço hídrico, neste caso uso do valor de Ch_K2 para a calibração, levou o modelo a zerar os valores de vazão simulada em alguns cursos de água das bacias, e segundo o autor isso pode ser causado porque o modelo não é capaz de reproduzir bem o processo de percolação da água subterrânea no período da estiagem.

O ajuste adequado do modelo definitivamente depende dos valores calibrados, no entanto, Lelis et al., (2012) ressalta que a calibração contribui para melhorar a acurácia das simulações, e diante dos resultados apresentados é conclusivo que houve uma melhora das estimativas após a calibração. Deve-se considerar que quanto maior as diferenças no uso da terra e da cobertura vegetal, bem como dos tipos solo da bacia, mais complexa será essa calibração, já que o método do CN considera os diferentes usos da terra para determinar a taxa de infiltração, e suas estimativas irão definir os outros processos como a percolação, escoamento do fluxo lateral e recarga do aquífero.

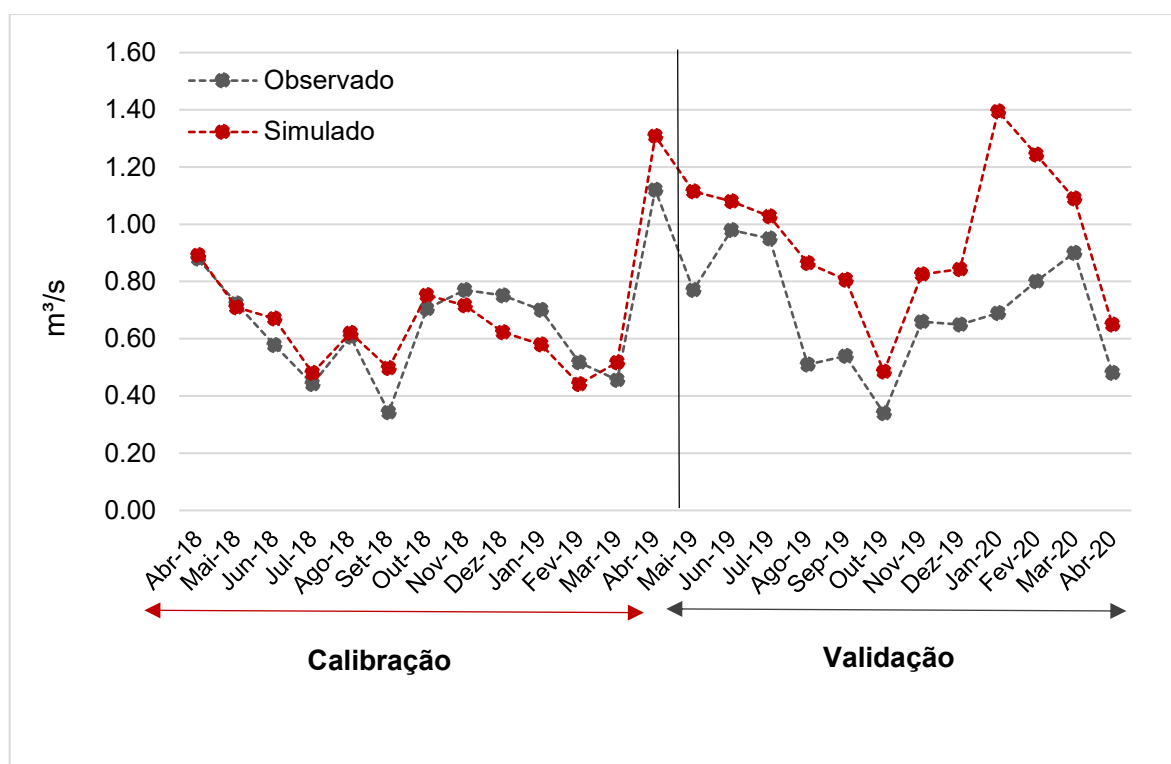
2.2. Validação dos resultados de vazão

A validação da calibração foi realizada apenas na sub-bacia 1, uma vez que esta é a única região monitorada pelo DAEE com uma estação fluviométrica na região da BHRU e tem dados suficientes para separar a série de dados em dois períodos: calibração e validação. Os dados de vazão utilizados para a

calibração validação compreendem o período de março de 2018 a abril de 2019, e para a validação o período de maio de 2019 a abril de 2020 (Figura 25).

O bom desempenho do NSE não se repetiu na fase de calibração do modelo, alcançando o NSE de 0,47, o modelo não foi capaz de suavizar a vazão de pico, superestimando os valores de vazão no período de dezembro 2019 a fevereiro de 2020. No entanto, este fato não desqualifica o uso do modelo para realizar as simulações de cenários, pois outros fatores como a ausência da continuidade da série dados podem ter influência no resultado final.

Figura 25. Validação das simulações de vazão na BHRU.



3. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Após a calibração do modelo, procedeu-se com a substituição dos valores dos parâmetros ajustados a partir da ferramenta *Manual Calibration Helper*. Uma nova simulação foi realizada no ArcSWAT com os novos valores de ALPHA_BF, CN2, ESCO, SOL_K, SOL_AWC, SLSUBBSN, OV_N, GW_DELAY, GW_REVAP, REVAPMN E GWQMN, no período de 2015 a 2020 para o Cen B, o qual foi utilizado para a calibração dos valores de vazão.

Dos resultados extraídos do banco de dados das simulações do SWAT, a *SYLD* é o aporte de sedimentos por sub-bacia que chega até o canal (ton/ha/dia), a *FLOW_OUT* apresentam fluxo diário médio da vazão (m³/s) e *SURQ* representa a contribuição do escoamento superficial para a vazão do canal (mm). Esses dados serão apresentados na sequência, com as nomenclaturas de Sedimentos, Vazão e Escoamento superficial respectivamente.

3.1. Simulação de Sedimentos

Os resultados do aporte de sedimentos são apresentados na Tabela 18, onde se encontram os valores médios de sedimentos para os cenários simulados e para os dados observados no período de 2018-2019, a média por sub-bacia, e as medidas de dispersão: variância e desvio padrão.

Tabela 18. Valores do aporte sedimentos simulados e medidos na BHRU¹ e medidas de dispersão.

Cenários	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Sub-bacia 4	Sub-bacia 5	Sub-bacia 6
A - 2007	0.065	0.013	0.114	0.116	0.136	0.034
B - 2018	0.027	0.046	0.036	0.047	0.037	0.020
C - 2018 APP	0.019	0.026	0.022	0.024	0.025	0.0017
D - 2028	0.029	0.046	0.036	0.048	0.037	0.021
Observados	0.49	0.14	0.15	0.05	0.06	0.05
Média	0.126	0.054	0.072	0.057	0.059	0.025
Variância	0.033	0.002	0.003	0.001	0.002	0.0003
Desvio Padrão	0.183	0.045	0.051	0.031	0.040	0.016

¹ valores expressos em ton/ha/dia.

A média do aporte de sedimentos foi maior para as sub-bacias 1 e 3 em relação aos cenários e os dados observados, sendo 0,126 ton/ha/dia na Sub-01 e 0,072 ton/ha/dia na Sub-03, já os menores valores foram encontrados nas Sub-bacias 6 e 2 sendo e 0,025 e 0,054 ton/ha/dia respectivamente.

Em relação as medidas de dispersão, a Sub-01 apresentou o pior resultado em relação ao conjunto de dados, sendo a variância 0,033 e o desvio padrão 0,183, a Sub-06 apresentou a melhor relação a dispersão dos dados, sendo a variância 0,0003 e o desvio padrão 0,016, nessa relação, quanto menor é a variância, menor é a dispersão dos valores em relação à média. Os dados

apresentaram uma variância e desvio padrão satisfatórios, considerando que tanto a variância como o desvio padrão com valores próximos de zero, indicam uma precisão adequada para um dado conjunto de dados (GADDIS e GADDIS, 1990).

Os valores médios de sedimentos obtidos do conjunto de dados do Cenário C, apresentaram uma melhora significativa em todas as sub-bacias, apresentando os menores e melhores valores de aporte de sedimentos na Sub-06 com 0,0017 ton/ha/dia para ambas as bacias, os piores quantitativos de sedimentos para este cenário, foram encontrados nas Sub-02 e Sub-05, sendo 0,026 e 0,025 ton/ha/dia respectivamente. Nota-se que neste cenário, que representa o Uso da terra conservacionista, o aporte de sedimentos estimado está abaixo dos valores calculados nos demais cenários (Tabela 18), nas demais sub-bacias o aporte de sedimentos simulado mantém o padrão baixo de valores, no entanto, em campo somente a cobertura vegetal das APPs no entorno do rio Una, pode não ser suficiente para sua proteção, existem outros fatores que devem ser discutidos para compreender melhor essa dinâmica.

As médias de sedimentos observados na BHRU nos anos de 2018 e 2019, se aproximam dos valores simulados, assim como nos cenários simulados, sua amplitude variou de 0,05 a 0,49 ton/ha/dia, ressalta-se que os valores foram medidos no cenário de Uso da terra atual.

Os valores absolutos dos sedimentos simulados são apresentados nas Figuras 26 e 27 abaixo, o quantitativo não está na mesma escala de valores, pois com os valores absolutos é possível observar quais sub-bacias estão produzindo mais sedimentos. Ressalta-se que a produção de sedimentos é simulada a partir da MUSLE em cada URH (UZEIKA, 2009). Se considerar o aporte por sub-bacia (Figura 26), nos cenários, as sub-bacias que apresentaram maior aporte de sedimentos em relação ao seu respectivo conjunto de dados foram: 5 (Cen A), 4 (Cen B), 2 (Cen C) e 4 (Cen D), e a Sub-06 apresentou o menor aporte em todos os cenários. A hipótese inicial considerava que na Sub-01 (exutório) estariam os maiores quantitativos de sedimentos de acordo com as observações realizadas em campo, mas este padrão não foi encontrado nas simulações de cenários.

O cenário que apresentou maior média de produção de sedimentos foi o Cen A, seguido do Cen D, já o Cen C apresentou a menor produção de sedimentos.

Figura 26. Mapas de Simulações do aporte de sedimentos simulados na BHRU para os Cenários 2007 [A] 2018 [B]

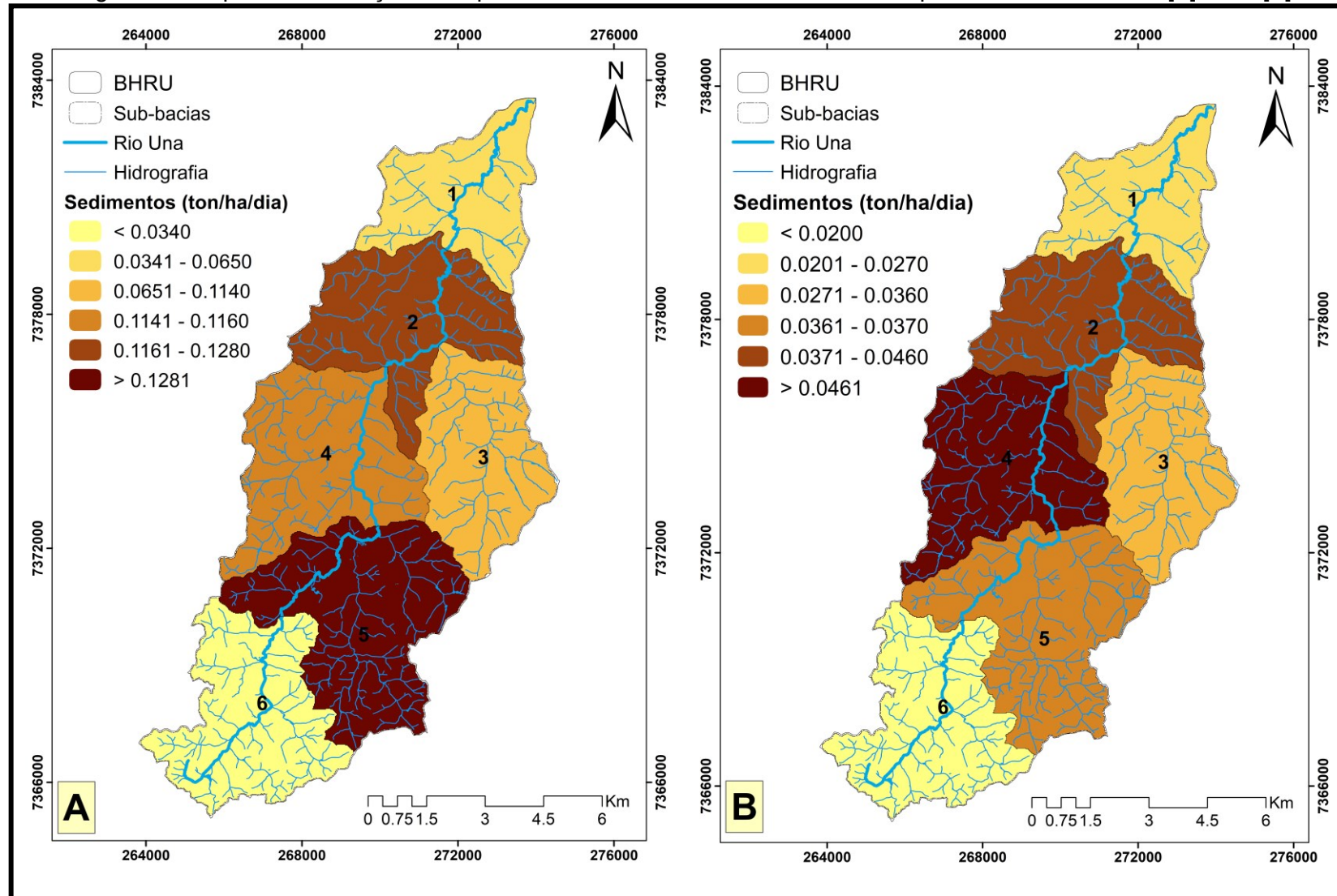
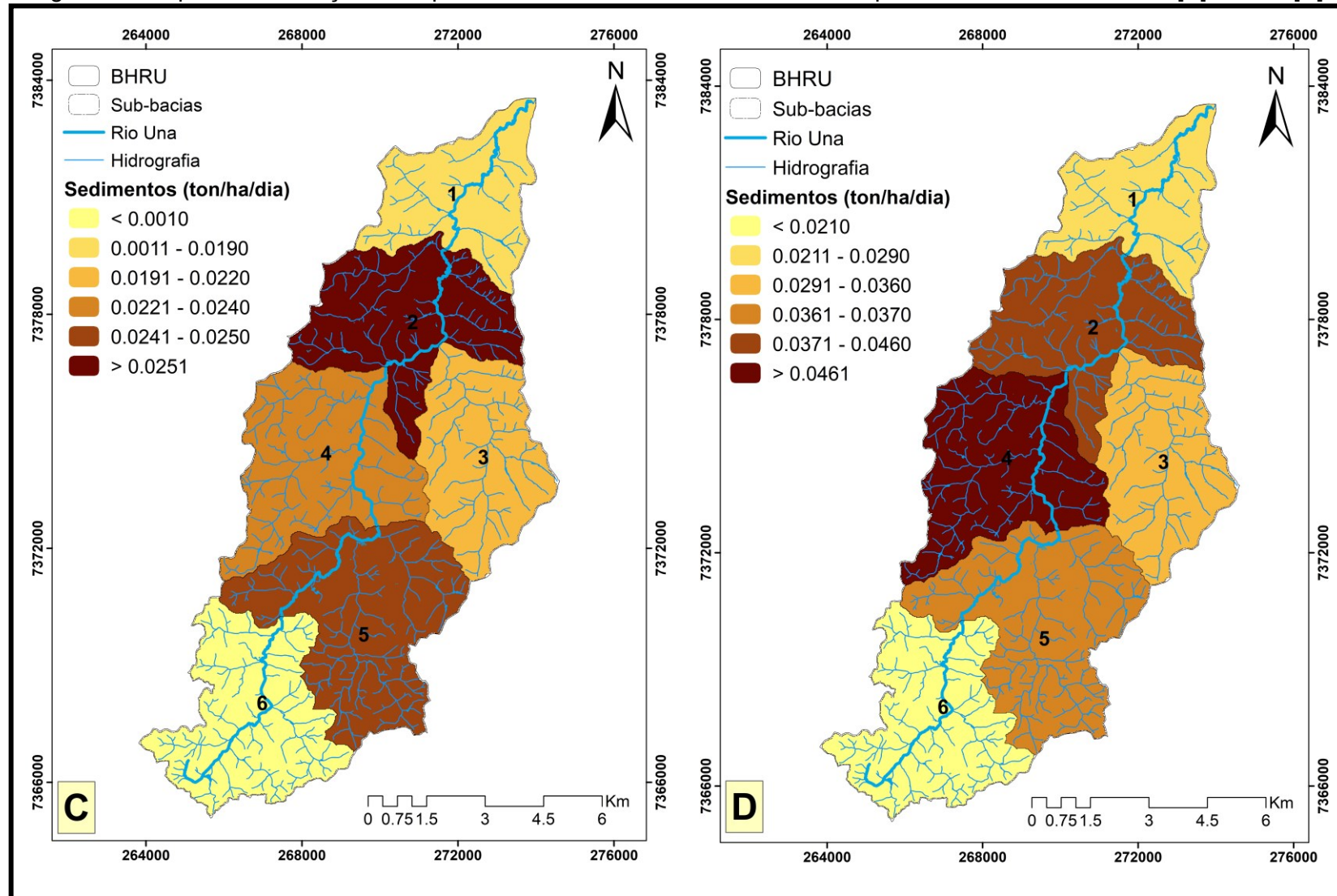


Figura 27. Mapas de Simulações do aporte de sedimentos simulados na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D]



3.2. Simulação de Vazão

Os quantitativos da vazão são apresentados na Tabela 19, onde se encontram os valores médios de vazão para os cenários simulados e para os dados observados no período de 2018-2019, a média por sub-bacia e as medidas de dispersão: variância e desvio padrão.

Os resultados da vazão das sub-bacias 6 e 1 apresentaram o melhor e o pior valor de medida de dispersão respectivamente. Enquanto o desvio padrão na Su-01 foi de 0,291 e sua variância 0,085, o desvio padrão e a variância para a Sub-06 foi de 0,062 e 0,0038.

Apenas as sub-bacias 1 e 2 apresentaram valores de vazão entre 1,3 e 1,5 m³/s, enquanto as demais sub-bacias apresentaram vazões inferiores a 1 m³/s.

As medidas de dispersão da vazão apresentaram bons resultados da série de dados, com valores de desvio padrão satisfatórios.

Tabela 19. Valores da vazão simulada e medida na BHRU1 e medidas de dispersão (m³/s).

Cenários	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Sub-bacia 4	Sub-bacia 5	Sub-bacia 6
2007	1.52	1.30	0.88	0.19	0.60	0.28
2018	0.80	0.66	0.50	0.07	0.35	0.18
2018 APP	0.77	0.64	0.50	0.06	0.35	0.18
2028	0.82	0.68	0.51	0.07	0.36	0.19
Obs	0.78	0.84	0.87	0.46	0.42	0.33
Média	0.937	0.823	0.654	0.168	0.418	0.233
Variância	0.085	0.062	0.033	0.024	0.009	0.0038
Desvio Padrão	0.291	0.249	0.182	0.154	0.097	0.062

Nota-se que em todos os cenários, a sub-bacia 1 apresentou as maiores vazões, enquanto a sub-bacia 4 apresentou os menores quantitativos em todos os cenários.

Figura 28. Mapa de Simulações de vazão na BHRU para os Cenários 2007 [A] 2018 [B]

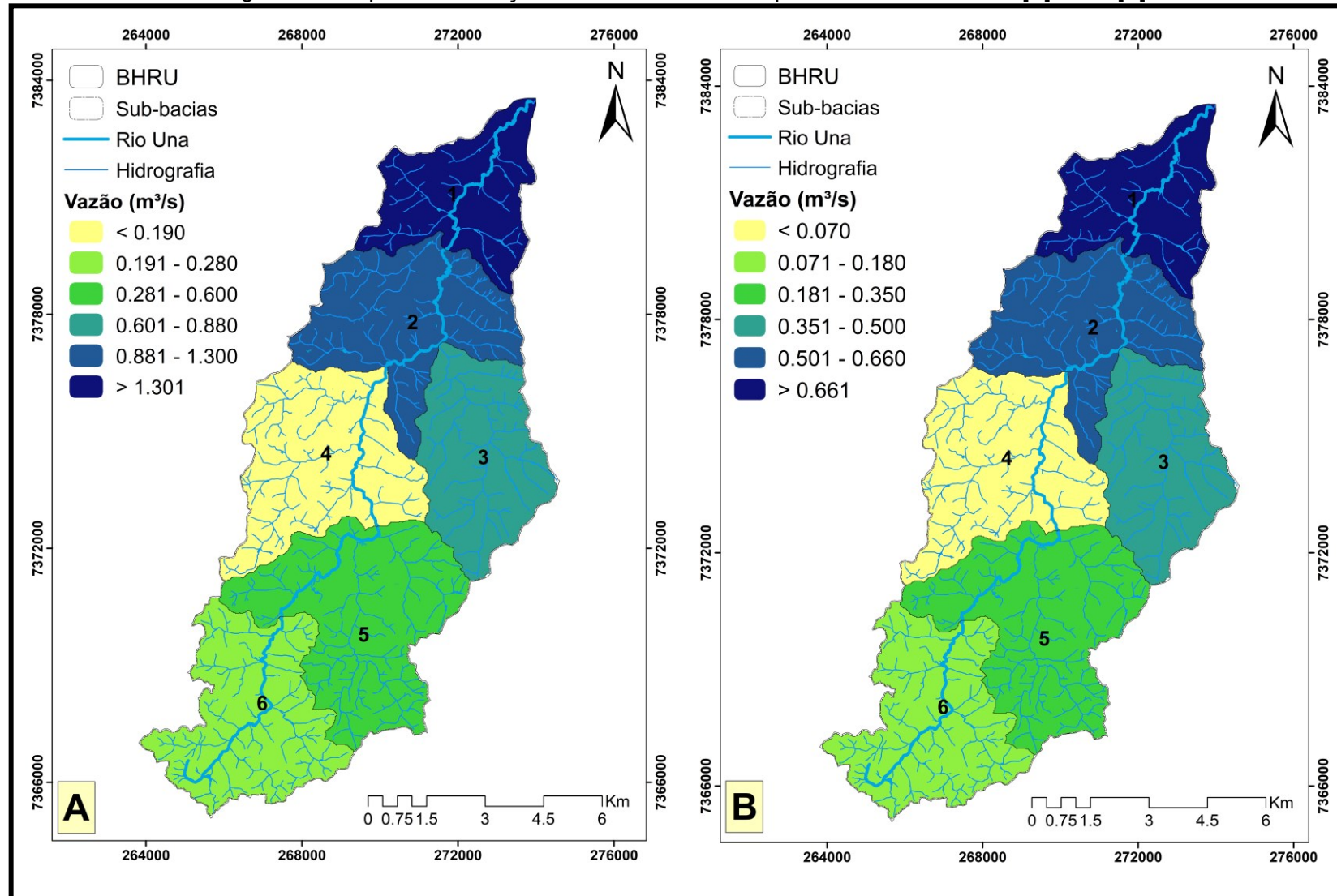
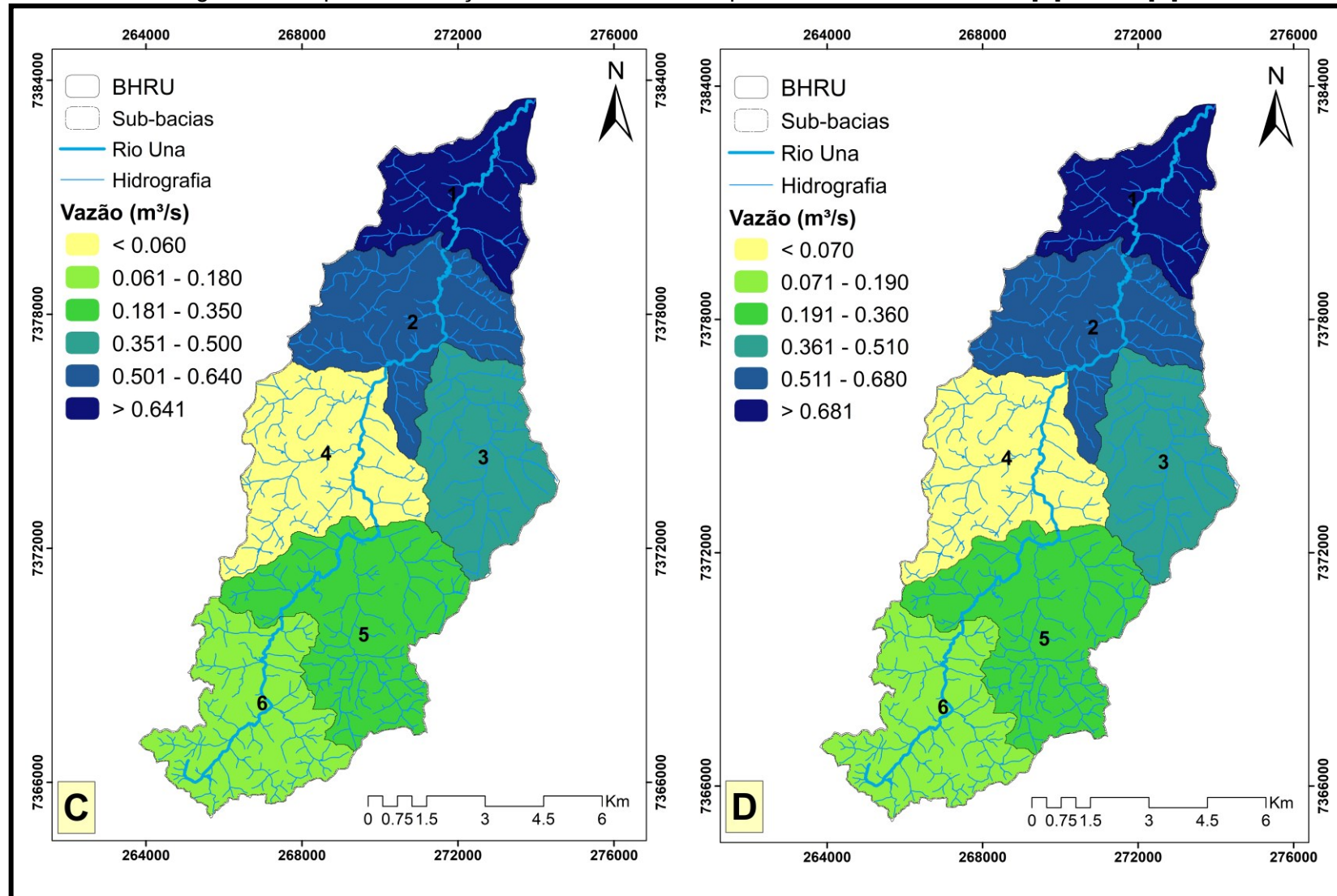


Figura 29. Mapa de Simulações de vazão na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D]



3.3. Simulação de Escoamento Superficial

Todos os processos relacionados ao ciclo hidrológico simulados no SWAT dependem dos valores de entrada dos dados climáticos, sobretudo da precipitação, que é utilizada pelo modelo como principal parâmetro para as simulações. Nesse sentido, alguns eventos extremos de precipitação podem causar desvios na simulação, resultando em superestimação de valores ou discrepâncias nas séries de dados simulados da vazão e o escoamento superficial. Em eventos curtos e com grande volume de precipitação, o modelo interpreta as variações abruptas no regime hídrico como fator condicional, onde a taxa de precipitação é superior à taxa de infiltração, resultando em simulações onde o escoamento superficial é maior que o que realmente ocorre (UZEIKA, 2009).

A metodologia utilizada para a simulação no SWAT do escoamento superficial (CN), considera principalmente as condições de uso da terra, sendo que em áreas impermeabilizadas, como áreas urbanas, os valores do CN podem ser maiores, e consequentemente outros processos que dependem desse parâmetro, como a vazão, vão simular valores correlacionados a este (TUCCI, 2000; SALEH e DU, 2004). Uma vez que a BHRU é ocupada essencialmente por áreas rurais, e a área urbana ocupa apenas 3,8% de sua área, os valores de CN estimados para as sub-bacias são subestimados, o que se reflete nas simulações de vazão apresentadas nas Figuras 27 e 28 e na Tabela 19.

O escoamento superficial manteve um padrão nos cenários A, B e D, sendo que os maiores quantitativos estão na sub-bacia 1 onde se encontra a área urbana da BHRU e o exultório da bacia, enquanto os menores na sub-bacia 6 em uma área predominantemente rural e está localizada a nascente do rio Una. Houve uma diminuição substancial no quantitativo do escoamento no cenário C onde foi considerado a existência das áreas de preservação permanente, evidenciando o papel importante que a vegetação desempenha na diminuição do escoamento superficial, e consequentemente nos impactos que ele pode causar.

Tabela 20. Contribuição do escoamento superficial na BHRU (mm/mês).

Cenários	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3	Sub-bacia 4	Sub-bacia 5	Sub-bacia 6
2007	167.775	67.564	63.617	88.769	61.569	34.011
2018	144.631	40.261	28.783	46.904	30.207	9.955
2018 APP	121.33	15.373	12.964	31.334	12.309	5.615
2028	146.756	40.867	29.176	47.466	30.703	10.125
Média	145.123	41.016	33.635	53.618	33.697	14.927
Variância	270.532	340.738	342.409	453.774	313.860	124.6731
Desvio Padrão	16.448	18.459	18.504	21.302	17.716	11.166

Figura 30. Mapa de Simulações de escoamento superficial na BHRU para os Cenários 2007 [A] e 2018 [B]

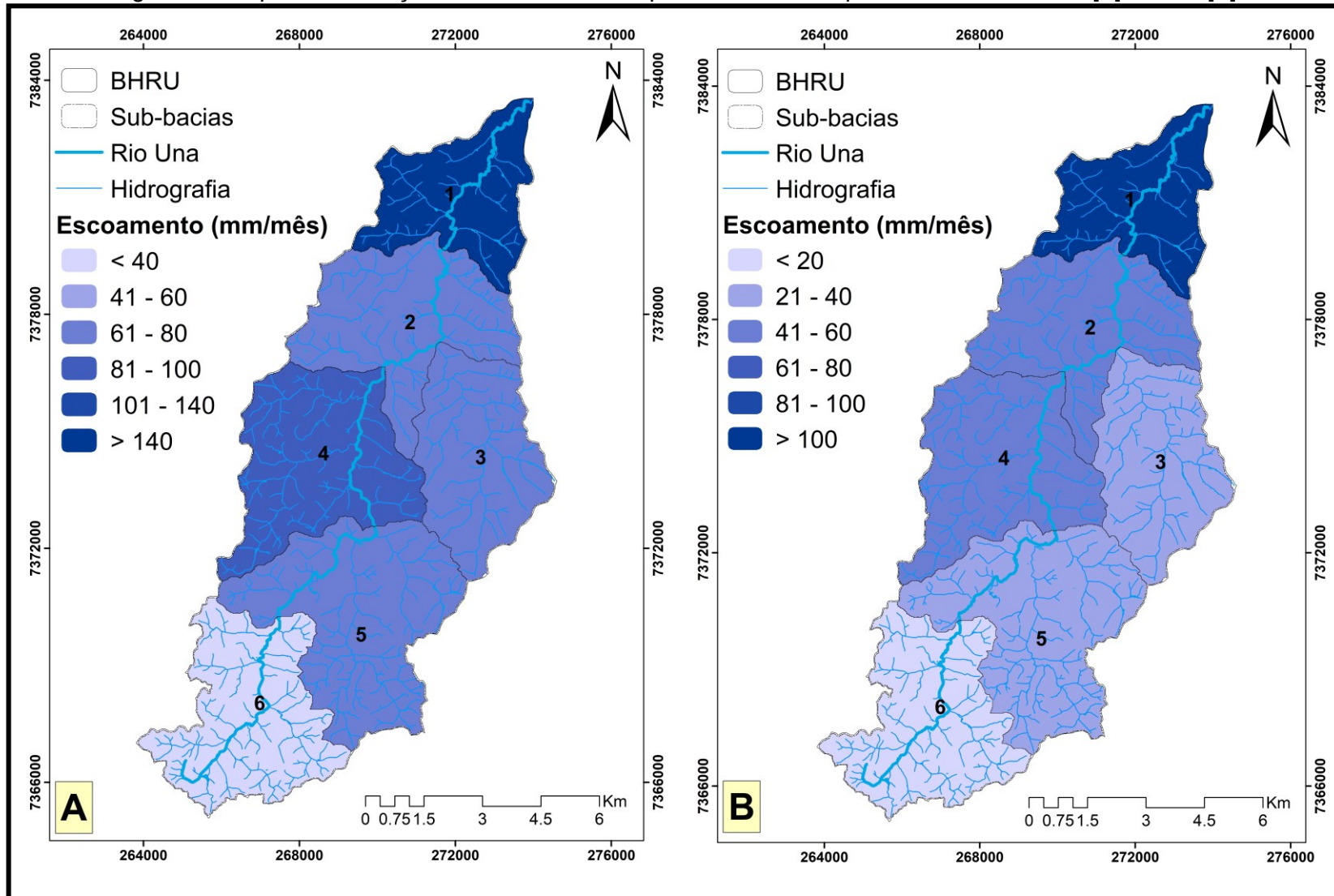
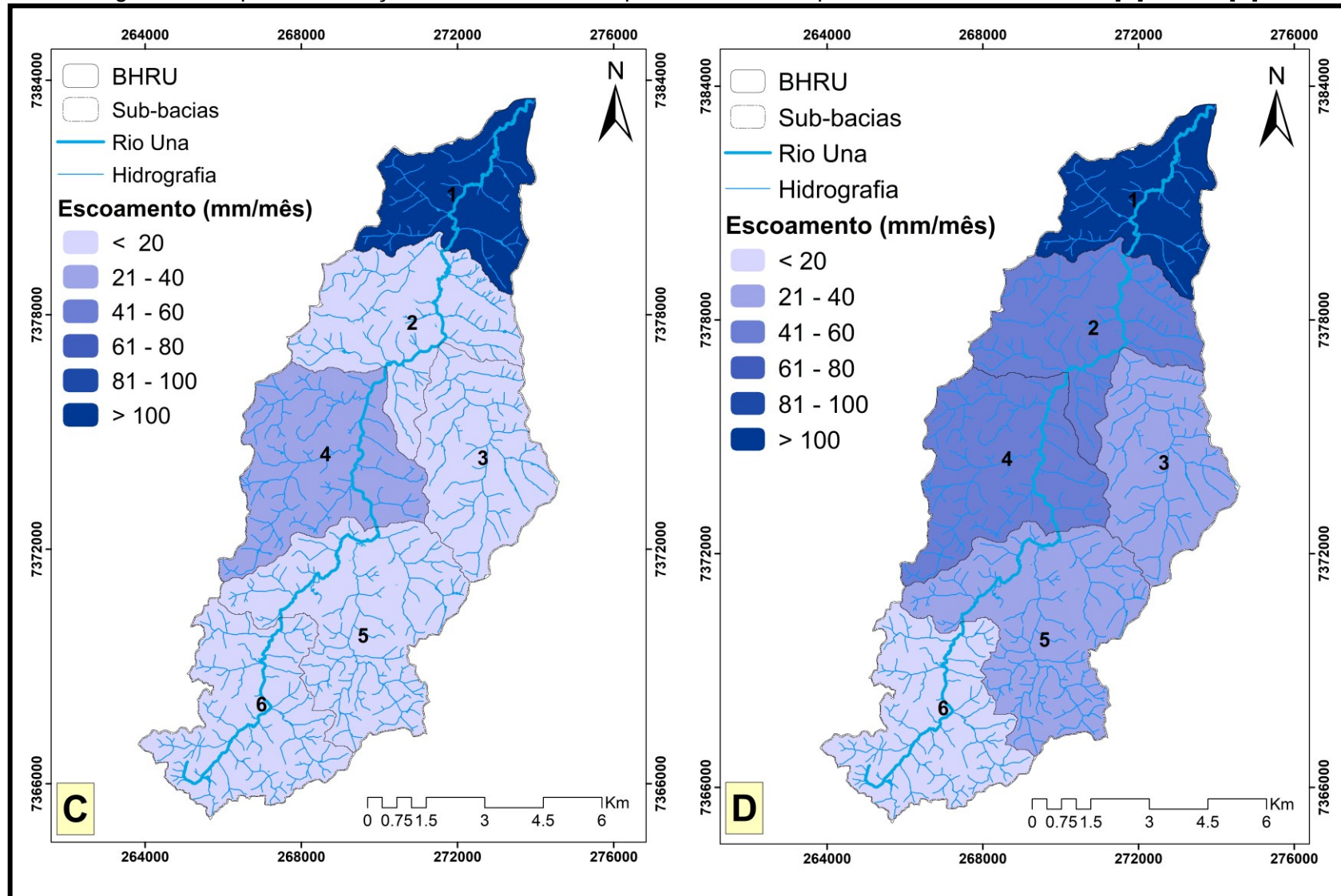


Figura 31. Mapa de Simulações de escoamento superficial na BHRU para os Cenários 2018 APP [C] e 2028 [D]



4. ÍNDICE DE EXPOSIÇÃO E RISCO A ASSOREAMENTO (IERA)

Após as simulações realizadas utilizando-se os diferentes *inputs*, foi possível modelar a dinâmica do aporte de sedimentos, vazão e escoamento superficial por cenário simulado da BHRU. Comparar essa dinâmica possibilitou visualizar os diferentes comportamentos e características das sub-bacias estudadas.

Para melhor compreensão foi elaborado um Índice de Exposição e Risco a Assoreamento (IERA), onde todos os dados foram normalizados ou reclassificados a partir das Equações 15 e 16, para a mesma escala de valores, entre 0 e 1 (Apêndices 3, 4 e 5). Após realizar esse processo, o indicador foi composto a partir da ponderação de critérios baseado em seu grau de importância, utilizando Análise Hierárquica de Processos (AHP), onde o resultado demonstrou quais áreas podem ser consideradas por contribuir com o processo de assoreamento dos cursos d'água.

4.1. Ponderação dos critérios da AHP

Os graus de importância atribuídos aos critérios para a área de estudo são mostrados na Tabela 21. Esta é uma análise pareada, que foi realizada comparando-se linha com coluna. Logo, ao atribuir o valor 3,0 na primeira linha e segunda coluna da tabela, assume-se, por exemplo, que o indicador de PPA é claramente mais importante do que a Declividade.

Tabela 21. Cálculo da AHP para o IERA.

Critério	PPA	Declividade	Escoamento	Sedimentos
PPA	1	0,3	0,2	0,11
Declividade	3,0	1	0,5	0,14
Escoamento	5,0	2,0	1	0,14
Sedimentos	9,0	7,0	7,0	1

Neste estudo, foi atribuído ao PPA a maior importância sobre a Declividade, pois, segundo o “*equilíbrio ecodinâmico*” de Tricart (1977) a cobertura da superfície do solo está ligada à ocorrência de processos de degradação ambiental, as chances de degradação aumentam quando o uso da terra é

combinado a outros fatores, mas o uso da terra por si, já pode ser responsável por esse processo. A ausência de florestas, por exemplo, aumenta as chances de ocorrer processos erosivos (HURMAIN; DODGE-WAN, 2018; VANACKER et al., 2019). Áreas antropizadas e impermeabilizadas favorecem eventos de inundação e assoreamento dos rios (MASSA; ROSS, 2012; SANTOS et al., 2019). A declividade é a uma das variáveis que influencia diretamente nos processos erosivos, pois condiciona a transformação de energia potencial em energia cinética das águas pluviais (VALLE; FRACELINO; PINHEIRO, 2016).

O escoamento superficial, por sua vez, foi adotado como a segunda maior importância para o IERA. Ele considera a entrada de água no ciclo hidrológico e como ela influencia diretamente na geomorfologia (CHRISTOFOLETTI, 1980; TUCCI, 2009; MASSA; ROSS, 2012). O grau de importância para essa variável, foi adotado devido a outros fatores que condicionam o escoamento como um impacto ambiental, como declividade e o PPA na área estudada, uma vez que o escoamento superficial por si não pode ser considerado um impacto ambiental, mas sim quando combinado a fatores como esses.

Por fim, o aporte de sedimentos, que denota o efeito integrado de processos físicos que ocorrem no solo, ocasionando sua desagregação e transporte de partículas (ARRAES et al., 2010), obteve a maior importância, uma vez que foi possível agregar no SWAT, informações de outras propriedades físicas do solo como permeabilidade e grau de agregação, para que esta variável exercesse maior influência na estabilidade do meio ambiente.

Desta forma, os pesos de cada uma das variáveis foram calculados por meio da ferramenta *AHP OS* (GOEPEL, 2019) tendo como entrada os indicadores anteriormente escolhidos (Tabela 21). O resultado das ponderações resultantes dos critérios com base em suas comparações entre pares, é mostrado na Tabela 22. A razão de consistência dessa ponderação foi de 7,8%. De acordo com Saaty, a razão de consistência deve ser inferior a 10% (SAATY, 2008; WANG et al., 2019).

Tabela 22. Pesos calculados da AHP para o IERA.

Critérios	Peso
PPA	5,8
Declividade	7,6
Escoamento	16,9
Sedimentos	69,7

Em seguida, utilizando a ferramenta “*raster calculator*”, foi realizado o cálculo do IERA com suas respectivas variáveis de acordo com a Equação 17, multiplicando-as pelos pesos atribuídos através da AHP, os quais foram classificados em cinco intervalos para fins de geração do mapa temático, da seguinte forma: 0-0,2; 0,21-0,4; 0,41-0,60; 0,61-0,7; e 0,71-1,0; onde quanto mais se aproxima de 1,0 IERA, maior é o seu risco de assoreamento considerando as variáveis utilizadas. Porém nos mapas, dois intervalos foram suprimidos e agrupados resultando em três níveis, sendo: 0 a 0,4 (Bom), 0,41 a 0,6 (Regular) e 0,61 a 1,0 (Ruim). Os Mapas do IERA, podem ser observados nas Figuras 32 a 35.

O Cen A (Figura 32) apresentou a maior distribuição da classe “Ruim”, sendo predominante nas sub-bacias de 1 a 5, das seis sub-bacias analisadas. Nesse cenário a vegetação nativa era de 43%, ou seja, a preservação desses ambientes no estado atual, não é suficiente para proteger a BHRU de processos erosivos, apesar do percentual de vegetação se apresentar superior aos demais cenários, visto que a mesma apresenta um estado de conservação inferior com alta fragmentação na paisagem. O estudo de Takinawa e Lourenço (2021) que analisou o estado de conservação de 27 fragmentos florestais da BHRU, sob a ótica da fragilidade ambiental, demonstrou que atualmente 26 deles encontraram-se com estado de conservação comprometido. Entender que a vegetação nativa está fragilizada devido a sua fragmentação, pode ajudar a compreender este resultado ruim para o ano de 2007. Naquele momento o uso da terra também contava com 9% de sua área para uso de pastagem e áreas campestres, um percentual acima dos demais cenários, onde essa classe ocupou pouco mais de 2% de sua área.

Dos cenários analisados, a maior redução de produção de sedimentos ocorreu no Cen C conservacionista, comprovando a hipótese de que a cobertura florestal nativa deve mitigar processos erosivos minimizando os impactos do aporte de sedimentos, protegendo o Rio Una de seu transporte e deposição, que quando

ocorrem em excesso, podem causar o seu assoreamento. Ao observar a Figura 34, é possível notar a predominância da classe Ruim do IERA nas sub-bacias 1, 2 e 4, resultando semelhante aos cenários B e D (Figuras 33 e 35), que não possuem a mesma cobertura florestal, o que corrobora com a importância de se analisar mais de um fator de impacto no meio ambiente. Os estudos de Silva (2016), Reis (2018) e Salles (2019) na BHRU reafirmam esta hipótese.

Os cenários B e D (Figuras 33 e 35) apresentaram um padrão semelhante de distribuição do IERA assim como os demais resultados, provavelmente porque o mesmo uso da terra foi utilizado como *input* para ambos nas simulações realizadas no SWAT, portanto as diferenças são mínimas. Uma melhor precisão desse resultado pode ser alcançada utilizando uma simulação de cenários futuros para o uso da terra com ferramentas de análise espacial que possibilitem isso, já que as simulações no SWAT não foram capazes de alcançar uma acurácia melhor nesse sentido. Provavelmente isso ocorre porque o SWAT não considera fatores como o aumento da área urbana ou de aglomerados urbanos em áreas rurais, uma tendência que pode ocorrer devido ao aumento populacional.

Esses cenários apresentaram predominância da classe “Ruim” nas sub-bacias 1,2 e 4 e da classe “Regular” nas sub-bacias 3 e 5, apenas a sub-bacia 6 se enquadrou na classe “Bom”. A predominância da classe Ruim demonstra o quanto a BHRU se encontra comprometida, as três sub-bacias juntas representam 44% do território da bacia, e a classe Ruim representa 25,45% de área em relação a área total no Cen B e 22,59% de área em relação a área total no Cen D.

A Tabela 23 mostra os resultados da predominância de distribuição espacial das classes do IERA por sub-bacia, para cada cenário simulado. O resultado permite analisar quais áreas estão mais expostas ao risco de assoreamento e necessitam de ações de mitigação.

De acordo com a Tabela 23, as sub-bacias 1, 2 e 4 necessitam de ações de intervenção para mitigar impactos em todos os cenários por apresentarem resultados ruins, as sub-bacias 3 e 5 necessitam de intervenção apenas no Cen A, nos demais cenários seu IERA foi regular. A sub-bacia 6 apresentou bons resultados em todos os cenários analisados, dispensando a intervenção para mitigação, porém é preciso considerar que nesta sub-bacia está localizada a nascente do Rio Una, portanto recomenda-se que ações de preservação sejam consideradas para esta área.

Tabela 23. Predominância de classes do IERA por Sub-bacia.

Sub-bacia	A	B	C	D
1	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim
2	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim
3	Ruim	Regular	Regular	Regular
4	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim
5	Ruim	Regular	Regular	Regular
6	Bom	Bom	Bom	Bom

Figura 32. Mapa do IERA para o Cenário A e gráfico de quantitativo de áreas por classe.

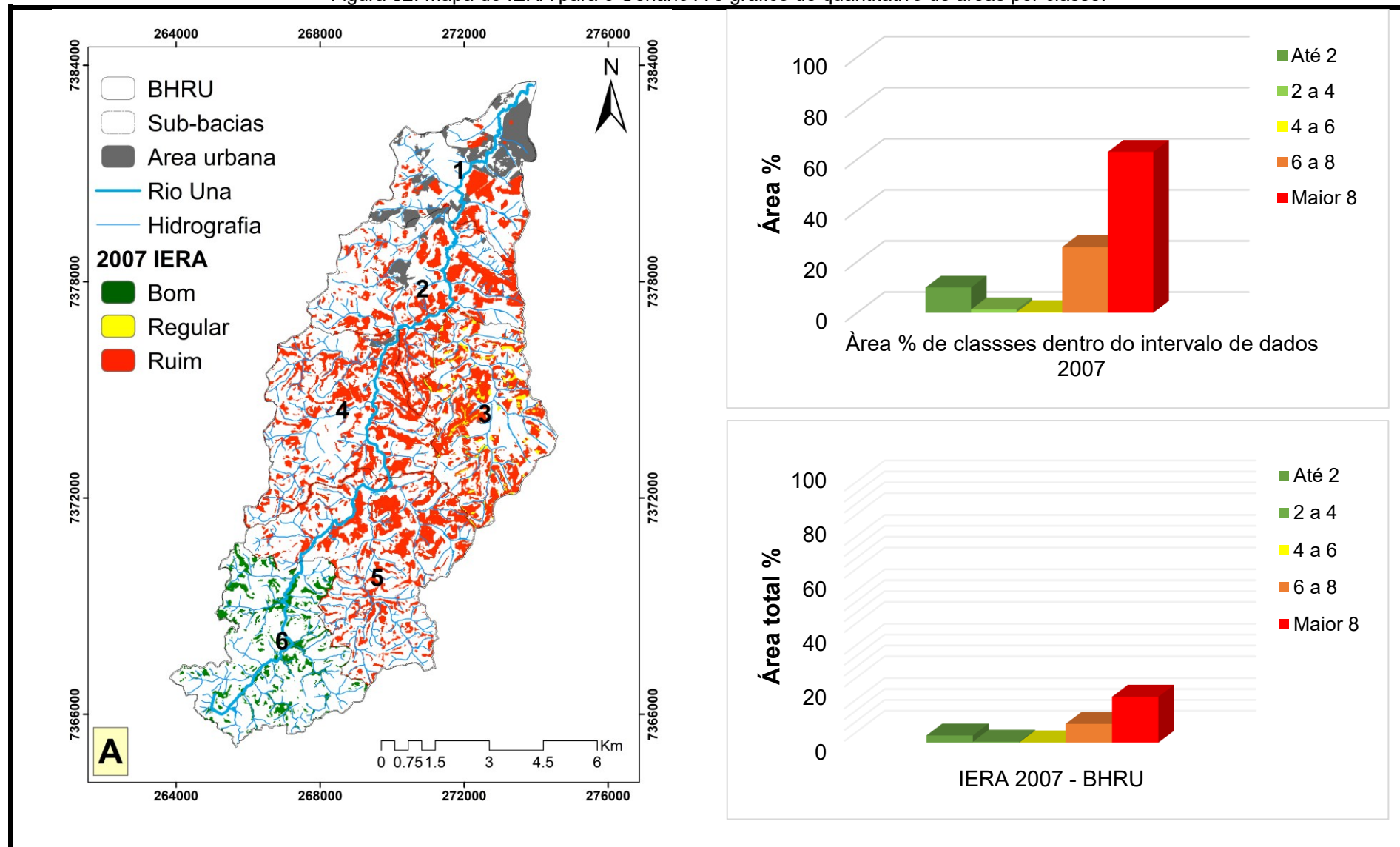


Figura 33. Mapa do IERA para o Cenário B e gráfico de quantitativo de áreas por classe.

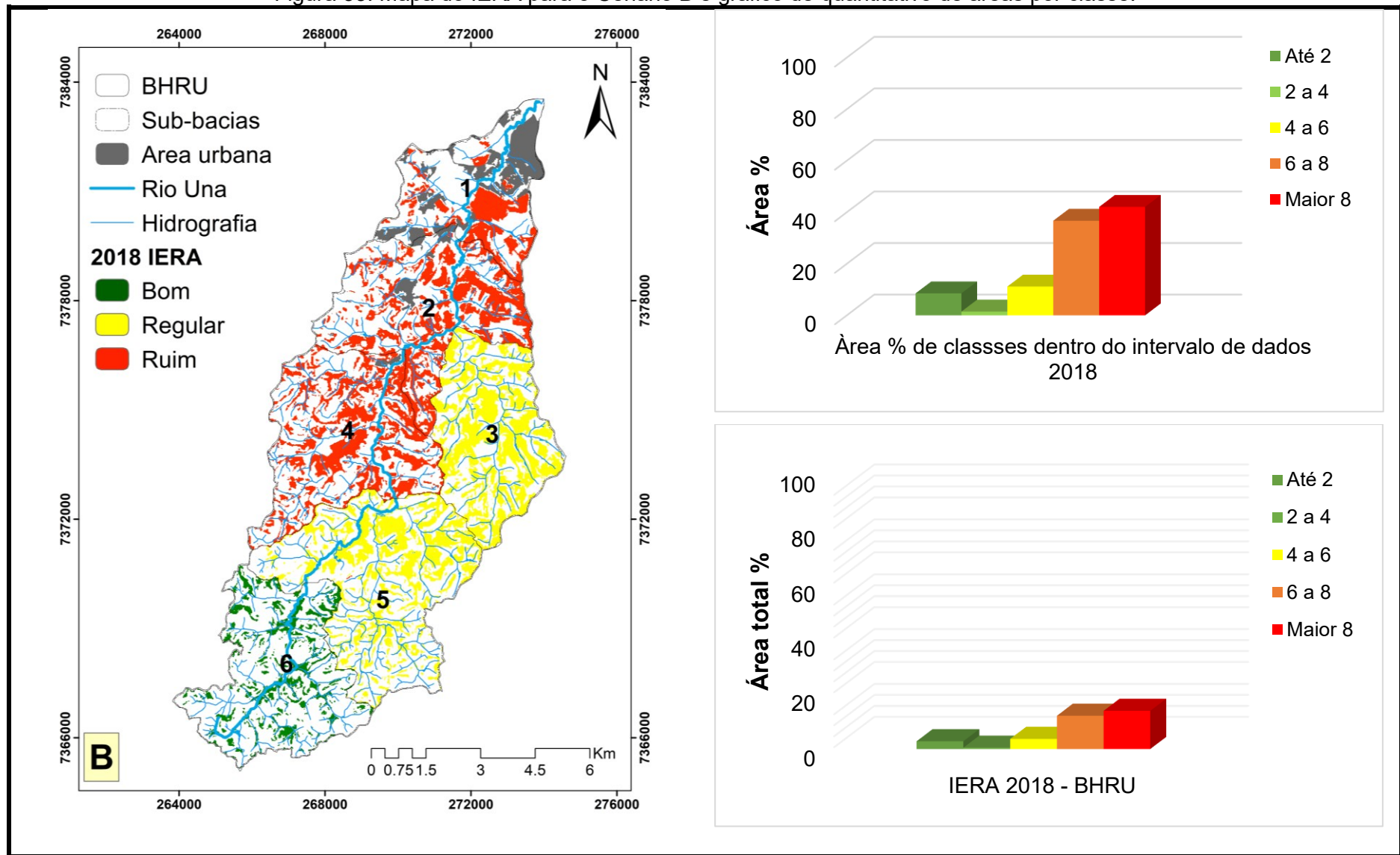


Figura 34. Mapa do IERA para o Cenário C e gráfico de quantitativo de áreas por classe.

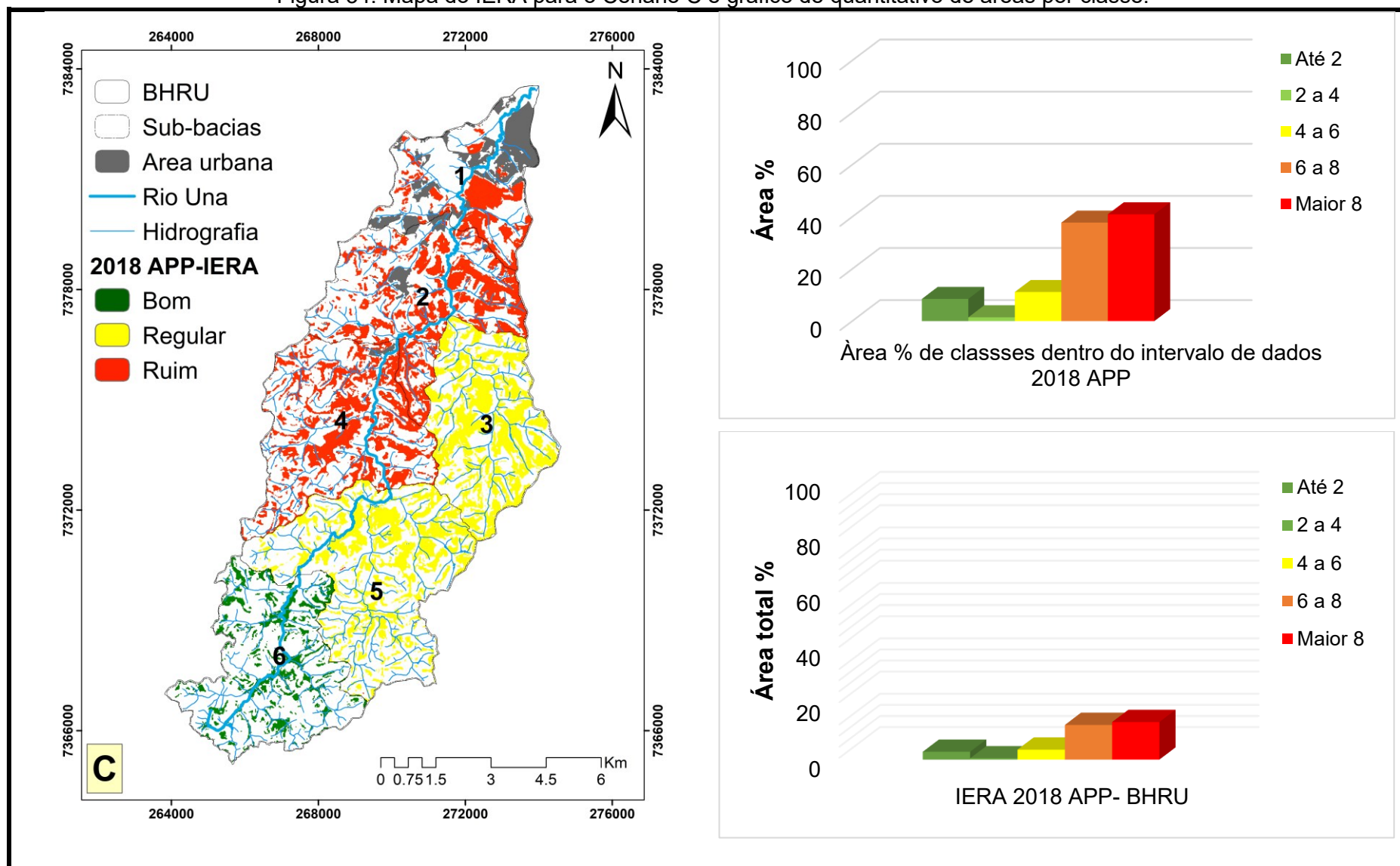
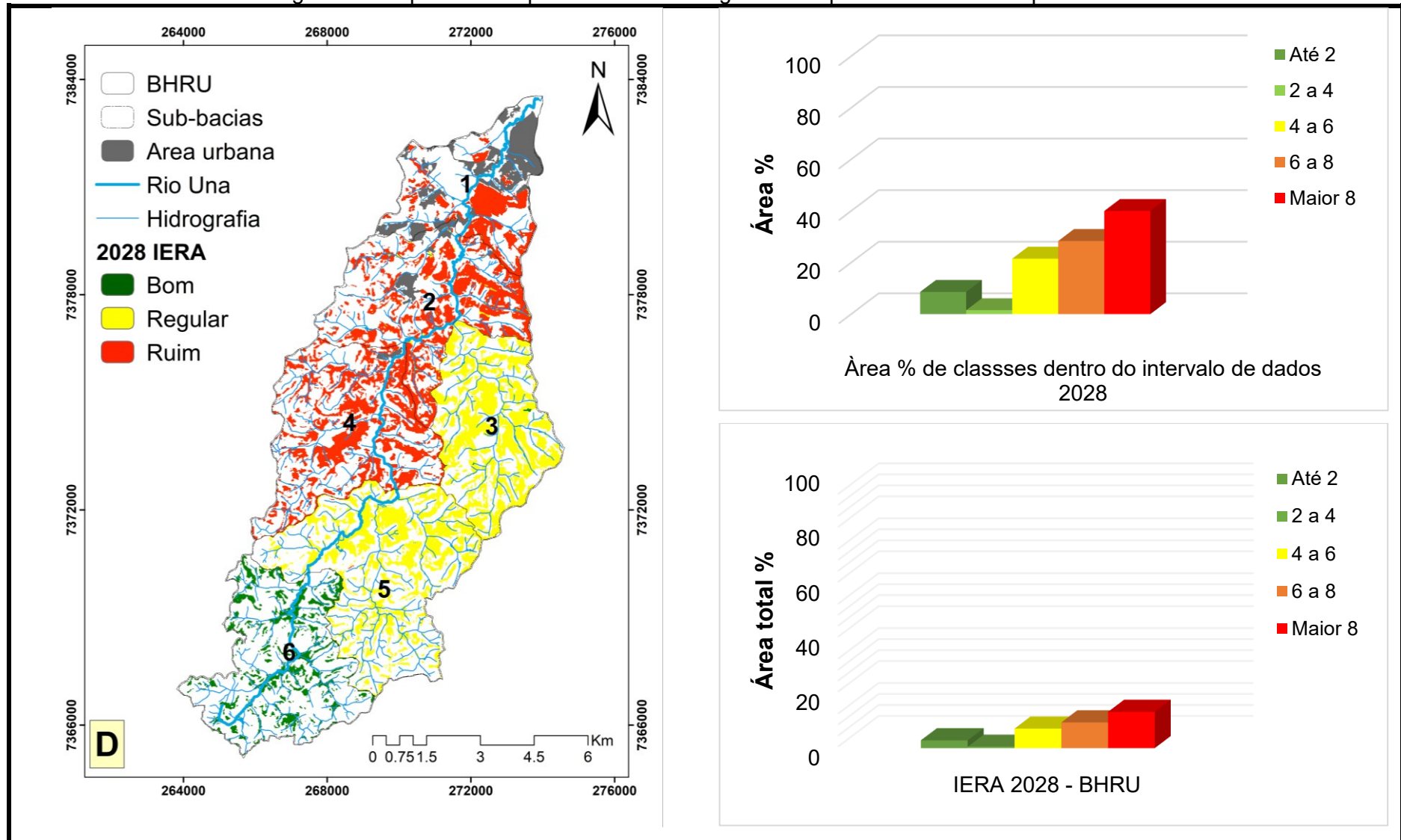


Figura 35. Mapa do IERA para o Cenário D e gráfico de quantitativo de áreas por classe.



5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Realizar pesquisas em bacias não monitoradas como a BHRU, é uma demanda frequente no meio acadêmico. Diante das dificuldades para se realizar este tipo de pesquisa, a ausência de dados suficientes para aplicação de modelos como o SWAT, é um dos paradigmas a ser superado. Nesse sentido, a escolha de metodologias a serem empregadas requerem extremo cuidado e organização, para que proporcionem a realização do trabalho com qualidade e quantidade de informações de forma adequada e satisfatória.

Neste estudo constatou-se que a aplicação do modelo SWAT é uma alternativa viável para todos os seguimentos, pois além do modelo ser facilmente ajustado aos dados da área, este possui extensões para SIG's como ArcGis e QGis, não necessitando de investimento econômico para seu uso. Além disso, tem-se o fato dos dados espaciais ou pluviométricos requeridos pelo modelo, estarem disponíveis gratuitamente, facilitando pesquisas em bacias que possuem poucos dados, ou que não sejam instrumentadas.

As simulações no SWAT mostraram um bom desempenho do modelo para a vazão no período de calibração, obtendo um NSE acima de 0,65 em quatro dos seis pontos monitorados, e conseqüentemente para o escoamento e produção de sedimentos. Embora o mesmo desempenho não tenha se repetido na fase da validação, obtendo um NSE 0,47 o modelo não pode ser desconsiderado, visto que a validação foi realizada apenas para a sub-bacia 1, e a ausência de uma série longa de dados pode impactar nesse resultado.

Quanto a produção de sedimentos, constatou-se que existe uma tendência de maior a produção de sedimentos em algumas bacias, sobretudo nas sub-bacias 2, 4 e 5 que apresentaram os maiores quantitativos. Neste caso, nota-se que a produção de sedimentos possui influência de fatores antrópicos, mas também de aspectos naturais da área.

Em relação ao escoamento superficial, os cenários A, B e D mantiveram um padrão de escoamento superficial alto em relação ao cenário C. O modelo mostrou que a vegetação nativa pode desempenhar um papel importante na diminuição do escoamento, como ocorreu no cenário C, onde foi considerado a existência das áreas APP e a vegetação nativa ocuparia 47% de seu território, diferente dos cenários A, B e D, onde a vegetação nativa ocupa em média 40% do

território, o que evidencia o papel importante que a vegetação desempenha na diminuição do escoamento superficial e consequentemente nos impactos que ele pode causar.

Ao se estudar a dinâmica de sedimentos na BHRU, foi possível compreender quais regiões são suscetíveis ao risco de assoreamento do Rio Una. Fatores como a declividade, uso da terra e escoamento contribuíram para esta dinâmica. Nesse sentido, percebe-se a necessidade de avaliação de potencialidades e limitações de ocupação destas áreas, além de contribuir para elaboração de um plano de manejo do solo das bacias.

As sub-bacias que apresentaram maior risco segundo o IERA foram as sub-bacias 1, 2 e 4, e a sub-bacia que melhor desempenho, foi a sub-bacia 6, onde se encontra a nascente do Rio Una. Ao calcular o IERA, notou-se que nos quatro cenários, mais de 50% do território da BHRU encontra-se comprometido com o risco de assoreamento, considerando o número de sub-bacias onde existe a predominância da classe ruim do IERA, sobretudo no Cen A. É importante ressaltar que o IERA é uma estimativa de risco considerando as diversas variáveis de um ecossistema, e o indicador alcançou seu objetivo de qualificar e quantificar as áreas da BHRU onde existe esse risco, e pode ser utilizado como uma ferramenta de gestão dessas sub-bacias.

Ao avaliar os resultados, recomenda-se que ações de mitigação sejam tomadas nas áreas que obtiveram resultados ruins, e considerar o risco existente nas áreas onde o resultado foi regular e bom.

Por fim, espera-se que este estudo possa contribuir com as agências e poder público na gestão e planejamento integrados das bacias hidrográficas, consequentemente na preservação e conservação da qualidade e quantidade da disponibilidade hídrica em prol de gerações futuras.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual. Department of Systems Analysis. Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 103 p. 2012.

ABBASPOUR, K.C., YANG, J., MAXIMOV, I., SIBER, R., BOGNER, K., MIELEITNER, J., ZOBRIST, J., SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT, Journal of Hydrology, v, 333, p. 413-430, 2007.

ABBASPOUR, K. C., JOHNSON, C. A., VAN GENUCHTEN, M.TH. Estimando parâmetros de fluxo e transporte incertos usando um procedimento de ajuste de incerteza sequencial J Vadouse Zone, 3 (4), pp. 1340 – 1352, 2004.

ADRIOLO, M. V., SANTOS, L., GIBERTONI, R. C., CAMARGO, A. S. G. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In: Simpósio Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 6, 2008, Belo Horizonte, Anais: Comitê Brasileiro de Barragens, v, 1, p. 1-17, 2008.

ALMEIDA, L., SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas, Revista FAE, Curitiba, v.20, n.1, p. 129-137, 2017.

ANDRADE M. L., MAZOYER, M. Sistemas Agrários e Desenvolvimento Rural, In: CONTERATO, M. A., RADOMSKY, G. F. W., SCHNEIDER, S. (Ed.), Pesquisa em Desenvolvimento Rural – Aportes Teóricos e Proposições Metodológicas, v. 1, Porto Alegre: Editora da UFRGS, p. 297 – 312, 2014.

ANDRADE, M.A., MELLO, C.R., BESKOW, S. (2013), Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 17(1): 69-76.

ANDRADE, F.M., LOURENÇO, R.W. Uso do Solo e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Una - Ibiúna SP. RGD Revista do Departamento de Geografia USP, v. 32, p. 48-60, 2016. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/116342>>, Acesso em jul 2019.

ANTUNES, J. L. F., CARDOSO, M. R. A. Uso da análise de séries temporais em estudos epidemiológicos, *Epidemiol, Serv, Saúde*, Brasília-DF, v. 23, n. 3, p. 565-576, 2015.

ARAGÃO, R., ALMEIDA, J. A. P., FIGUEIREDO, E. E., SRINIVASAN, V. S. Mapeamento do potencial de erosão laminar na Bacia do Rio Japaratuba, SE, via SIG, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, p.731-740, 2011.

ARAGÃO, R., CRUZ, M. A. S., AMORIM, J.R.A., MENDONÇA, L.C., FIGUEIREDO, EE, SRINIVASAN, S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v.37, p.1091-1102. 2013.

ARNOLD, J. G., KINITY, J. R., SRINIVASAN, R., WILLIAMS, J. R., HANEY, E. B., NEITSCH, S.L. (2012a), *Input/Output Documentation Version 2012*, Texas Water Resources Institute, 650p.

ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. S., WILLIAMS, J.R. Large Area Hydrologic Modelling and Assessment Part I: Model Development, *Journal of the American Water Resources Association*, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., MAIDMENT, D.R. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins, *Journal of Hydraulic Engineering*. New York, v. 121, p. 171-183, 1995.

ARRAES, C.L., ROCHA, A. M., MORAES, R.A., PISSARA, T. C. T., RODRIGUES, F.M., ZANATA, M. Estimativa da taxa de desmatamento dos municípios de Bannach, Pará – Amazônia Legal, utilizando imagens Landsat5/TM. *Revista de Ciências Agrárias*; v. 33, n. 2, p. 231-244, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.664. Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico - Método de ensaio, 1989.

AZIZ, S. A., STEWARD, B. L., KALEITA, A. L., KARKEE, M. Assessing the effects of DEM uncertainty on erosion rate estimation in an agricultural field, *Transactions of the ASABE*, v. 55, n. 3, p. 785, 2012.

BAGNOLD, R.A. Bedload transport in natural rivers. *Water Resources Research*, v. 13, p. 303-312, 1977.

BALDISSERA, G.C. (2005). Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool). para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado, Cuiabá – MT, 132p.

BARROS, C. J., CAMPOS, A, “Deserto Verde” - Os impactos do cultivo de eucalipto e pinus no Brasil, Superintendência Regional do Trabalho e Emprego de Santa Catarina, v. 1, p.1-25, 2011.

BAPTISTA, G. M. M. Diagnóstico ambiental de erosão laminar: Modelo geotecnológico e aplicação. Brasília: Universa, 2003.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo, 7.ed. São Paulo, Ícone, 355p. 2010.

BICALHO, C. C. Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do rio Descoberto, 2010. Disponível em: <repositorio.unb.br/bitstream/10482/5755/1/2006_Cristina%20Caetano%20Bicalho.pdf>. Acesso em: 04 abr 2017.

BRESSIANI, D.A., SRINIVASAN, R., JONES, C.A., MENDIONDO, E.M. (2015). Effects of different spatial and temporal weather data resolutions on the streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil, International Journal of Agricultural & Biological Engineering, v. 8, n. 3, p. 1-16.

BRIAK, H., MOUSSADEK, R., ABOUMARIA, K., MRABET, R. Assessing sediment yield in Kalata gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT model. International Soil and Water Conservation Research, v. 4, p. 177-185, 2016.

BRIGHENTI, T. M., BONUMÁ, N. B., CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica catarinense. REVISTA BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. v. 21, p. 53-64, 2016. Disponível em: <<https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=188&SUMARIO=5147>> Acesso em abr de 2019.

CABRAL, J. B. P. Estudo do processo de assoreamento em reservatórios. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v.6, n.14, p. 62-69, 2005.

CAMPOS, M. et al. Geoprocessamento Aplicado no Conflito do Uso da terra em Áreas de Preservação Permanente na Microbacia do Córrego Três Barras Botucatu (SP), Energia na Agricultura, v. 30, n. 4, p. 378-382, 2015.

CAO, H., VERVOORT, R. W., DABNEY, S. M. Variation in curve numbers derived from plot runoff data for New South Wales (Australia). Hydrological Processes, v. 25, p. 3774- 3789, 2011.

CARVALHO NETO, J.G., SRINIVASAN, V.S., RUFINO, I.A.A. (2011). Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano, Revista Geográfica Acadêmica, v. 5, n. 2, p. 30-40.

CARVALHO NETO, J.G. (2011). Simulação Hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados com o modelo SWAT, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 194p.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia Prática, CPRM e ELETROBRÁS, Rio de Janeiro, RJ, 384p. 1994.

CARVALHO, N. O, FILIZOLA JÚNIOR, N. P, SANTOS, P. M. C, LIMA, J. E. F. W. Guia de Práticas Sedimentométricas, Brasília: ANEEL, 154p. 2000.

CARVALHO, N. O, Hidrossedimentologia Prática, 2ª edição, Rio de Janeiro, Editora Interciência, 321p. 2008.

CARVALHO, D.F., CRUZ, E.S., PINTO, M.F., SILVA, L.D.B. e GUERRA, J.G.M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v. 13, p. 3-9, 2009.

CASTRO, K.B. (2013). Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada, Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 117p.

CATI, Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada, Projeto LUPA, 2017, Disponível em: < <http://www.cdrs.sp.gov.br/projetolupa/>> Acesso em dez 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia, 2ª edição, São Paulo, Editora Blücher, 1980.

CHRISTOFOLLETTI, A. Condicionantes geomorfológicos e hidrológicos aos programas de desenvolvimento. In: Análise ambiental: uma visão multidisciplinar. (Tauk, S., org.), 104-106, São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista, 1995.

CIBIN, R., SUDHEER, K. P., CHAUBEY, I. (2010). Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model, Hydrological Process, v. 24, p. 1133-1148.

COLBY, B. R. e HEMBREE, C. H. Computation of total sediment discharge: Niobara river near Cody, Nebraska, Washington D. C. U. S. Geological survey, Water Supply Paper. 1955.

CORREIA, R. N., LEAL, M. L. M., DA SILVA, V. V., DA SILVA, T. A., FERNANDES, W. M. Utilização de geotecnologias para análise de uso da terra no PA Matupi, Amazonas. Revista Eletrônica Científica da UERGS, v. 4, n. 1, p. 107-118, 2018.

COSTA, E. P., DEAN, W. A Ferro e Fogo: A história da devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 484p. 2002.

DATAGEO - Infraestrutura de dados espaciais ambientais do Estado de São Paulo, Disponível em: < <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/> > Acesso em ago. 2018.

DUBREUIL, V., FANTE, K. P., PLANCHON, O., SANT'ANNA NETO, J. L. Les types de climats annuels au Brésil: une application de la classification de Köppen de 1961 à 2015, 2017. EchoGéo Disponível em: < <https://journals.openedition.org/echogeo/15017> > Acesso em fev. 2018.

EL-NASR, A. A.: ARNOLD, J.G., FEYEN, J., BERLAMONT, J. (2005). Modelling the Hydrology of a Catchment Using a Distributed and a Semi-Distributed Model, Hydrological Processes, v. 19, n. 3, p. 573-587.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos, 2. ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SP, 286p. 2006.

ESRI 2018. ArcGIS Desktop: Release 10.5 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FERRIGO, S. (2014). Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 147p.

FERRIGO, S., TÁVORA, B.E., MINOTI, R.T., LIMA, J.E.F.W., KOIDE, S. Avaliação de possíveis impactos das mudanças climáticas e do uso do solo sobre a produção de sedimentos em Bacia Hidrográfica no Distrito Federal. In: Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, ABRH: João Pessoa – PB, 1-15, 2014.

FLAUZINO, F. S., SILVA, M. K. A., NISHIYAMA, L., ROSA, R. Geotecnologias aplicadas à gestão dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba no cerrado mineiro, Sociedade & Natureza, v.22, p.75- 91, 2010.

FUKA, D. R. et al., 2014. Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models, Hydrological Processes, v. 28, p. 5613–5623.

FUKUNAGA, D.C. (2012). Estimativa de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo usando o SWAT. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo. Jerônimo Monteiro – ES, 98p.

FUNDAÇÃO FLORESTAL, Plano de Manejo da APA Itupararanga, São Paulo, 2009.

Gaddis, G.M. and Gaddis, M.L. An Introduction to Biostatistics Part 3: Sensitivity, Specificity, Predictive Value and Hypothesis Testing. *Annals of Emergency Medicine*, v. 19, 591-597, 1990. Disponível em: [https://www.annemergmed.com/article/S0196-0644\(05\)82198-5/pdf](https://www.annemergmed.com/article/S0196-0644(05)82198-5/pdf). Acesso em dez 2019.

GALDINO, S., WEILL, M. A. M. Estimativa e análise do fator topográfico (LS) da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (MUSLE) para a bacia do Alto Taquari – MS/MT. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 3., 2010, Cáceres, Anais: Campinas: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 260-269, 2010.

GASSMAN, P.W., REYES, M., GREEN, C.H., ARNOLD, J.G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future directions, *Trans, ASABE*, v. 50, n. 4, p. 1211–1250, 2007.

GOEPEL, K. D. Comparison of Judgment Scales of the Analytical Hierarchy Process — A New Approach, *International Journal of Information Technology & Decision Making (IJITDM)*, v. 18, n. 02, p. 445-463, 2019.

GREEN, C.H., TOMER, M.D., Di LUZIO, M., ARNOLD, J.G. (2006), Hydrologic evaluation of the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa, *Trans, ASABE*, v. 49, n. 2, p. 413–422.

GRIMM, A. M. Interannual climate variability in South America: Impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change, *Stoch Environ Reserch Risk Assess*, v. 25, p. 537–554, 2011.

GUANZIROLI, C. E., BUAINAIN, A. M., DI SABBATTO, A. Dez anos de evolução da agricultura familiar no Brasil (1996 e 2006). *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Piracicaba. v. 50, n. 2, 2012.

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

HARMEL, R. D., SMITH, P.K., MIGLIACCIO, K. W., CHAUBEY, I., DOUGLAS-MANKIN, K. R., BENHAM, B., SHUKLA, S., MUÑOZ_CARPENA, R., ROBSON, B. J. Evaluating, interpreting, and communicating performance of hydrologic/water quality models considering intended use: A review and recommendations, *Environmental Modelling & Software*, v. 57, p. 40-51, 2014.

HEUVELINK, G. B. M., PEBESMA, E. J. The aggregation problems in environmental models, *Geoderma*, v.89, p. 47-65, 1999.

HURMAIN, V., HURMAIN, A., DODGE-WAN, D. Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 12. 57–69, 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE cidades. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/historico.php?lang=&codmun=354060>>. Acesso em dez 2019.

_____. SIDRA, Censo Agropecuário 2006: agricultura familiar - MDA/PRONAF (Lei nº 11.326 de 24/07/2006), Rio de Janeiro: IBGE, 2012, Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/dados-sobre-agricultura-familiar-mda-pronaf>> Acesso em out 2018.

_____. Manual técnico da vegetação brasileira, 2ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 271p, 2012.

_____. Manual técnico de uso da terra, 3ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 171p, 2013.

_____. Censo Agropecuário 2017, Resultados preliminares, Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticasnovoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/21814-2017-censoagropecuario.html?=&t=resultados>> Acesso em: dez 2019.

IRITANI, M. A., EZAKI, S. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SMA, 104p, 2008.

KIRKBY, M. J. Drainage basins and sediment transfer. In: *Geomorphology in environmental management* (Cooke, R. U. e Doornkamp, J. C. org.).178-200. Oxford: Clarendon Press, 1990.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, v. 31, n. 1, p. 13-24, 1986. Disponível em: <

<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/02626668609491024?needAccess=true>> Acesso em abr 2019.

KOUCHI, D. H., ESMAILI. K., FARIDHOSSEINI, A., SANAINIJAD, S. H., KHALILI, D., ABBASPOUR, K. C. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms, *Water*, v. 9, n. 6, p. 384-400, 2017.

LEE, S. Soil erosion assessment and its verification using the Universal Soil Loss Equation and Geographic Information System: a case study at Boun, Korea, *Environmental Geology*, v. 45, n. 4, p.457-465, 2004.

LELIS, T. A., CALIJURI, M.L., FONSECA, A.S., LIMA, D.C., ROCHA, E.O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 623-634, 2012.

LELIS, T.A., CALIJURI, M.L. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT, *Revista Ambiente e Água*, v. 5, p. 158-174, 2010.

LEMES, S. S., DOS SANTOS, K. R., LIMA, C. V. Utilização de imagens de alta resolução espacial para análise do uso da terra e de processos erosivos na cabeceira de drenagem do Córrego Gueirobal em Anápolis (GO). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2009, Natal, Anais: São José dos Campos-SP: INPE, 2009, p. 5909-5916.

LIMA, H. M. Introdução à Modelação Ambiental: Erosão Hídrica. Funchal (Portugal), 2010.

LIMA, G. C., SILVA, M. L. N., CURI, N., SILVA, M. A., OLIVEIRA, A. H., AVANZI, J. C., UMMUS, M. E. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). *Revista Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 204-214, 2013.

LONGLEY, GOODCHILD, MAGUIRE, RHIND, *Geographic information systems and science*, 3.ed. Hoboken, NJ: Wiley, 540p. 2012.

LOPES, E. R. N., SOUZA, J. C., SOUSA, J. A. P., ALBUQUERQUE FILHO, J. L., LOURENÇO, R. W. Modelagem Ambiental de Bacias Hidrográficas: Caracterização Morfométrica e Pedológica da Bacia do Rio Una – Ibiúna, Brasil, *Geosul*, Florianópolis, v.33, n.66, p.105-127, 2018.

MACHADO, R.E., VETTORAZZI, C.A. Sediment yield simulation for the watershed Ribeirao dos Martins. State of Sao Paulo, Brazil (in Portuguese). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.27, p. 735-741, 2003.

MARQUES RIBEIRO, J.P., VELÁSQUEZ, L.N.M., CARVALHO FILHO, C.A., FLEMING, P.M. Análise da Recarga no Sistema Aquífero Granular e Fissural na Área do Campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais, Geonomos, v. 22, n.2, p. 28-43, 2014.

MARTINS, A. P., ROSA, R. Caracterização Climática da Bacia do Rio Paranaíba a partir da Rede de Estações de Superfície Automática do INMET (2001-2011), utilizando Ferramentas de Geoprocessamento. Revista Geonorte, v. 3, n. 9, p. 1303-1316, 2016.

McCOOL, D. K., BROWN, L. C., FOSTER, G. R., MUTCHLER, C. K., & MEYER, L. D. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation, Transactions of the Asae. v. 30, n.5, 1387-1396, 1987.

MOLINA-NAVARRO, E., ANDERSEN, H. E., NIELSEN, A., THODSEN, H., TROLLE, D. The impact of the objective function in multi-site and multi-variable calibration of the SWAT model, Environmental Modelling & Software, p. 255-267, 2017.

MERCURI, E. G. F., DEPPE, F., LOHMANN, M., SIMÕES K. Metodologia da geração de dados de entrada e aplicação do modelo SWAT para bacias hidrográficas brasileiras, In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais: Natal - Rio Grande do Norte, Brazil, 2009.

MORRIS, G. L. FAN, J. Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams. Reservoirs and Watersheds for Sustainable Use, New York: McGraw-Hill, 365p, 1998.

NAKAJIMA, E. S., NOBRE JUNIOR, A. A., ORTEGA, E. Comparision of Emergy Indices for Horticultural Production through Conventional and Organic Methods in the county of Ibiúna, Sao Paulo, Brazil, Apresentação no 6th Biennial - Emergy Research Conference, Gainesville, Flórida, USA, 2010

NASCIMENTO, H. M. A questão ambiental na origem do problema agrário brasileiro e o caso da região Sul, In: Economia e Sociedade, v. 17, n. 2, p. 103-132, 2008.

NASH, J. E., SUTCLIFFE, J. V, Previsão de vazão fluvial através de modelos conceituais, parte I - Uma discussão de princípios, Hydrology Journal, v. 10, n. 3, 282-290, 1970.

NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R. WILLIAMS, J. R. Soil and water assessment tool: Theoretical documentation - version 2009, Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service, Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station, 597p, 2009.

NOBRE JUNIOR, A. A. Análise Energética de Sistemas de Produção de Olerícolas sob Manejo Orgânico, 2009, Cap V, 71 p. Tese (Doutorado) Fundação Universidade Federal do Tocantins, 2009.

NOVO, E, M, L, M, Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações, 2ª ed, São Paulo: Edgard Blücher, 308 p. 1992.

OLIVERA, F., VALENZUELA, M., SRINIVASAN, R., CHOI, J., CHO, H., KOKA, S., AGRAWAL, A. ArcGIS-SWAT: A Geodata Model and GIS interface for SWAT, Journal of the American Water Resources Association, v. 42, n. 2, p. 295-309, 2006.

PADOVANI, N. G.; LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; MORAIS, M. C. M.; LOURENÇO, R.W. Análise Espacial da Temperatura e Albedo de Superfície na Bacia Hidrográfica do rio Una - Ibiúna/São Paulo, a partir de imagens MODIS. Revista Brasileira De Geografia Física, v. 15, p. 1-16, 2018.

PAZ, Y., GALVÍNCIO, J. D., HOLANDA, R. M., SRINIVASAN, R., JONES, C. A. Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise (Analysis of sensitivity and calibration of the SWAT model applied in a basin in northeast of Brazil using observed and reanalysis climatic data), Revista Brasileira de Geografia Física [online] 11, Disponível: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/236313>, Acesso em set 2019.

PEREZ-VALDIVIA, C., CADE-MENUN, B., MCMARTIN, D. W. Hydrological Modeling of the Pipestone Creek Watershed Using the Soil Water Assessment Tool (SWAT): Assessing Impacts of Wetland Drainage on Hydrology, Journal of Hydrology Regional Studies, v. 14, p.109–129, 2017.

PÉRICO, E., CEMIN, G, Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs), Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 70, p. 9-21, 2006.

POLIDORIO, A. M., IMAI, N., TOMMASELLI, A. M. G. Índice indicador de corpos d'água para imagens multiespectrais, In: Simpósio em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação (SIMGEO), 1, 2004, Recife, Anais,,,Recife: UFPE, 2004, Disponível em: <<https://www.ufpe.br/cgtg/ISIMGEO/CD/>> Acesso em abr 2018.

PRUSKI, F. F. Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica, Viçosa: Ed, Viçosa, 240p, 2009,

QUINN, P. F., BEVEN, CHEVALLIER, K. J., PLANCHON, P. O. Previsão de caminhos de fluxo de encostas para modelagem hidrológica distribuída usando modelos digitais de terreno Hydrol, Process, v. 5, p. 59 – 79, 1991.

ROUHOLAHNEJAD, E., ABBASPOUR, K. C., VEJDANI, M., SRINIVASAN R., SCHULIN, R., LEHMANN A. Estrutura de paralelização para calibração de modelos hidrológicos, Environ, Modell, Software , v. 31, p. 28 – 36, 2012.

REINERT, D. J., REICHERT, R, M, Propriedades físicas do solo, Santa Maria, UFSM, 18 p. 2006.

ROMAGNOLI, I., PIROLI, E. L., ZANATA, J. M., GIMENES, G. R. Geoprocessamento aplicado na análise do uso da terra das áreas de preservação permanente dos corpos d'água da Microbacia do Rio da Prata – SP, Revista Geonorte, Manaus-AM, v. 2, n. 4, p. 1529-1539, 2012.

ROSA, R, Geotecnologias na Geografia aplicada, Revista do Departamento de Geografia, v. 16, p. 81-90, 2011.

ROSA, F. S., LEÃO, G. S., AVERNA VALENTE, R. O., TONELLO, K. C. Pagamento por serviços ambientais e a proteção de recursos hídricos no contexto socioeconômico ambiental da microbacia do ribeirão do Murundu, Ibiúna - SP: uma análise diante do projeto piloto “Mina d'Água”, 2013, Estudos Sociedade e Agricultura, Disponível em: <<https://revistaesa.com/ojs/index.php/esa/article/view/367> > Acesso em jan 2020.

ROSSI, M, Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado, São Paulo: Instituto Florestal, 2017, Disponível em: <<http://datageo,ambiente,sp,gov,br/app/?ctx=DATAGEO#>> Acesso em jul 2018.

SALEH, A., DU, B. Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the Upper North Bosque River watershed in central Texas, Transactions of the ASAE, St, Joseph, v. 47, n. 4, p. 1039-1049, 2004.

SALES, J, C, A, Metodologia para identificação de áreas de risco e prioritárias para conservação da avifauna na bacia hidrográfica do rio Una, Ibiúna, SP, Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais na área de Concentração, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental) Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2015.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; BITAR, O. Y.; LOURENÇO, R. W. Proposal of methodology for spatial analysis applied to human development index in water basins. GEOJOURNAL, v. 84, p. 813-828, 2019.

SALOMÃO, F. X. de T. Controle e Prevenção dos processos erosivos, In: Guerra, A. J. T., Silva, A. S. da e Botelho, R. G. M. (org.), Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações, 3º ed, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

SANTOS, J. Y. G. Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil), Tese (Doutorado), Recife, UFPE, 2015.

SANTOS, I., FILL, H. D., SUGAI, M, R, v B., BUBA, H., KISHI, R, T., MARONE, E., LAUTERT, L. F. Hidrometria Aplicada, Lactec, Curitiba/PR, Brasil 2001.

SANTOS, G, S., NORI, P, G, OLIVEIRA, L, F, C, Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.115-123, 2010.

SCHRODER, Mônica, Desenvolvimento rural, meio ambiente e políticas públicas: os caminhos do fortalecimento da agricultura familiar na Amazônia brasileira, PRACS: Revista de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP Macapá, n, 3, p, 53-69, 2010.

SÃO PAULO -ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DOESTADODESÃO PAULO (Estado), Lei nº 11,579, de 02 de dezembro de 2003, Altera a Lei n, 10,100, de 1º de dezembro de 1998. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. SP.

SÃO PAULO – ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DOESTADODESÃO PAULO (Estado), Lei nº 10,100, de 01 de dezembro de 1998, Declara Área de Proteção Ambiental O Entorno da Represa de Itupararanga, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. SP.

SÃO PAULO (Estado), Decreto n. 47.094, de 18 set. 2002. Cria o Comitê Estadual da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado de São Paulo, incluindo o Conselho de Gestão da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo, e dá providências correlacionadas,

SÃO PAULO, Instituto Florestal, Secretariado Meio Ambiente (org), Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo, São Paulo: Páginas e Letras, 200p. 2005.

SÃO PAULO, Conselho Estadual de Recursos Hídricos, Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004/2007 Resumo, São Paulo, DAEE, 92p. 2006.

SÃO PAULO, Governo do Estado de São Paulo, Secretaria Estadual de Saneamento e Recursos Hídricos -Coordenadoria de Recursos Hídricos (Org.), Situação dos Recursos Hídricos no Estado de São Paulo: Ano base 2009, São Paulo: SSRH/CRHI, 210 p. 2011.

SÃO PAULO, SigRH - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, Governo do Estado de São Paulo (Org.), Indicadores para Gestão dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo: Legenda de revisão, São Paulo: SigRH, 217 p. 2014.

SCHWAB, G.O., FREVERT, R. K., EDMINSTER, T. W., BARNES, K. K. Soil and Water Conservation Engineering, John Wiley Inc., New York, 683p. 1981.

SEADE - Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados, Banco de Dados de Informações dos Municípios Paulistas, São Paulo: 2020.

SECCHIN, L. F., Caracterização ambiental e estimativa da produção de cargas difusas da área de drenagem da represa de Itupararanga, SP, 2012, 210f, Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SILVA, A. M., SCHULZ, H. E., CAMARGO, P. B. Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas. São Carlos: Editora RIMA, 2007.

SILVA, L. P., Análise De Perda De Solo, Utilizando o Modelo (MUSLE) Revised Universal Soil Loss Equation, Aplicado Com Auxílio Das Técnicas De Geoprocessamento na Bacia do Ribeirão Reis, Maringá-PR, Hidrologia Engenharia e Meio Ambiente, 1ª Edição, Elsevier, Rio de Janeiro. 2015.

SILVA, D. C. C., Proposta metodológica para elaboração de um índice espacial de sustentabilidade ambiental aplicado a bacias hidrográficas, 2016, 177 f, Tese (Doutorado) - Curso de Ciencias Ambientais, Ciencias Ambientais, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba. 2016.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Application of environmental indicators for water analysis in watershed. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 10, p. 610-626, 2017.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Metodologia para análise do potencial de degradação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Caderno de Geografia, v. 27, p. 455-466, 2017.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Proposta Metodológica para Análise da Inserção Social na Bacia Hidrográfica do Rio Una em Ibiúna/SP. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 33, p. 74-84, 2017.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o Cálculo do fator C da USLE. *Revista Ra'e Ga Espaço Geográfico em Análise*, v. 42, p. 72-85, 2017.

SIMONS D, B., SENTÜRK F, *Sediment Transport Technology (water and sediment dynamics)*, Water resource publications, Colorado, USA, 1992.

SOUSA, M. E., SANTOS FILHO, N. E. DA S., PEREIRA, L. A., LYRA, L. H. B. Monitoramento e caracterização do assoreamento no rio São Francisco nas orlas urbanas de Petrolina-PE e Juazeiro-BA, *Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)*, v.15, n. 1, 2013.

SOUSA, J, A, P., LOPES, E, R, N., SOUZA, J, C., LOURENÇO, R. W. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO₂ em bacia hidrográfica, *Sociedade & Natureza*, v. 32, p. 262-278, 2020.

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

SWAT, Dados Climáticos Globais de Reanálise. Disponível em: <<https://globalweather.tamu.edu/request/view/25137>> Acesso em dez. 2018.

TAKIKAWA, B. Y.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 41, p. e 170587-1, 2021.

TUCCI, C. E. M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5 n. 1 p. 61-68, 2000.

TUCCI, C, E, M, *Hidrologia: Ciência e aplicação*, EDUSP, Editora da UFRGS, ABRH, 952 p, 1993

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*, Porto Alegre, 2ª Ed, Universidade UFRGS, 680 p, 1998,

TYAGI, J, V., MISHRA, S, K., SINGH, R., SINGH, V, P, SCS-CN based time-distributed sediment yield model, *Journal of Hydrology*, v, 352, p, 388–403, 2008,

UZEIKA, T., MERTEN, G. H., MINELLA, J. P. G., MORO, M. Use of the Swat Model for Hydro-Sedimentologic Simulation in a Small Rural Watershed, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 557-565, 2012.

UZEIKA, T. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural, 2009, 144f, Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – UFRGS, Porto Alegre, 2009.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. *Floresta e Ambiente*, v. 23, n. 2, p.295–308, 2016. Disponível em: <
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2179-80872016000200295&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em set. 2019.

VANACKER, M. C., LITTLE, E., MOLAEI, G., BAJWA, W. I., & DIUK-WASSER, M. A. Enhancement of Risk for Lyme Disease by Landscape Connectivity, New York, New York, USA. *Emerging Infectious Diseases*, v. 25, n. 6, p. 1136-1143, 2019.

VECHI A., MAGALHÃES JÚNIOR C. A. O. Aspectos positivos e negativos da cultura do eucalipto e os efeitos ambientais do seu cultivo, *Revista Valore*, v. 3, n. 1, p. 495-507, 2018.

VIDAL, M. M., PIVELLO, V. R., MEIRELLES, S. T., METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos, *Revista brasileira de Botânica*, v. 30, n.3, p. 521-532, 2007.

VIEIRA, S. R., LOMBARDI NETO, F, Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo, *Bragantia* [online], v. 54, n. 2, p. 405-412, 1995.

VILLELA, S. M., MATTOS, A, Hidrologia aplicada, São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 239p. 1975.

WETZEL, R. G. Limnology: Lake and river ecosystems, California, USA: Academic Press, 1006p. 2001.

WILLIAMS, J. R., JONES, C. A., DYKE, P.T. A modeling approach to determine the relationship between erosion and soil productivity, *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, v. 27, p. 129-144, 1984.

WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide planning, Washington: USDA, (Handbook, 537) 1978.

WU, Y., CHEN, J. Simulation of nitrogen and phosphorus loads in the Dongjiang River basin in South China using SWAT, *Front, Earth Sci, China*, v. 3, p. 273–278, 2009.

ZHANG, X., SRINIVASAN, R. Gis-based spatial precipitation estimation: a comparison of geostatistical approaches, *Journal of the American Water Resources Association*, v. 45, n.4, 894-906, 2009.

APÊNDICES

Apêndice 1. Banco de dados dos parâmetros físicos dos solos da BHRU.

Classes de solo	Gleissolos (GM)	Latossolos (LVA)	Argissolos (PVA)
NLAYERS	4	4	3
HYDGRP	B	B	B
SOL_ZMX	1300	1500	1300
ANION_EXCL	0,39	0,38	0,32
SOL_Z1	80	360	200
SOL_BD1	1,4	1,5	1,7
SOL_CBN1	2,8	1,1	1,3
CLAY1	49	39	46
SILT1	13	12	13
SAND1	39	49	41
ROCK1	0	0	0
SOL_ALB1	0,16	0,15	0,15
USLE_K1	0,39	0,49	0,41
SOL_EC1	0	0	0
SOL_Z2	450	760	550
SOL_BD2	1,5	1,7	1,7
SOL_AWC2	0,1	0,3	0,4
SOL_K2	5	12,5	90
SOL_CBN2	0,7	0,2	0,6
CLAY2	37,8	29,8	18,8
SILT2	56,3	14,3	17,2
SAND2	5,9	55,9	64
ROCK2	0	0	0
SOL_ALB2	0,16	0,15	0,15
USLE_K2	0,3	0,14	0,15
SOL_EC2	0	0	0
SOL_Z3	750	1210	1300
SOL_BD3	1,6	1,7	1,7
SOL_AWC3	0,7	0,4	0,7
SOL_K3	40	12,5	12,5
SOL_CBN3	0,3	0,5	0,3
CLAY3	25,6	29,5	20,8
SILT3	62,4	13,8	18,3
SAND3	12	56,7	60,9
ROCK3	0	0	0
SOL_ALB3	0,16	0,15	0,15
USLE_K3	0,26	0,14	0,16
SOL_EC3	0	0	0
SOL_Z4	1300	1500	0
SOL_BD4	1,7	1,6	0
SOL_AWC4	0,5	0,4	0
SOL_K4	12,5	12,5	0

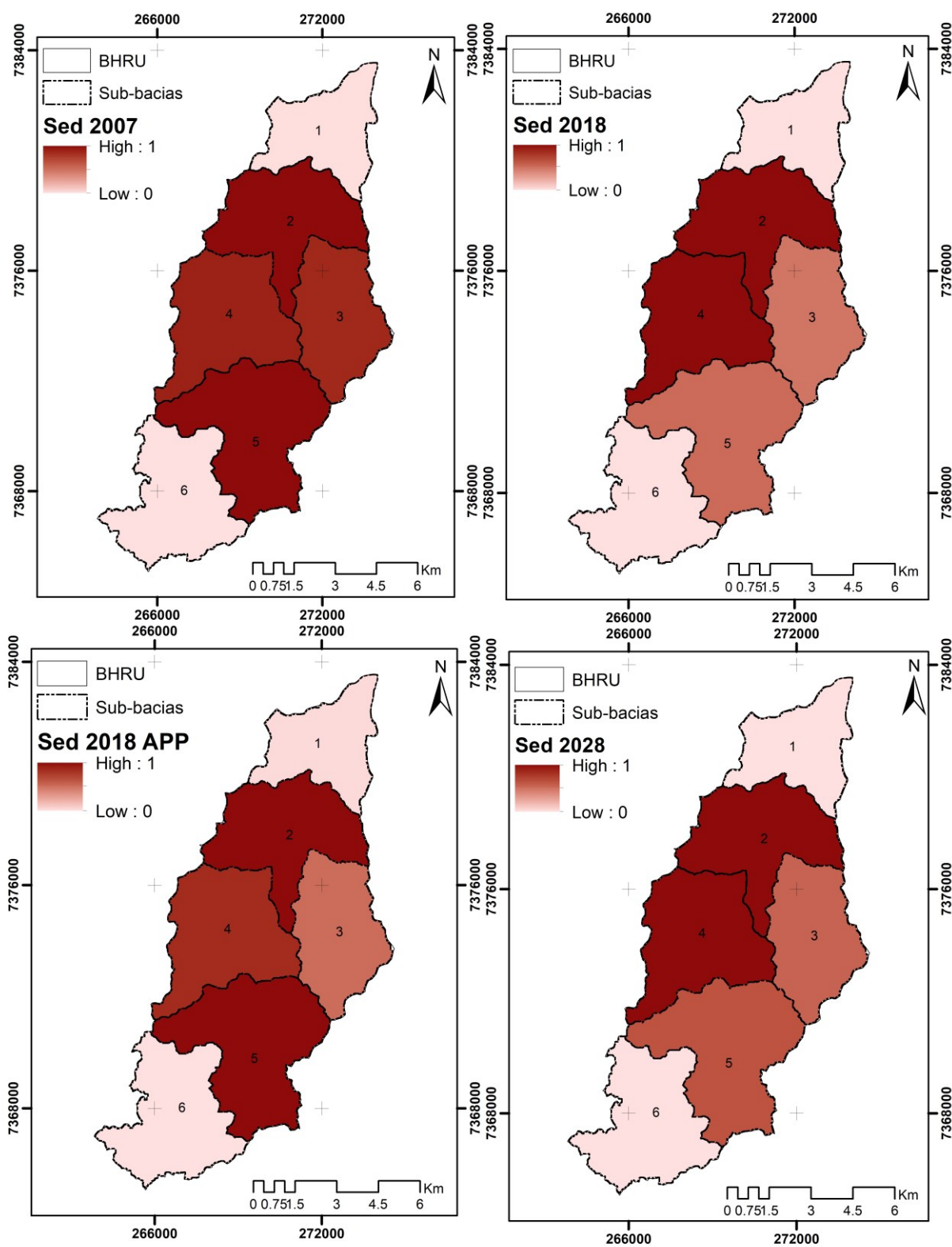
Adaptado de Baldissera (2005); Lopes et al, (2018).

Apêndice 2. Cálculo banco de dados climáticos para a BHRU, Ibiúna/SP.

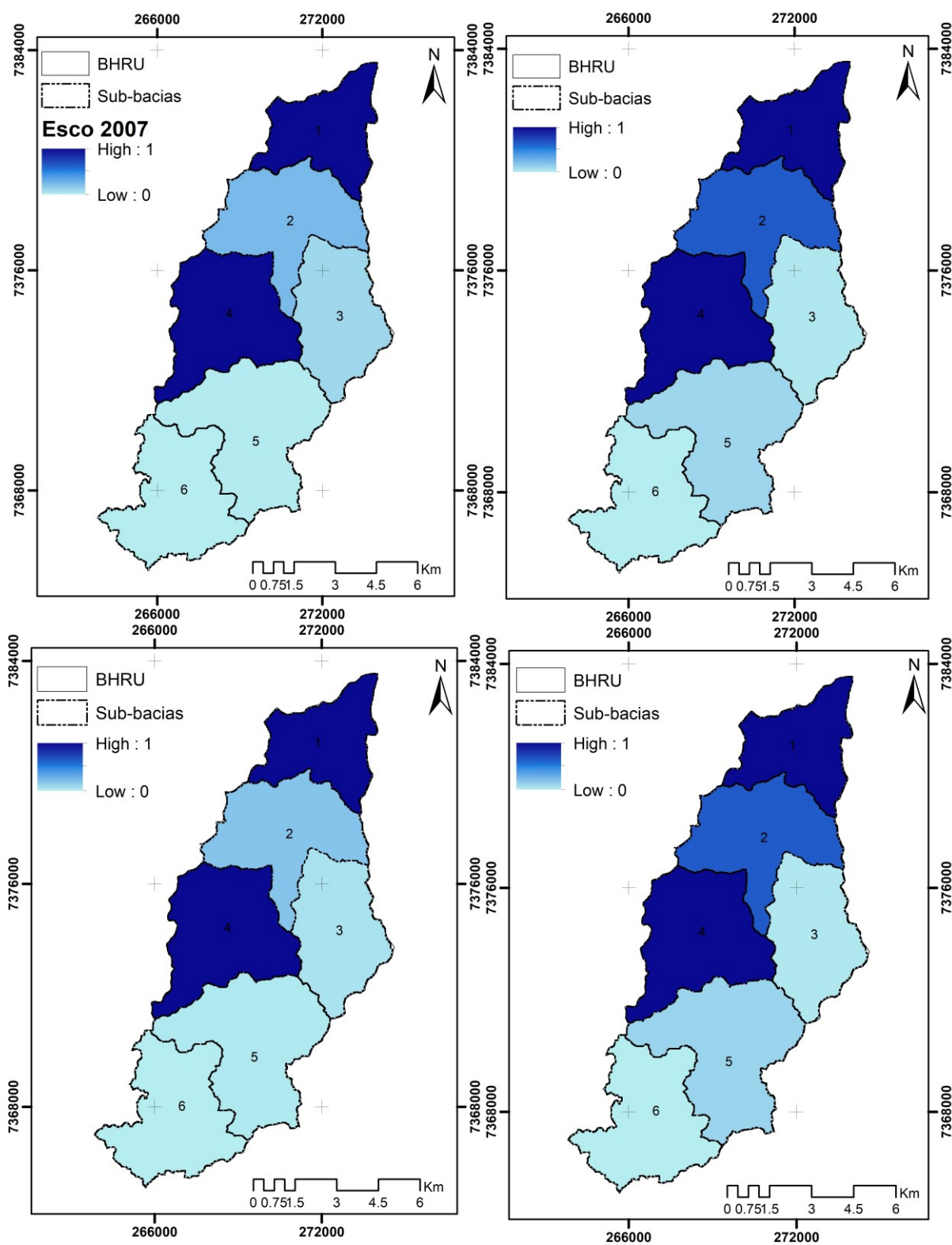
Código	Período	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
P-236-472	TMPMX	28,26	28,1	27,34	25,84	23,14	22,24	22,7	25,69	27,1	28,63	29,19	29,38
	TMPMN	18,98	18,99	18,21	16,5	13,68	12,21	12,18	13,43	14,88	16,66	17,53	18,49
	TMPSTDMX	3,51	2,89	2,85	2,91	3,24	3,2	3,67	4,27	5,16	4,91	4,29	3,84
	TMPSTDMN	1,62	1,36	1,57	2,24	2,65	2,86	2,76	2,69	2,56	2,33	2,32	1,87
	PCPMM	261,38	201,82	139,2	70,6	62,86	47,09	36,17	18,97	44,62	95,85	103,46	185,51
	PCPSTD	12,2	10,89	8,66	6,09	6,07	5,67	4,75	2,37	4,8	8,38	7,77	11,2
	PCPSKW	2,82	3,74	6,86	6,84	5,23	8,19	9,92	7,72	5,5	5,81	4,74	4,49
	PR_W1	0,64	0,65	0,67	0,49	0,43	0,31	0,32	0,28	0,34	0,43	0,53	0,55
	PR_W2	0,94	0,96	0,93	0,88	0,82	0,76	0,72	0,71	0,83	0,87	0,86	0,89
	PCPD	28,75	26,63	28,33	24,38	22,25	17,08	16,75	15,37	20,31	24,22	23,94	25,68
	RAINHHMX	15,07	13,58	11,12	7,35	7,32	5,6	5,17	2,65	5,26	9,57	10,08	13,15
	SOLARAV	22,99	23,14	20,49	17,28	13,55	12,65	13,66	17,58	19,9	22,22	24,08	24,48
	DEWPT	0,8	0,81	0,81	0,8	0,81	0,79	0,73	0,64	0,64	0,68	0,69	0,74
	WNDVAV	22,99	23,14	20,49	17,28	13,55	12,65	13,66	17,58	19,9	22,22	24,08	24,48
Código	Período	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
P-239-472	TMPMX	27,29	27,25	26,5	25,13	22,58	21,78	22,21	25,1	26,37	27,76	28,22	28,27
	TMPMN	18,44	18,47	17,69	16	13,21	11,77	11,69	12,86	14,35	16,1	16,9	17,89
	TMPSTDMX	3,38	2,92	2,77	2,9	3,16	3,15	3,68	4,26	5,27	4,94	4,27	3,79
	TMPSTDMN	1,61	1,41	1,56	2,23	2,66	2,96	2,81	2,69	2,56	2,34	2,29	1,9
	PCPMM	291,49	238,26	167,96	84,82	69,71	47,13	38,24	22,92	51,47	109,38	125,31	224,65
	PCPSTD	12,05	11,33	8,64	6,1	6,35	5,32	4,86	2,58	5,25	8,06	8,27	11,86
	PCPSKW	2,48	3,46	4,42	5,09	5,52	7,22	9,94	6,92	5,67	5,02	4,45	3,45
	PR_W1	0,65	0,53	0,6	0,53	0,42	0,31	0,32	0,29	0,38	0,52	0,6	0,58
	PR_W2	0,96	0,97	0,95	0,91	0,85	0,78	0,74	0,74	0,83	0,88	0,88	0,92
	PCPD	29,47	27,05	28,83	25,77	22,91	17,77	17,47	16,42	20,88	25,34	25,4	27,34
	RAINHHMX	14,96	14,08	11,44	7,64	7,58	5,41	5,35	2,92	5,67	9,88	10,62	14,16
	SOLARAV	22,35	22,7	20,19	17,1	13,64	12,79	13,7	17,49	19,4	21,58	23,52	23,7
	DEWPT	0,82	0,83	0,83	0,82	0,82	0,8	0,74	0,66	0,66	0,7	0,72	0,76
	WNDVAV	22,35	22,7	20,19	17,1	13,64	12,79	13,7	17,49	19,4	21,58	23,52	23,7
Código	Período	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
P-236-475	TMPMX	25,88	26,14	25,4	24,03	21,29	20,42	20,69	23,27	24,29	25,79	26,46	26,71
	TMPMN	17,95	18,09	17,25	15,64	12,82	11,41	11,25	12,24	13,48	15,18	16,06	17,21
	TMPSTDMX	3,15	2,92	2,88	3	3,27	3,33	3,91	4,63	5,64	5,27	4,5	3,74
	TMPSTDMN	1,78	1,51	1,68	2,29	2,76	3,1	3	2,89	2,59	2,39	2,36	2,11
	PCPMM	351,17	345	251,38	141,46	87,58	80,87	52,34	50,41	64,16	131,5	160,77	242,17
	PCPSTD	13,64	13,69	11,75	7,62	6,4	7,67	4,3	5,44	5,45	8,57	8,9	11,8
	PCPSKW	2,5	2,83	4,4	4,23	4,89	6,55	4,95	10,52	5,08	5	3,66	3,89
	PR_W1	0,7	0,71	0,73	0,56	0,48	0,36	0,37	0,39	0,39	0,56	0,68	0,58
	PR_W2	0,96	0,98	0,97	0,95	0,89	0,85	0,81	0,82	0,87	0,93	0,93	0,95
	PCPD	29,44	27,66	29,86	27,91	25,38	21,52	20,86	21,34	22,82	27,71	27,57	28,45
	RAINHHMX	17,15	17,75	14,55	10,1	8,17	8,76	5,69	5,97	5,82	10,73	11,53	14,25
	SOLARAV	20,75	20,99	18,43	15,5	12,27	11,56	12,43	15,95	17,06	19,15	21,34	22
	DEWPT	0,85	0,86	0,86	0,85	0,85	0,83	0,79	0,72	0,73	0,77	0,78	0,81
	WNDVAV	2,41	2,19	2,21	2,28	2,28	2,36	2,54	2,64	3,03	3,06	3,03	2,71

Código	Período	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
P-239-475	TMPMX	25,4	25,83	24,9	23,54	20,92	20,07	20,09	22,21	22,8	24,24	25,06	25,83
	TMPMN	17,61	17,84	16,98	15,37	12,61	11,31	11,03	11,71	12,85	14,53	15,38	16,68
	TMPSTDMX	3,35	3,16	3,26	3,29	3,54	3,63	4,32	5,04	5,91	5,44	4,68	3,87
	TMPSTDMN	2,08	1,73	1,91	2,42	3,02	3,35	3,3	3,2	2,71	2,46	2,57	2,42
	PCPMM	423,16	399,14	284,3	163,67	113,5	88,3	82,41	57,58	105,24	168,22	192,58	298,31
	PCPSTD	14,42	15,63	10,61	8,05	7,46	7,54	7,09	4,12	7,1	8,89	9,06	11,88
	PCPSKW	2,5	3,89	3,25	3,23	4,36	5,28	7,42	4,27	4,14	3,68	2,92	2,96
	PR_W1	0,66	0,76	0,59	0,55	0,47	0,39	0,37	0,37	0,47	0,56	0,71	0,6
	PR_W2	0,97	0,98	0,97	0,94	0,9	0,85	0,84	0,84	0,91	0,95	0,95	0,95
	PCPD	30,08	27,55	29,63	27,38	25,8	21,72	21,94	22,08	25,68	28,65	28,08	28,65
	RAINHHMX	19,55	20,46	13,71	10,95	9,78	9,29	8,15	5,36	8,49	11,36	11,44	14,54
	SOLARAV	19,44	19,66	17,14	14,32	11,41	10,81	11,41	14,65	15,21	17,07	19,38	20,47
	DEWPT	0,89	0,89	0,89	0,88	0,88	0,86	0,83	0,79	0,81	0,84	0,84	0,85
	WNDV	2,06	1,86	1,87	1,94	1,97	2,1	2,18	2,15	2,39	2,4	2,44	2,26

Apêndice 3. Fator Sedimentos normalizado



Apêndice 4. Fator Escoamento superficial normalizado



Apêndice 5. Fator PPA e Declividade Percentual reclassificados.

