



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Paula Lidia Santana

**Avaliação do Impacto da Urbanização Sobre o Regime Fluviométrico de Vazões na  
Bacia Hidrográfica do Rio do Meio - Florianópolis/SC**

Florianópolis

2022

Paula Lidia Santana

**Avaliação do Impacto da Urbanização Sobre o Regime Fluviométrico de Vazões na  
Bacia Hidrográfica do Rio do Meio - Florianópolis/SC**

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de mestre em engenharia ambiental.

Orientadora: Profa. Alexandra Rodrigues Finotti, Dra.

Coorientadora: Profa. Patrícia Kazue Uda, Dra.

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Santana, Paula Lidia

Avaliação do Impacto da Urbanização Sobre o Regime  
Fluviométrico de Vazões na Bacia Hidrográfica do Rio do Meio  
- Florianópolis/SC / Paula Lidia Santana ; orientadora,  
Alexandra Rodrigues Finotti , coorientadora, Patrícia Kazue  
Uda , 2022.

99 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Sensoriamento remoto. 3.  
Modelagem hidráulico-hidrológica. 4. Planejamento urbano.  
I. , Alexandra Rodrigues Finotti. II. , Patrícia Kazue Uda.  
III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Paula Lidia Santana

**Influência Urbana no Regime Fluviométrico de Vazões na Bacia Hidrográfica do Rio do  
Meio – Florianópolis/SC**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Adilson Pinheiro, Dr.  
Fundação Universidade Regional de Blumenau

Profa. Maria Elisa Magri, Dra.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

---

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

---

Profa. Alexandra Rodrigues Finotti, Dra.  
Orientadora

---

Profa. Patrícia Kazue Uda, Dra.  
Coorientadora

Florianópolis, 2022.

Este trabalho é dedicado ao meu pai, que sempre me incentivou a ser melhor e no começo desse ano se tornou meu anjo da guarda.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a minha família por todo o suporte ao longo do mestrado e também da vida. Ao meu pai que faleceu em maio desse ano, mas que sempre estará em meu coração, e que sempre se dedicou para que eu pudesse alcançar meus objetivos. A minha mãe, que é o exemplo de mulher forte e guerreira e que ao lado do meu pai sempre me apoiou e dedicou amor. As minhas irmãs Adriana e Francisca pelos conselhos, aos meus cunhados Luiz e Adilson pelo apoio e aos meus sobrinhos João Vitor, Maria Alice e Maria Laura que me proporcionaram os momentos da mais sincera alegria. E ao meu namorado Lucas, que esteve ao meu lado ao longo desses dois anos e a quem eu amo e admiro. Vocês são o meu porto seguro.

As minhas amigas que a universidade me fez conhecer e por quem sou grata por todo carinho. Ana, Thainá, Fernanda e Ananda amo vocês. E aos também amigos que fizeram o curso ser muito mais agradável. Anzolin e Fefo obrigada por me acolherem e me ajudarem tanto. Gostaria de agradecer também aos colegas do LAUTEC que me receberam de braços abertos e me proporcionaram momentos de aprendizado e diversão, agradecimento em especial a Jakc que sempre esteve disposta a ajudar e a me ouvir em todos os momentos. E a professora Alexandra e Patrícia por terem aceitado me orientar e demonstrado paciência e dedicação ao longo da execução do trabalho. Por fim gostaria de agradecer a todos os colegas que de certa forma contribuíram para a realização desse sonho e a Epagri e ao NEA pela disponibilização dos dados para que esse trabalho pudesse ser realizado. E a FAPESC que financiou a pesquisa.

*“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar.*

*Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”*

Madre Teresa de Calcutá

## RESUMO

Atualmente, com mais de 50% da população mundial vivendo em áreas urbanas, compreender como as mudanças no uso da terra influenciam o ciclo da água é de grande relevância para a gestão do solo e da água. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as mudanças do uso e ocupação da terra e as suas consequências na vazão do rio do Meio, que é o rio principal da Bacia Hidrográfica do Campus da UFSC, Florianópolis/SC, utilizando o modelo HEC-HMS. A metodologia consistiu em avaliação de estágios de uso e ocupação da terra por meio de técnicas de sensoriamento remoto, integrada a uma modelagem hidráulico-hidrológica. Isso se deu com o intuito de realizar uma análise comparativa entre séries sintéticas de vazão para os diferentes cenários, avaliando em especial as vazões mínimas. A partir da análise dos cenários pode-se observar um crescimento de 7% na urbanização em um período de 10 anos e que essa urbanização se expande continuamente em áreas ambientais frágeis, onde há risco de inundações. O modelo foi calibrado e validado e os resultados mostram um bom ajuste entre os hidrogramas observados e simulados na exutória da bacia. Ademais os resultados indicaram não haver impactos da urbanização local no regime fluviométrico de vazões mínimas, mas foram observadas alterações nas vazões máximas com aumento de até 10,1% nas vazões mensais e 9,9% nas vazões anuais. Assim conclui-se que a vazão mínima na bacia está mais relacionada com a vazão de base e o grau de impermeabilização não está interferindo na recarga do aquífero freático, então, o rio em si, ainda terá a mesma vazão, independentemente da urbanização. Já a vazão máxima apresentará influência do processo de urbanização, visto que ela é relacionada com o escoamento superficial, que é percebido com o aumento da área urbanizada.

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto. Modelagem hidráulico-hidrológica. Planejamento urbano.

## ABSTRACT

With more than 50% of the world's population living in urban areas, understanding how land-use changes influence the water cycle is of great relevance to soil and water management. Thus, the present work aimed to evaluate the changes in land use and occupation and their consequences on the flow of the Meio River, which is the main river of the Hydrographic Basin of the UFSC Campus, Florianópolis/SC, using the HEC- HMS. The methodology consisted of evaluating land use and occupation stages through remote sensing techniques, integrated into a hydraulic-hydrological model. This was done to carry out a comparative analysis between synthetic flow series for the different scenarios, evaluating in particular the minimum flows. From the analysis of the scenarios, it can be observed growth of 7% in urbanization in 10 years and that this urbanization expands continuously in fragile environmental areas, where there is a risk of flooding. The model was calibrated and validated and the results show a good fit between the observed and simulated hydrographs at the basin outlet. Furthermore, the results indicated that there were no impacts of local urbanization on the fluvimetric regime of minimum flows, but changes were observed in maximum flows with an increase of up to 10.1% in monthly flows and 9.9% in annual flows. Thus, it is concluded that the minimum flow in the basin is more related to the base flow and the degree of impermeability is not interfering with the recharge of the phreatic aquifer, so the river itself will still have the same flow, regardless of urbanization. The maximum flow will be influenced by the urbanization process since it is related to the surface runoff, which is perceived with the increase in the urbanized area.

**Keywords:** Remote sensing. Hydrological modeling. Urban planning.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Evolução da taxa de urbanização no Brasil e no mundo no período de 1960 a 2020 conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE e da Organização das Nações Unidas - ONU. ....	22
Figura 2 - Impactos da urbanização nos corpos de água. Adaptado de Chocat (1997).....	23
Figura 3 - Processo de modelagem com HEC-HMS. Adapto de Sarminingsib et al. (2019)...	36
Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio do Meio. ....	37
Figura 5 - Normal climatológica de temperatura e precipitação (1997 a 2020). Adaptado de EPAGRI (2021). Pmax, Pmed e Pmin se referem as precipitações máxima total mensal, média total mensal e mínima total mensal respectivamente. ....	38
Figura 6 - Imagens de caracterização física da bacia: declividade (a), tipos de solo (b) e elevação (c).....	40
Figura 7 - Hidrografia da área de estudo: ordem Strahler (a), rios principais (b) e sub-bacias (c), sendo SB1 a sub-bacia do Rio Serrinha, SB2 a sub-bacia do Rio Carvoeira, SB3 a sub-bacia do Rio Cesar Seara, SB4 a sub-bacia do Rio Eletrosul, SB5 a sub-bacia do Rio do Meio e SB6 a sub-bacia do Rio Pantanal. ....	41
Figura 8 - Caracterização do Rio do Meio e suas margens. Adaptado de Santana, et al. 2022. ....	42
Figura 9 - Caracterização urbana: densidade habitacional (a) de acordo com IBGE (2010), massas de vegetação (b) conforme PMF (2014) e zoneamento do plano diretor (c) conforme LABURB (2019). Sendo que ACI são as áreas comunitárias institucionais, AMC são as áreas mistas centrais, APL-E são áreas de preservação com uso limitado de encosta, APP são áreas de preservação permanente, ARM são áreas residenciais mistas, ARP são áreas residenciais predominantes, AVL são áreas verdes de lazer e ZEI são zonas de interesse social. ....	43
Figura 10 - Fluxograma com os principais processos metodológicos a serem realizados. As caixas em cinza se referem aos dados de entrada. ....	44
Figura 11 - Representação da bacia hidrográfica do Rio do Meio e suas respectivas sub-bacias no HEC-HMS, ....	53
Figura 12 - Diagrama de caixa para as precipitações totais mensais no período de 24 anos analisados (Posto EPAGRI: Itacorubi). ....	59
Figura 13 - Diagrama de caixa para as precipitações totais mensais para cada ano do período de 24 anos analisados (Posto EPAGRI: Itacorubi).....	61

Figura 14 - Precipitações totais anuais para cada ano do período de 24 anos analisados (Posto EPGR: Itacorubi).....	61
Figura 15 - Valores de SPI para a escala mensal.....	62
Figura 16 - Valores de SPI para escala trimestral. ....	63
Figura 17 - Valores de SPI para escala semestral.....	63
Figura 18 - Valores de SPI para escala anual. ....	64
Figura 19 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2009 (a) e 2019 (b).....	66
Figura 20 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2019 com destaque para o aumento em relação ao ano de 2009 para a área urbana em vermelho escuro (a) e para vegetação densa em verde escuro (b). ....	68
Figura 21 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2019 (a) e considerando o zoneamento proposto pelo plano diretor (b).....	69
Figura 22 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação inicial. ....	71
Figura 23 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação de calibração.....	73
Figura 24 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação de validação.....	74
Figura 25 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2017 (utilizado na calibração). ....	75
Figura 26 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2009. ....	75
Figura 27 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2019. ....	76
Figura 28 - Série de vazões gerada com o modelo HEC-HMS para o cenário considerando o zoneamento. ....	76
Figura 29 - Vazões totais mensais mínimas para os três cenários de uso e ocupação da terra.	77
Figura 30 - Vazões totais mensais máximas para os três cenários de uso e ocupação da terra. ....	78
Figura 31 - Vazões totais anuais mínimas para os três cenários de uso e ocupação da terra. ..	79
Figura 32 - Vazões totais anuais máximas para os três cenários de uso e ocupação da terra. .	80

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos níveis de fenômenos de impactos relativos à qualidade da água. Adaptado de Chocat (1997).....	24
Quadro 2 - Resumo dos estudos sobre o impacto hidrológico da urbanização. Estudos envolvendo modelagem hidrológica estão em negrito. ....	29
Quadro 3 - Classificação dos modelos e suas características. Adaptado de (Clarke, 1973). ...	33
Quadro 4 - Resumo dos dados de entradas a serem utilizados na pesquisa. ....	46

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação do índice SPI entre extremamente seco e extremamente úmido.....	50
Tabela 2 - Informações referente as imagens de satélite utilizadas para classificação. ....	51
Tabela 3 - Classificação do desempenho conforme valor do índice Kappa. Adaptado de Landis e Koch (1977).....	52
Tabela 4 - Dados iniciais utilizados para a simulação do modelo hidrológico. ....	55
Tabela 5 - Informações referente a imagem utilizada para classificação que foi utilizada na calibração do modelo.....	56
Tabela 6 - Uso e ocupação da terra em cada sub-bacia de acordo com a imagem classificada de 2017.....	56
Tabela 7 - Classificação do desempenho conforme valor dos índices KGE e NSE, Adaptado de Moriasi et al, (2007) e Noruzi et al., (2020).....	57
Tabela 8 - Informações estatísticas para os totais mensais e anuais de precipitação. ....	58
Tabela 9 - Precipitação média e coeficiente de variação para todos os meses dos 24 anos analisados. ....	58
Tabela 10 - Resultados do teste de Mann-Kendall para os totais mensais e anuais de precipitação.....	60
Tabela 11 - Resultados do teste de Magnitude de Sen para os totais mensais e anuais de precipitação.....	60
Tabela 12 - Eventos de precipitação observados nos anos entre 1997 e 2020.....	65
Tabela 13 - Uso e ocupação da terra para 2009 e 2019.....	65
Tabela 14 - Índices de avaliação das classificações de imagem de 2009 e 2019.....	68
Tabela 15 - Uso e ocupação da terra para 2019 e o cenário do zoneamento.....	69
Tabela 16 - Índices de avaliação da classificação de imagem 2017.....	70
Tabela 17 - Parâmetros otimizados para o modelo hidrológico.....	71
Tabela 18 - Valores dos índices de desempenho para as simulações realizadas.....	74
Tabela 19 - Vazões mínimas e máximas mensais globais e a variação para os cenários avaliados.....	77
Tabela 20 - Vazões mínimas e máximas anuais e a variação para os cenários avaliados.....	79
Tabela 21 - Vazões mínimas de referência $Q_{7,10}$ e a variação para os cenários avaliados.....	80
Tabela 22 - Vazões mínimas e máximas mensais e a variação para o cenário de mitigação...	82

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ACI – Áreas comunitárias institucionais
- AMC – Áreas mistas centrais
- APL-E – Áreas de preservação com uso limitado de encosta
- APP – Áreas de preservação permanente
- ARM – Áreas residenciais mistas
- ARP – Áreas residenciais predominantes
- AVL – Áreas verdes de lazer
- EPAGRI - Empresa de pesquisa agropecuária e extensão rural
- GLS – Global land survey
- HEC-HMS – Hydrological Engineering Center - Hydrologic Modeling System
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- KGE – Índice Kling-Gupta
- LAUTEC – Laboratório de águas pluviais urbanas e técnicas compensatórias
- NEA – Núcleo de estudos da água
- NSE – Índice Nash-Sutcliffe
- ONU – Organizações das nações unidas
- PMF – Prefeitura municipal de Florianópolis
- PRAD – Programa de recuperação de áreas degradadas
- SB1 – Sub-bacia do Rio Serrinha
- SB2 – Sub-bacia do Rio Carvoeira
- SB3 – Sub-bacia do Rio Cesar Seara
- SB4 – Sub-bacia do Rio Eletrosul
- SB5 – Sub-bacia do Rio do Meio
- SB6 – Sub-bacia do Rio Pantanal
- SDS – Secretaria de estado do desenvolvimento econômico sustentável
- SIG – Sistema de informações geográficas
- SNGRH – Sistema nacional de gerenciamento dos recursos hídricos
- UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
- UTP – Unidade territorial de planejamento
- ZEI – Zonas de interesse social

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
1.1	OBJETIVOS .....	19
1.1.1	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>19</b>
1.1.2	<b>Objetivos Específicos .....</b>	<b>19</b>
<b>2</b>	<b>JUSTIFICATIVA .....</b>	<b>20</b>
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>21</b>
3.1	IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS RECURSOS HÍDRICOS E NO CICLO HIDROLÓGICO .....	21
3.2	INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS.....	30
3.3	MODELAGEM HIDROLÓGICA .....	32
3.4	HEC-HMS .....	34
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>36</b>
4.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	36
4.1.1	<b>Caracterização climática.....</b>	<b>38</b>
4.1.2	<b>Caracterização física .....</b>	<b>39</b>
4.1.3	<b>Caracterização hidrológica .....</b>	<b>40</b>
4.1.4	<b>Uso da terra e a urbanização local .....</b>	<b>42</b>
4.2	FLUXOGRAMA METODOLÓGICO .....	44
4.3	MATERIAIS.....	45
4.3.1	<b>Análise de dados de precipitação.....</b>	<b>46</b>
4.3.1.1	<i>Análise de tendência .....</i>	<i>46</i>
4.3.1.1.1	Teste de Mann-Kendall e estimador de magnitude de Sen.....	46
4.3.1.2	<i>Índice de precipitação normalizada (standardized precipitation index – SPI).....</i>	<i>48</i>
4.3.2	<b>Cenários de uso e ocupação da terra.....</b>	<b>50</b>
4.3.3	<b>Modelagem hidráulico-hidrológica .....</b>	<b>52</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>58</b>
5.1	ANÁLISE DE DADOS DE PRECIPITAÇÃO .....	58

<b>5.1.1</b>	<b>Análise de tendência .....</b>	<b>60</b>
<i>5.1.1.1</i>	<i>Teste de Mann-Kendall e estimador de magnitude de Sen.....</i>	<i>60</i>
<b>5.1.2</b>	<b>Índice de precipitação normalizada (SPI) .....</b>	<b>62</b>
<b>5.2</b>	<b>USO E OCUPAÇÃO DA TERRA .....</b>	<b>65</b>
<b>5.3</b>	<b>MODELAGEM HIDROLÓGICA .....</b>	<b>70</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>82</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>84</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As cidades e os cursos de água sempre tiveram uma ligação importante ao longo da história. Castro (2003) destaca que desde as primeiras aglomerações pôde ser verificada a preferência pela localização junto aos cursos de água, em função de favorecer o suprimento para consumo e higiene das populações, além da evacuação de dejetos, navegação e defesa. A área urbanizada no planeta é responsável por uma pequena parcela da superfície terrestre, inferior a 3%, mas contribui com até 60% do uso residencial de água (GRIMM et al., 2008; LIU et al., 2014). A urbanização reduz substancialmente a cobertura vegetal, pois as áreas urbanas são tipicamente dominadas por superfícies impermeáveis. E em função da localização da área urbana e da sua escala, o rápido processo de urbanização, pode alterar significativamente as funções hidrológicas (GRIMM et al., 2008; WU, 2014) ameaçando os serviços ecossistêmicos, tais como abastecimento de água limpa, regulação do clima e sequestro de carbono (SUN et al., 2015; CUI et al., 2017; HAO et al., 2018).

Os impactos sobre as águas urbanas, em geral, ficam atrelados ao forte adensamento urbano, além das questões climáticas e às práticas inconsequentes da população, como o despejo de esgoto, sem tratamento, nos rios; os depósitos de resíduos sólidos, que contaminam as águas superficiais e subterrâneas (TUCCI, 2008). O aumento da área urbanizada é descrito como um dos maiores contribuintes para a poluição nos ecossistemas de água doce em todo o mundo (MELLO et al., 2018). Considera-se que a urbanização é um fator chave que afeta o futuro da qualidade da água em bacias hidrográficas urbanas (SALERNO et al., 2018). E deve-se considerar que, globalmente, o número de pessoas que vivem em áreas urbanas está aumentando a cada ano, com projeções desta população representando 68% da população global total até 2050 (ONU, 2019).

No Brasil, segundo Scherer e Amaral (2019), em um período de sessenta anos o país passou de 36,16% da população que era urbana para, em 2010, aproximadamente 84,36%. O processo brasileiro de ocupação urbana não teve grande evolução até o século XIX, começando a apresentar significativo crescimento somente a partir da segunda metade do século XX com o incentivo à industrialização e construção de uma infraestrutura industrial (KAUFFMANN, 2003). Contudo, o país tem escolhido não enfrentar adequadamente o problema da moradia, da especulação urbana e do acesso ao saneamento, principais indutores da perda da qualidade da água nos corpos hídricos provocada pela urbanização. Essa atitude pode colocar em risco um bem precioso que é o motor principal da vida. Em quantidade, a água para consumo no mundo é bem reduzida, então, torna-se necessário manter a qualidade das águas pluviais urbanas e

tratar adequadamente os efluentes (industriais, residenciais e comerciais) lançados nos córregos e rios urbanos (ALMEIDA, 2002; DIAS, 2002).

Assim, a vazão mínima conforme é apresentada por Genz et al. (2008) é de suma importância para os períodos de seca. Além disso, a avaliação das vazões mínimas em bacias hidrográficas urbanas mostra-se necessária para avaliar a capacidade de assimilação de efluentes (FINKLER et al., 2015), como também a manutenção da biodiversidade mesmo em períodos não chuvosos e para estética dos rios locais. Dessa forma, para reduzir os impactos da urbanização nos ecossistemas, incluindo os componentes terrestres e aquáticos das bacias hidrográficas, é importante manter a cobertura vegetal e as funções hidrológicas na urbanização por meio da conservação de florestas e pântanos ou do desenvolvimento de outras infraestruturas verdes (LI et al., 2020). Melhorar a qualidade da água e o estado ecológico é uma base importante para o desenvolvimento da sustentabilidade.

Os impactos ambientais promovidos pelo processo de antropização, devido ao modelo de uso da terra, podem ser acompanhados por meio de monitoramento, utilizando informações espaços-temporais, com apoio de imagens de satélites para avaliar as transformações ocorridas na paisagem (CABRAL et al., 2011; COELHO et al., 2014). No entanto, a falta de registros apropriados de vazão e, chuva bem como a falta de registros de alta precisão do uso da terra dificultam a caracterização das mudanças nos regimes naturais de fluxo (HAMMER, 1972; BOOTH e JACKSON, 1997; SCHUELER et al., 2009; TRUDEAU e RICHARDSON, 2016). Desta forma, destaca-se a importância da realização de estudos que analisem os fatores que influenciam o avanço do processo de uso e ocupação das terras em bacias hidrográficas, e que detectem as mudanças sofridas e os seus impactos, principalmente, para que possa servir de subsídios para o planejamento e gestão dos recursos naturais.

A bacia hidrográfica do Rio do Meio, está contida na bacia do Itacorubi e localizada em Florianópolis/SC, apresenta grande circulação de pessoas na região, o que impulsiona o processo de urbanização descontrolado, que em conjunto com projetos mal concebidos, gera um déficit na cobertura da rede coletora de esgoto sanitário nas comunidades do entorno. O lançamento clandestino de esgoto nos sistemas de drenagem ou diretamente nos cursos d'água, aliado à disposição inadequada de resíduos sólidos contribui para a poluição dos rios locais (TASCA et al. 2019). Ainda que parte da contaminação dos córregos seja decorrente de efluentes gerados nas comunidades à montante do campus, também há poluição dos córregos por fatores internos, devido à disposição irregular de efluentes no próprio interior do campus. Nesse contexto, a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), foi acionada pelo Ministério Público Federal, através da ação civil pública nº 2007.72.00.014573-8/SC, “à recuperação de

curso d'água e da respectiva área de entorno (preservação permanente) contígua, situados no campus da universidade”, em razão “à canalização e aterramento de um curso d’água existente no interior do campus com o objetivo de urbanizar a área para construção”, o que gerou danos ecológicos à bacia hidrografia e danos potenciais ao manguezal do Itacorubi.

Assim, questiona-se se as alterações no uso da terra provocadas pelo processo de urbanização na bacia hidrográfica do Rio do Meio afetaram também o regime de vazões mínimas local, o que pode ter gerado, também, impactos negativos no ecossistema aquático e na estética dos córregos. Sabe-se que o processo de urbanização acresce a impermeabilização do solo, o que por sua vez diminui a infiltração de água no solo e por consequência pode reduzir o escoamento de base. Desta forma, a hipótese principal deste estudo é a de que o processo de urbanização ocorrido na bacia do Rio do Meio afetou o regime de vazões de seus rios, em especial com a diminuição das vazões mínimas. Se confirmada a hipótese, espera-se analisar possíveis soluções, como a infiltração de água em espaços públicos para avaliar o quanto isso impactaria o estado das vazões mínimas. Este recorte foi escolhido devido aos frequentes eventos de alagamentos e inundações ocorridos, como também a observação de uma vazão reduzida em dias não chuvosos, além da área ser objeto de estudo do Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias (LAUTEC), grupo de pesquisa no qual a pesquisadora está inserida.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito da urbanização no regime hidrológico de vazões, em especial as vazões mínimas, na bacia hidrográfica do Rio do Meio - Florianópolis/SC.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar a tendência na precipitação local afim de verificar mudanças nos padrões de precipitação.
- Analisar a evolução da ocupação por meio de sensoriamento remoto entre os anos de 2009 e 2019.
- Simular séries sintéticas de vazões, considerando os diferentes estágios de uso e ocupação da terra, incluindo um cenário de ocupação futura, com um modelo hidráulico-hidrológico validado.

- Avaliar a potencial utilização de espaços públicos em áreas urbanas para infiltração da água no solo.

## 2 JUSTIFICATIVA

Com a rápida urbanização e industrialização dos últimos anos, e a expansão das áreas impermeáveis, os sistemas de redes fluviais estão sendo severamente impactados, o que inevitavelmente tem potencial para alterar a hidrologia local e até regional. Muitos dos impactos da urbanização na dinâmica hidrológica envolvem a alteração das séries temporais da vazão observada em resposta à precipitação na bacia hidrográfica (ROSE e PETERS, 2001). Sabe-se que as vazões de pico aumentam e que os tempos de recessão diminuem devido à redução do tempo de viagem da água sobre superfície impermeável em relação a superfície natural (WHITE e GREER, 2006).

Embora os efeitos da urbanização na resposta hidrológica de bacias hidrográficas estejam bem estabelecidos, ainda são reduzidos os números de estudos que tratam dos efeitos da urbanização nas vazões mínimas em bacias urbanas. Em um contexto mais geral, pouco se estuda sobre vazões mínimas em pequenas bacias urbanas em países em desenvolvimento, cujo efeito do desenvolvimento urbano desordenado sobre o particionamento do ciclo hidrológico é agravado pelo lançamento de esgotos e resíduos nos cursos hídricos e pelo clima subtropical e tropical, com altos índices pluviométricos anuais. O que não se difere da realidade das bacias urbanas brasileiras.

Assim, esclarecer o impacto da urbanização nas vazões mínimas pode ajudar a lançar luz à importância de mudanças nas práticas de drenagem de água pluvial em áreas urbanas para a abordagem da drenagem sustentável, que é pouco utilizada no Brasil, mas consolidada em países desenvolvidos como França, Austrália e Japão. A drenagem sustentável pode ajudar a reverter o quadro das vazões mínimas e melhorar a qualidade do ambiente aquático. Portanto, um melhor entendimento e avaliação dos impactos das mudanças no uso da terra é de extrema importância para o planejamento, o desenvolvimento sustentável e principalmente a gestão e conservação dos mananciais superficiais (CHEN et al., 2009). Desta forma, compreender como as mudanças no uso da terra afetam as vazões mínimas é um tópico criticamente importante, com implicações para o planejamento futuro da água e do uso da terra (VOROSMARTY et al., 2000; BAKER, 2005).

A motivação de escolha da área de estudo como a bacia hidrográfica do Rio do Meio, na cidade de Florianópolis, dá-se em função de a bacia sofrer forte pressão sobre os recursos

hídricos existentes, devido a suas características de intensa urbanização, alterações importantes na hidrografia com ausência de margens naturais nos cursos de água e planícies de inundação, retificação de meandros, além de sua localização ser em uma zona costeira e próxima ao segundo maior manguezal urbano do Brasil, o manguezal do Itacorubi (TASCA et al. 2019, SANTANA et al., 2022).

Como agravante, a bacia hidrográfica ainda é um corpo receptor de diversas fontes de poluição, como a disposição ilegal de águas residuais, resíduos sólidos e de obras de drenagem, afetando toda a sua hidrodinâmica (TASCA et al., 2019, SANTANA et al., 2022). A bacia é alvo de estudos da universidade e em 2018, a UFSC concluiu, através do Projeto de Desenvolvimento Institucional (PDI/PRQA 2015-2018), o diagnóstico da situação de qualidade dos cursos da água do campus, bem como encaminhou diretrizes de melhorias. E entre 2018 e 2019, uma comissão foi criada com o intuito de encaminhar uma proposta geral institucional de Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) dos cursos da água. O projeto tem como principal objetivo pesquisar soluções inovadoras e exemplares que contribuam para recuperação da qualidade da água dos córregos que cortam o campus. Dentre as atividades, estão inseridas a modelagem computacional de cenários hidráulico-hidrológicos e a construção de técnicas compensatórias piloto nas dependências do campus da universidade, visando à prevenção de inundações e a melhora da qualidade da água na bacia (UFSC, 2020). Assim, o presente estudo se encontra dentro do escopo desse projeto e busca solucionar a lacuna frente aos efeitos da urbanização nas vazões em especial as vazões mínimas observadas na bacia do Rio do Meio.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS RECURSOS HÍDRICOS E NO CICLO HIDROLÓGICO**

A partir da segunda metade do século XX, com o princípio de um crescente processo de urbanização, pôde-se perceber uma ampla tendência da população mundial em se mudar para as cidades à procura de um melhor padrão de vida. Apesar de atualmente haver um processo de retorno ao campo, a população mundial ainda está vivendo cada vez mais em terras urbanas e periurbanas, resultando na rápida expansão das cidades em todo o mundo. Conforme o relatório “Perspectivas da Urbanização Mundial” (*World Urbanization Prospects*) produzido pela Divisão das Nações Unidas, em 2018, 55% da população mundial habitava áreas urbanas, proporção essa que se espera aumentar para 68%, em 2050.

A urbanização exerce um papel dualístico em seus efeitos: ao mesmo tempo em que promove o bem-estar por aproximar as pessoas de serviços e oportunidades inexistentes na zona rural, traz consigo o problema dos impactos ambientais ocasionados, principalmente, pela falta de preparação da cidade para fazer face ao êxodo rural com a devida provisão dos serviços públicos o que dificulta a preservação e conservação dos recursos naturais (SANTOS, 2007). O crescimento populacional acelerado e os avanços da urbanização podem provocar impactos ambientais, que modificam profundamente as condições naturais de uma determinada região (VENDRAME e LOPES, 2005).

Os impactos ao meio ambiente são diversos, como poluição sonora, poluição visual, poluição da água, poluição do solo e poluição do ar. A Figura 1 mostra que mais de 80% da população brasileira reside em cidades. Essa expansão na área urbana ocorreu de forma intensa e com pouca preocupação com os ambientes naturais, provocando uma diminuição do bem-estar e da qualidade de vida neste espaço (AMORIM, 2008). A expansão urbana no Brasil tem sido fruto de uma concentração populacional desordenada (AMORIM, 2008). A partir de 1950, ocorreram as intensificações das áreas urbanas e a aceleração dos impactos ambientais sobre os mananciais. Com o rápido desenvolvimento da economia e a expansão contínua da industrialização e urbanização, lagos e sistemas fluviais foram modificados. Como resultado, desastres de enchentes/secas e a deterioração do ambiente hídrico estão se tornando problemas cada vez mais frequentes e sérios.

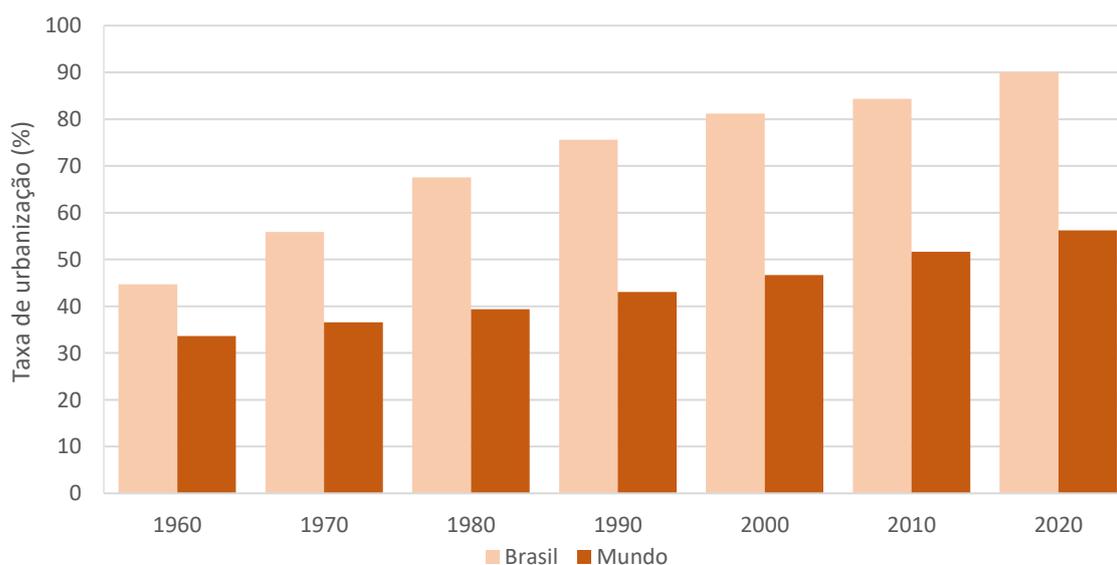


Figura 1 - Evolução da taxa de urbanização no Brasil e no mundo no período de 1960 a 2020 conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE e da Organização das Nações Unidas - ONU.

Segundo Tucci et al., (2003), o ciclo hidrológico natural é composto por distintos processos físicos, químicos e biológicos e quando o homem adentra neste sistema e se concentra no espaço, causa grandes alterações que transformam de maneira drástica este ciclo, acarretando em impactos significativos no próprio homem e na natureza.

Múltiplos fatores podem modificar o ciclo hidrológico nas cidades, entre eles: impermeabilização do solo, retirada da vegetação, alterações morfológicas na topografia, obras de engenharia nos canais fluviais que modificam a rede de drenagem natural e deposição irregular de resíduos. Conforme apresentado na Figura 2, esses fatores acabam por desencadear ou intensificar o assoreamento de rios urbanos, o aumento da magnitude e frequência de enchentes, a erosão dos solos e dos canais fluviais, os movimentos de massa e demais processos que integrados resultam em intensa degradação ambiental (COSTA et al., 2003; TANG et al., 2005; SIRIWARDENA et al., 2006).



Figura 2 - Impactos da urbanização nos corpos de água. Adaptado de Chocat (1997).

Com as diversas modificações no meio ambiente provocadas pela expansão urbana, ressalta-se que o processo de urbanização pautado somente na intervenção sem planejamento traz grandes complicações para a questão de águas urbanas (KUMAR et al., 2020). A urbanização resulta em mudanças significativas na estrutura física da superfície da terra e subsuperfície rasa, bem como nos padrões de uso da água, que têm o potencial de afetar a captação e os balanços hídricos dos aquíferos e a qualidade da água (HALL et al., 2020).

Finotti et al., (2009) destacam que em áreas urbanas a qualidade da água pode ser afetada por alguns fatores, entre eles o lançamento de efluentes líquidos e gasosos bem como o de resíduos sólidos por conta das atividades realizadas na cidade. Esses lançamentos comprometem a água de escoamento da chuva e por consequência a rede fluvial. Ademais a contaminação pode ser proveniente do lançamento direto na rede hídrica, sendo por efluentes domésticos ou industriais (ZHANG et al., 2017). O despejo de esgotos domésticos, é o principal responsável pela contaminação de rios urbanos no Brasil, devido especialmente aos baixos índices de tratamento realizados no país (FINOTTI et al., 2009).

Essas contribuições irregulares de efluentes domésticos, assim como as águas pluviais contaminadas, podem vir a acarretar problemas qualitativos no corpo receptor, como a deposição de sedimentos, a depleção da concentração de oxigênio dissolvido, a contaminação por organismos patogênicos, a eutrofização e a outros danos relacionados à presença de tóxicos ou alterações estéticas da água (CASTRO, 2003).

O Quadro 1 apresenta a hierarquização dos impactos relativos à qualidade da água em três níveis, sendo eles os impactos físico-químicos que se referem às consequências diretas e imediatas do aporte de poluentes no meio receptor, os impactos bioquímicos que agrupam o conjunto de ações bioquímicas produzidas em contato com a biota, e por último, os impactos biológicos que são relacionados às consequências provocadas pelos impactos dos dois níveis precedentes.

Quadro 1 - Classificação dos níveis de fenômenos de impactos relativos à qualidade da água. Adaptado de Chocat (1997).

Nível de impacto	Efeito de choque	Impacto cumulativo
Nível 1	Impactos físico-químicos	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aumento de sedimentos em suspensão e da concentração na água dos seguintes parâmetros:</li> <li>- Turbidez (em função dos sólidos suspensos);</li> <li>- Matéria orgânica e nutrientes;</li> <li>- Micropoluentes dissolvidos;</li> <li>- Impacto visual: materiais flutuantes e hidrocarbonetos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Assoreamento e colmatação;</li> <li>- Acumulação de matéria orgânica, nutrientes, metais pesados, hidrocarbonetos e micropoluentes nos sedimentos;</li> <li>- Ressuspensão de poluentes (cheias ou grandes eventos pluviais);</li> <li>- Evolução dos poluentes químicos mais ou menos ativos.</li> </ul>
Nível 2	Impactos bioquímicos	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Diminuição da taxa de oxigênio dissolvido:</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Consumo de oxigênio dissolvido devido à</li> </ul>

Nível de impacto	Efeito de choque	Impacto cumulativo
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Formação de películas de óleos e hidrocarbonetos;</li> <li>- Degradação da matéria orgânica;</li> <li>- Transformação do nitrogênio amoniacal em amoníaco não ionizado (tóxico) quando o pH é elevado;</li> <li>- Desenvolvimento de bactérias patogênicas em pontos favoráveis do meio receptor.</li> </ul>	degradação da matéria orgânica.
	<b>Impactos biológicos</b>	
Nível 3 sobre a flora aquática	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Os aumentos da luminosidade e da turbidez em função de um evento chuvoso são responsáveis por um acréscimo na atividade fotossintética e, provavelmente, da taxa de oxigênio dissolvido.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Desequilíbrio do crescimento fitoplantônico: hiper eutrofização;</li> <li>- Desaparecimento de certas espécies em função do aporte de nutrientes.</li> </ul>
Nível 3 sobre a fauna	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Mortalidade da fauna aquática, notadamente piscícola, em função dos choques de poluição:</li> <li>- Por asfixia, em função da redução nas taxas de oxigênio dissolvido ou por colmatação das guelras (sólidos suspensos);</li> <li>- Em função da toxicidade aguda, principalmente de fontes industriais.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Introdução de tóxicos adsorvidos nos sedimentos na cadeia alimentar;</li> <li>- Concentração de poluentes nos tecidos de alguns animais aquáticos;</li> <li>- Mutação das populações animais e diminuição do número das mais sensíveis.</li> </ul>

Do lado quantitativo, os fluxos dos rios variam por bacia hidrográfica devido a inúmeras variáveis, incluindo tamanho da bacia, canal e declive da bacia, geomorfologia, descarga de água subterrânea e cobertura do solo. As características hidrológicas que mudam com a urbanização incluem a distribuição da água entre o escoamento superficial e o fluxo de base, a frequência de picos elevados e a variabilidade da vazão diária (KONRAD e BOOTH, 2005; TETZLAFF et al., 2005).

Especificamente, pequenos aumentos na expansão urbana podem aumentar muito o escoamento superficial enquanto diminuem a infiltração, impactando na recarga do aquífero e mudando os regimes de fluxo (OUDIN et al., 2018) se a urbanização não for acompanhada de uma perspectiva sustentável. Uma das consequências é a diminuição nas taxas de recarga de aquíferos (HARBOR, 1994; BRUN e BAND, 2000; ROSE e PETERS, 2001; OTT e UHLENBROOK, 2004), que podem levar a fluxos de água mais baixos durante períodos de seca (CUO et al., 2009). Dessa forma, quantificar os efeitos da urbanização nas vazões é crucial

para o desenvolvimento de planos para mitigar os efeitos das mudanças antrópicas nos processos de bacias hidrográficas (CHU et al., 2013). Desde a década de 1970, muitos países como Estados Unidos, Alemanha, Reino Unido, Japão, Cingapura e Austrália têm dedicado atenção considerável ao alagamento urbano e à poluição de águas pluviais (FLETCHER et al., 2014). E uma série de conceitos e teorias foram propostas para abordar essa rápida urbanização e seus problemas ambientais relacionados, como por exemplo “smart growth city”, “green city” e “city garden” (XIA et al., 2017).

O estudo dos efeitos urbanos na hidrologia tem se desenvolvido desde o plano da “Década Hidrológica Internacional” da Unesco em 1975. Mais tarde, alguns estudiosos compilaram monografias e estudaram vários aspectos da hidrologia urbana. Os efeitos da urbanização na hidrologia são encontrados na literatura sob diferentes perspectivas, incluindo o estudo da variabilidade espacial da urbanização e seu efeito na geração de escoamento (KONRAD e BOOTH 2002; GREER e STOW 2003), a análise das mudanças de escoamento em resposta às mudanças no uso da terra (BEIGHLEY e MOGLEN 2003; BARI et al., 2005), e a previsão do escoamento para futuras condições climáticas e de uso da terra (DEWALLE et al., 2000; YOUPENG et al., 2010).

Estudos mostram que as respostas hidrológicas de bacias hidrográficas dominadas por cidades são mais rápidas do que as bacias hidrográficas não urbanizadas (ROUGÉ e CAI, 2014; PUTRO et al., 2016; KUMAR et al., 2018). Yeo e Guldmann (2006) apontaram que o pico de vazão simulado aumenta significativamente com o aumento da cobertura do solo urbano quando a área urbana é maior que 8%, enquanto Booth e Jackson (1997) descobriram que as vazões de pico são afetadas quando a área impermeável atinge 4,6%. Estudos geograficamente diversos também já associaram resposta biótica negativa com a cobertura impermeável da terra (WALSH et al., 2005; CHIN, 2006; STANFIELD e KILGOUR, 2006; SCHUELER et al., 2009) e que a diversidade biológica em uma bacia hidrográfica começa a diminuir quando a área impermeável ultrapassa 10% (ARNOLD e GIBBONS 1996; BOOTH e JACKSON 1997; KARR e CHU 2000; BOOTH et al. 2004). BRABEC et al. (2002) concluíram que a saúde dos macros invertebrados diminui acima de uma faixa de 8% a 15% da área impermeável, e as medições físicas, como alargamento do canal e deposição de sedimentos, são afetadas com 10% a 50%. Isso implica que o regime de fluxo pode ser afetado primeiro com o aumento da superfície impermeabilizada e subsequentemente, o ecossistema dos rios.

O Quadro 2 fornece uma visão geral dos estudos que investigaram o impacto hidrológico da urbanização na escala de bacia hidrográfica. Esta síntese concentra-se em estudos com dados de vazão observados ao longo de gradientes espaciais ou temporais de

urbanização. As atribuições de mudança e processos principais identificados para aumento da vazão de pico são o tempo de trânsito reduzido e maior velocidade devido à impermeabilidade e / ou sistemas de transporte de águas pluviais. Já para as alterações na vazão mínima, a diminuição da recarga das águas subterrâneas devido à impermeabilidade e menor infiltração, os fluxos baixos diminuiriam também devido ao bombeamento de águas subterrâneas rasas, mas aumentaram potencialmente devido ao bombeamento de águas subterrâneas profundas e os sistemas de abastecimento de água e tratamento de águas residuais podem aumentar ou diminuir as vazões baixas dependendo da transferência entre bacias. Com relação às vazões médias além dos processos que afetam as vazões baixas e de pico tem-se as transferências entre bacias e / ou esgotos que podem aumentar ou diminuir a vazão média.

No panorama nacional, no Brasil encontram-se estudos como o de Perazzoli et al. (2013), que simularam diferentes cenários de uso da terra para a bacia hidrográfica do ribeirão Concórdia em Santa Catarina; Santos et al. (2018) que examinaram como uma futura conversão da floresta em pastagem influenciaria a vazão e componentes do equilíbrio hídrico na bacia do rio Iriri; Oliveira et al. (2018) que investigaram os potenciais impactos das mudanças de uso da terra no comportamento hidrológico da bacia do rio Alto Grande, sul de Minas Gerais, na bacia do rio Verde e Andrade e Ribeiro (2020) que avaliaram dois cenários de uso e cobertura da terra, um referente ao ano de 1986 e outro ao ano de 2015 na bacia do rio Paraíba do Sul. Ou ainda os estudos realizados por Beskow et al. (2012), na bacia hidrográfica do ribeirão Jaguará e por Viola et al. (2014) nas bacias hidrográficas localizadas na cabeceira do rio Grande, em Minas Gerais, para simular os impactos de mudanças no uso do solo. Nota-se então um acréscimo na quantidade das análises em resposta à preocupação com a degradação da natureza propiciada pela atuação antrópica. Para Botelho e Silva (2010), a partir do estudo da bacia hidrográfica como célula básica de análise ambiental e dos elementos que compõem o sistema hidrológico e seus processos, podem-se obter conclusões sobre a qualidade ambiental do espaço em questão e os efeitos da ação humana.

Dos 40 estudos avaliados, 16% deles apresentaram como resultados um aumento na vazão mínima enquanto que 26% obtiveram como resultado a redução da vazão mínima dos rios após o processo de urbanização. Isso corrobora com o que foi encontrado por Bhaskar et al. (2016) em que o efeito da urbanização sobre o fluxo de base é complexo e possa levar a tanto aumentos como reduções das vazões mínimas. Com relação às vazões máximas, 58% dos estudos analisados encontrou aumento das vazões de pico com o aumento da área urbanizada, evidenciando esse ser o fenômeno mais observado nos impactos da urbanização no regime fluviométrico.



Quadro 2 - Resumo dos estudos sobre o impacto hidrológico da urbanização. Estudos envolvendo modelagem hidrológica estão em negrito.

Característica da vazão	Vazão de pico	Vazão mínima	Vazão média
Aumento	<p><b>Hollis, 1977</b>; Tong, 1990; Rose e Peters, 2001; Konrad e Booth, 2002; <b>Choi et al., 2003</b>; Burns et al., 2005; Tetzlaff et al., 2005; H. Huang et al., 2008; <b>S. Huang et al., 2008</b>; <b>Petchprayoon et al., 2010</b>; Hawley e Bledsoe, 2011; <b>Mulungo et al., 2012</b>; Yang et al., 2013; <b>Perazzoli et al., 2013</b>; <b>Miller et al., 2014</b>; Rougé e Cai, 2014; Viola et al., 2014; Mejía et al., 2015; Prosdocimi et al., 2015; Silva, 2016; Miller e Hess, 2017; Diem et al., 2018; <b>Oliveira et al., 2018</b>; <b>Rodrigues e Blanco, 2018</b>; <b>Welerson e Silva, 2019</b>.</p>	<p><b>Hollis, 1977</b>; Burns et al., 2005; Konrad et al., 2005; <b>Perazzoli et al., 2013</b>; Rougé e Cai, 2014; Bhaskar et al., 2015; Diem et al., 2018.</p>	<p><b>Hollis, 1977</b>; DeWalle et al., 2000; Rose e Peters, 2001; Tetzlaff et al., 2005; Claessens et al., 2006; <b>Petchprayoon et al., 2010</b>; <b>Perazzoli et al., 2013</b>; <b>Ahn e Merwade, 2014</b>; Rougé e Cai, 2014; Bhaskar et al., 2015; Putro et al., 2016; Chen et al., 2017; Diem et al., 2018; <b>Santos et al., 2018</b>.</p>
Diminuição	<p><b>Beskow et al., 2012</b>.</p>	<p>Klein, 1979; Simmons e Reynolds, 1982; Rose e Peters, 2001; <b>Choi et al., 2003</b>; Kauffman et al., 2009; <b>Beskow et al., 2012</b>; Braud et al., 2013; Mejía et al., 2015; Diem et al., 2018; <b>Oliveira et al., 2018</b>; Andrade e Ribeiro, 2020.</p>	<p><b>Beskow et al., 2012</b>.</p>
Não significativo	-	<p>Brandes et al., 2005; Hejazi e Moglen, 2007; Schwartz e Smith, 2014.</p>	<p>Rose e Peters, 2001; <b>Wang e Hejazi, 2011</b>.</p>

### 3.2 INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

Compreender os efeitos hidrológicos do crescimento urbano é essencial para o planejamento urbano, ou seja, é necessário avaliar as mudanças no uso da terra para auxiliar o planejamento e a tomada de decisão relacionada. O processo de planejamento requer uma previsão confiável e precisa das mudanças dos escoamentos, que ocorrem devido à urbanização. Dessa forma, segundo Moreira et al. (2016), vários estudos são realizados para caracterização morfométrica de bacias hidrográficas e algumas ferramentas estão colaborando para a melhor aquisição e manuseio dessas características, como é o caso do uso de imagens de satélite e Sistemas de Informações Geográficas (SIG), que agregam grande versatilidade à análise hidrológica, devido às suas capacidades de manuseio e gerenciamento de dados espaciais.

Para Alves et al. (2014), o sensoriamento remoto, o geoprocessamento, e o SIG são importantes ferramentas, pois auxiliam nos estudos de caracterização do relevo e do ambiente físico. O sensoriamento remoto, consiste em um sistema de aquisição e análise de dados aplicados em diversas áreas do conhecimento. O termo sensoriamento remoto, segundo Florenzano (2011), nada mais é, do que a obtenção de dados da superfície terrestre por meio de sensores à distância, podendo estes estarem instalados em plataformas terrestres, aéreas ou orbitais. As informações são obtidas através da interação da radiação eletromagnética com um alvo, a um dado comprimento de onda (LILLESAND e KIEFER, 1994). O uso de sensoriamento remoto na hidrologia representa um importante avanço na compreensão científica de processos e variáveis hidrológicas, pois as abordagens dos estudos passaram de uma escala experimental para uma escala regional a global (LETTENMAIER et al., 2015). O sensoriamento remoto facilita o monitoramento espaço-temporal das mudanças na cobertura da superfície terrestre, para tal o monitoramento e a vigilância da evolução de usos da terra podem ser alcançados pela análise de imagens obtidas em vários períodos do tempo. Os dados de sensoriamento remoto, aliados às técnicas de geoprocessamento constituem importante recurso para gestão dos recursos naturais em nível de bacias hidrográficas (MACEDO, 2013). Assim, a tecnologia de sensoriamento remoto, junto com o SIG, tornou-se uma ferramenta chave para o mapeamento e avaliação de riscos (SANYAL e LU, 2004; DEWAN et al., 2006).

A utilização de tecnologias de geoinformação na gestão dos recursos hídricos tem diversas aplicações, sendo úteis em variadas áreas de estudo, como por exemplo planejamento de uso da terra, monitoramento e análise ambiental, manejo florestal e de recursos naturais e projetos de engenharia (VETTORAZZI, 1992; LONGLEY et al., 2010; OLIVEIRA, 2015).

O SIG é atualmente utilizado para reunir e gerir grandes bases de dados espaciais, levar a cabo análises estatísticas e espaciais e produzir representações visuais eficazes. Dada a capacidade de extração de dados de diferentes origens e a sua integração num ambiente capaz de os processar, os sistemas de informação geográfica simplificam grandemente o processo de obtenção de informação, e seu tratamento, com vista ao desenvolvimento de modelos hidrológicos (DIAS, 2017). Permitem, de igual modo, estender a capacidade analítica dos resultados obtidos por estes mesmos modelos. Aplicações como o delimitar de bacias hidrográficas ou caracterização topográfica são exemplos de como a modelação hidrológica apoiada nos sistemas de informação geográfica pode, de fato, constituir uma base de apoio à tomada de decisão na gestão de recursos hídricos (TADESE, 2020).

Como exemplos de softwares de SIG, pode-se citar o ArcGis, o QGIS, o IDRISI, o SPRING, o Geomedia e o MapInfo, entre outros.

Dentre estas novas perspectivas podemos destacar o Google Earth Engine (GEE) que é uma plataforma baseada em nuvem para processamento computacional de dados geoespaciais em grande escala. O GEE é acessado e controlado por meio de uma interface de programação de aplicação acessível via navegadores web em um ambiente de desenvolvimento interativo, que permite a prototipagem rápida e a visualização dos resultados (CARVALHO et al., 2021). Além disso, monitorar grandes áreas por um longo intervalo de tempo eleva consideravelmente o recurso computacional necessário para o processamento de dados geoespaciais. A plataforma (GEE) possibilita a análise de dados ambientais em grande escala por utilizar os servidores da Google, e também proporciona ao usuário uma abordagem altamente interativa para o desenvolvimento de algoritmos e um ciclo rápido de testes e melhorias para o processamento de dados em larga escala (GORELICK et al., 2017).

Com uma infinidade de dados geoespaciais atualizadas continuamente aliada a recursos computacionais robustos, o GEE é capaz de lidar com uma variedade de dados socioambientais de alto impacto, como desmatamentos (CHEN et al., 2021), secas (ZHAO et al., 2021), desastres (DEVRIES et al., 2020), doenças (FRAKE et al., 2020), segurança alimentar (TIWARI et al., 2020), gestão de água (MAGIDI et al., 2021; KANDEKAR et al., 2021), monitoramento do clima (RAVANELLI et al., 2018) e proteção ambiental (ZURQANI et al., 2018; CUI et al., 2022).

### 3.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA

A integração de um modelo hidrológico com um SIG apresenta diversas utilidades, como a caracterização da bacia hidrográfica, melhoria da estimativa de parâmetros de modelos conceituais, parametrização das unidades espaciais em modelos distribuídos por sub-bacias, subdivisão automatizada da bacia em unidades hidrológicas similares, contextualização espacial dos resultados e simplificação da aplicação operacional do modelo (SCHUMANN et al., 2000; BALDISSERA, 2005). Além disso, a classificação de imagens de satélite, por exemplo, permite analisar as mudanças de cobertura vegetal de uma área e, ainda, prever e localizar os impactos causados pela ação antrópica, permitindo um gerenciamento mais eficaz da bacia (LIBOS, 2012).

Existe uma estreita correspondência entre o regime hidrológico e os elementos área de drenagem, forma da bacia hidrográfica, comprimento do rio principal, sistema de drenagem, declividade e relevo da bacia hidrográfica. E o conhecimento dessas variáveis permite obter informações onde não se dispõem de dados (VILLELA e MATTOS, 1975). Conforme inventário das estações fluviométricas da Agência Nacional de Águas (2009), a rede hidrometeorológica do Brasil contempla praticamente somente as grandes bacias hidrográficas, aquelas com áreas superiores à de 500 km<sup>2</sup>. Bacias pequenas com áreas de drenagens inferiores a 100 km<sup>2</sup>, apresentam carência quase total de dados.

Em adição, em muitas estações de medição de vazão, os registros contínuos podem não estar disponíveis por períodos suficientemente longos para isolar os efeitos urbanos, ou os medidores não são colocados para monitorar especificamente o efeito dos regulamentos humanos. Quando a análise de tendência é realizada em dados de curto prazo, os resultados podem ser mais sensíveis à variabilidade climática e às decisões de gestão de recursos hídricos do que às mudanças no uso da terra (YANG, et al., 2010). Dessa forma, para prever os efeitos do processo de urbanização e avaliar as formas de intervenção no ciclo hidrológico e nos sistemas de drenagem urbana, a modelagem hidrológica e hidráulica tem se mostrado uma ferramenta muito útil (PAZ, 2012).

Os modelos hidrológicos descrevem quantitativamente os fenômenos naturais complexos presentes no ciclo hidrológico. Desta forma, quanto mais complexos os sistemas a serem representados, mais desafiadores e robustos são os modelos, podendo ser classificados sob diferentes aspectos (TUCCI, 2005). O Quadro 3 mostra que os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos.

Quadro 3 - Classificação dos modelos e suas características. Elaborado a partir de Clarke (1973), Shaw (1994) e Beven (2004).

Classificação	Características
Determinísticos	São modelos que produzem respostas idênticas para o mesmo conjunto de entradas, mesmo quando uma variável de entrada tiver caráter aleatório.
Estocásticos	São modelos que consideram que uma ou mais variáveis envolvidas na modelagem têm um comportamento aleatório, possuindo distribuição de probabilidade.
Empíricos	São ditos empíricos quando sua formulação não possui nenhuma representação explícita dos processos físicos da bacia, podendo possuir uma característica regionalista.
Conceituais	São baseados nas equações que descrevem o processo físico conceitual ou hipotético, não sendo necessariamente baseado no processo real.
Concentrados	A área da bacia é representada de forma única, homogênea, não sendo possível a distribuição espacial das características físicas relacionadas ao solo, à vegetação e à chuva. No seu desenvolvimento são atribuídos valores médios representativos para toda a área de acordo com cada parâmetro do modelo.
Distribuídos	Estes modelos permitem que toda a área seja dividida em unidades irregulares ou regulares, consideradas como homogêneas dentro das mesmas, reconhecendo desta forma a distribuição espacial das variáveis e dos parâmetros considerados. Este tipo de modelo permite a manipulação de dados de pluviometria levando em consideração sua variabilidade espacial.

Dentre os modelos hidrológicos, os modelos de transformação chuva-vazão são excelentes ferramentas para auxiliar no entendimento e representação do comportamento hidrológico da bacia hidrográfica, bem como na realização de previsões de cenários diferentes dos observados, tornando-se instrumentos estratégicos de planejamento e gestão dos recursos hídricos (NASCIMENTO, MOURA e SILVA, 2017).

A transformação de chuva em vazão é um dos processos difíceis de serem entendidos devido ao amplo número de variáveis que se modificam no espaço e no tempo. Mas, avaliar o processo chuva-vazão com certo grau de precisão é o que consente gerenciar de maneira coerente os diversos usos da água e, além disso, antever eventos extremos de cheias e períodos de estiagem (SINGH e WOOLHISER, 2002). Modelos chuva-vazão devem ser capazes de descrever em função da precipitação, as perdas por evaporação, interceptação, infiltração e percolação da água subterrânea e de calcular o escoamento superficial e o escoamento de base (MACHADO, 2005; ALMEIDA e SERRA, 2017).

Conforme Todini (1988), os modelos surgiram como resposta para três principais tipos de problemas de engenharia: projeto de redes de esgotos, projeto de sistemas de drenagem e

projeto de vertedores. As séries de precipitação, normalmente, são mais longas que as de vazão e além disso, com a modificação das bacias pela construção de obras hidráulicas e alterações no uso da terra, as séries de vazões deixaram de ser homogêneas ou estacionárias. Partindo da precipitação, é possível então, determinar ou estimar as vazões desconhecidas para os novos cenários existentes ou previstos para as bacias. Em todos esses casos, a vazão de descarga foi sempre a principal variável de interesse. Dependendo da natureza do problema, torna-se cada vez mais necessário buscar modelos que apresentem sustentação física, isto é, modelos em que os parâmetros de suas equações tenham significação física, podendo ser medidos ou determinados a partir de propriedades de solo, por exemplo (VARELLA, 1998).

As variáveis temporais de entrada, comumente empregadas em modelos hidrológicos chuva-vazão, são a precipitação, a evapotranspiração e a vazão, sendo esta última empregada no processo de calibração dos modelos (TUCCI, 2005). Dentre os modelos mais usados e estudados Diniz (1994) destaca o SAC-SMA do NWSRFS (National Weather Service River Forecast System), o SMAP (Soil Moisture Accounting Program) e o Tank-Model. Butler e Davies (2010) destacam os modelos SWMM (Storm Water Management Model), MIKE URBAN, HydroWORKS como exemplos para a aplicação em meios urbanos. E Natarajan e Radhakrishnan (2019) apontam os modelos semidistribuídos SWAT, TOPMODEL e HSPF e destacam HEC-HMS como um software que pode ser facilmente acessado e possui uma ampla gama de aplicativos além de sua facilidade de aplicação na simulação de eventos de curto e longo prazo. Nesse contexto e também visando a comparação com os resultados obtidos por Mulungo (2012) para a mesma área de estudo optou-se pela utilização do HEC-HMS como modelo chuva-vazão.

### 3.4 HEC-HMS

Entre os modelos existentes, o HEC-HMS (Hydrological Engineering Center - Hydrologic Modeling System), que é considerado robusto e de fácil aquisição, já que é de acesso livre, vem sendo amplamente utilizado em estudos hidrológicos (NATARAJAN e RADHAKRISHNAN 2019). O modelo faz a simulação de séries temporais de vazão a partir de séries temporais de precipitação e foi desenvolvido com objetivo de simular o processo de chuva-vazão em bacias hidrográficas tanto rurais como urbanas (USACE, 2000).

O modelo HEC-HMS foi desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos, e é um modelo matemático discreto, concentrado, empírico/conceitual e determinístico. É um modelo simples e estabelece uma

relação entre a precipitação e o processo de escoamento. O modelo é utilizado na bacia hidrográfica e suas propriedades físicas são utilizadas como parâmetros de entrada. A seleção do modelo depende então das características da bacia hidrográfica e de sua forma. O modelo HEC-HMS pode ser aplicado a extensas áreas geográficas para resolver a maioria dos problemas hidrológicos (NATARAIAN e RADHAKRISHNAN, 2019). O modelo gera hidrogramas e informações referentes ao volume de deflúvio, vazão de pico e tempo de escoamento, com base nas simulações dos processos hidrológicos. Estas informações podem ser aplicadas em diversos estudos de drenagem urbana, previsão de vazões, impacto da urbanização, dimensionamento de vertedores em barragens, áreas de inundações, entre outros (USACE, 2010).

O modelo HEC-HMS realiza simulação tanto hidrológica quanto hidráulica considerando a bacia hidrográfica como um sistema interligado (GÜL et al. 2010). O escoamento superficial que está acontecendo na bacia hidrográfica é descrito em seis componentes principais, sendo eles: componente meteorológico, componente de perda, componente de escoamento direto, componente de fluxo de base, componente de roteamento e componente de reservatório. Para o desenvolvimento de um projeto de HEC-HMS, são necessários alguns principais elementos hidrológicos (sub-bacia, alcance, junção, reservatório, desvio, fonte e sumidouro) e sua conectividade que representa o movimento da água através do sistema de drenagem (ALI et al. 2011).

O gerenciador de especificações de controle é um dos principais componentes do projeto e é usado principalmente para controlar o intervalo de tempo da simulação. Como o primeiro elemento para computação é o componente meteorológico, que consiste em séries temporais de dados de precipitação e dados de evapotranspiração. Para a calibração, também é necessário um conjunto de séries temporais de dados de vazão observada. A outra entrada é a componente climatológica que consiste na evapotranspiração (ZOPE et al., 2017).

O processo geralmente empregado na modelagem com HEC-HMS é descrito na Figura 3. O HEC-HMS usa submodelos para representar cada componente do escoamento, incluindo modelos que calculam as perdas de chuva, geração de escoamento, fluxo de base e direcionamento do canal. Cada execução combina o modelo de bacia, o modelo de precipitação e o modelo de controle. O modelo de bacia contém a bacia e os parâmetros de roteamento do modelo, bem como dados de conectividade para a bacia. O modelo de precipitação contém os dados de precipitação para o modelo. E o modelo de controle contém todas as informações de tempo para simulação. O usuário pode especificar diferentes conjuntos de dados para cada

modelo e, em seguida, a simulação hidrológica é concluída usando o conjunto de dados para o modelo de bacia, modelo de precipitação e o modelo de controle (DU et al., 2012).

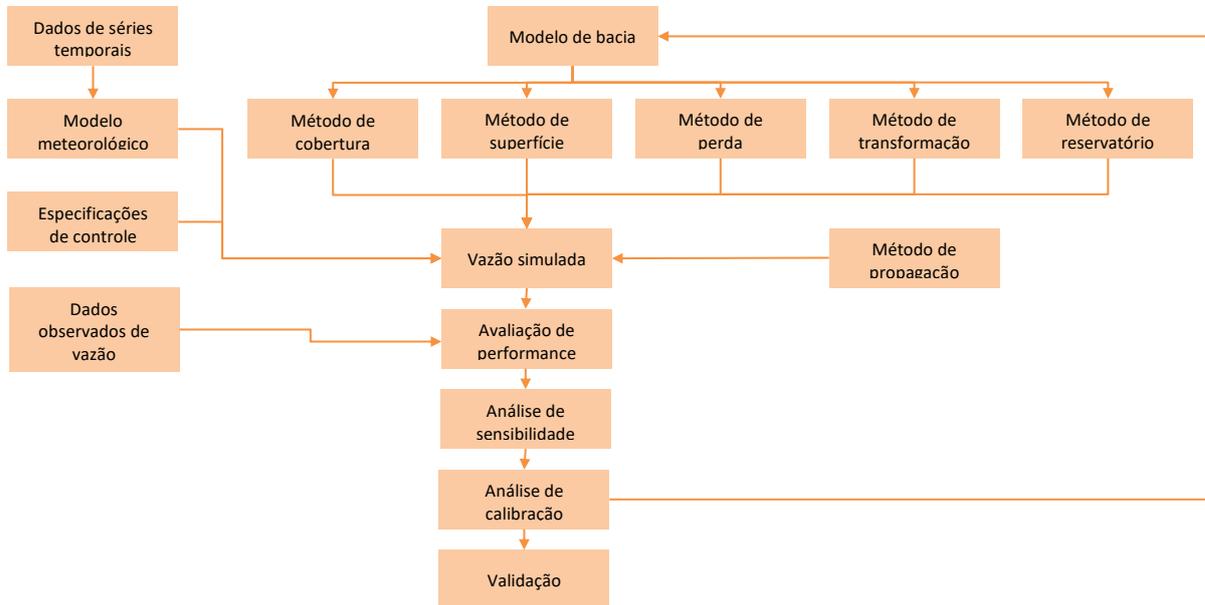


Figura 3 - Processo de modelagem com HEC-HMS. Adapto de Sarminingsib et al. (2019).

Com base no exposto acima, observa-se que apesar da análise do impacto da urbanização nas vazões ser um tópico amplamente discutido na América do Norte (WANG e HEJAZI, 2011; SUN et al., 2015; TRUDEAU e RICHARDSON, 2016) e Ásia (YOUPENG et al., 2010; ZOPE et al., 2017; ZHANG et al., 2018), ainda é um assunto pouco explorado no Brasil, principalmente sobre a perspectiva da análise da vazão mínima. Vindo esse estudo então, auxiliar no entendimento da lacuna científica referente aos efeitos observados no regime de vazões mínimas em bacias urbanizadas brasileiras, em especial bacias com escassez de dados fluviométricos.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio do Meio localiza-se em Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina (Figura 4). A ilha de Florianópolis localiza-se entre os paralelos de 27°10' e 27°50' de latitude sul e entre os meridianos de 48°25' e 48°35' de longitude oeste e possui uma população estimada pelo IBGE (2019) de 500.973 habitantes para o município. O sistema de drenagem natural da bacia é formado pelo Rio do Meio e seus afluentes. Com 3,63 km de extensão, o Rio do Meio tem sua nascente localizada a 362 m de altitude e o exutório a 2,30 m

acima do nível do mar, próximo ao manguezal do Itacorubi. A bacia possui área de 4 km<sup>2</sup>, com uma urbanização que se distribui de acordo com o relevo, mostrando áreas mais densamente habitadas próximas ao exutório em decorrência de um relevo mais plano.

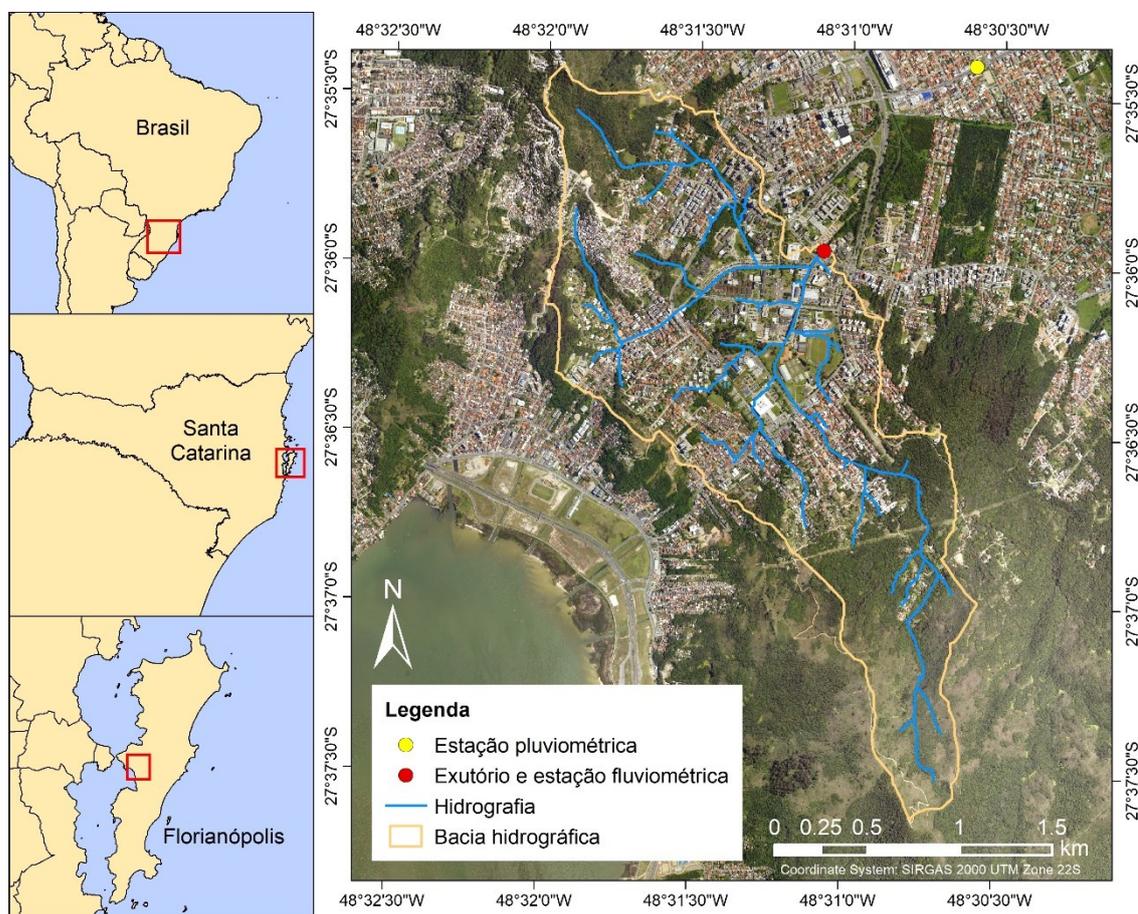


Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio do Meio.

A bacia hidrográfica do Rio do Meio, pertence à Unidade Territorial de Planejamento (UTP) do Itacorubi. A UTP do Itacorubi é uma das mais problemáticas da cidade, pelo fato de boa parte das ocupações e processo de impermeabilização do solo se encontrarem justamente nas áreas mais suscetíveis a inundações. Em função do seu relevo e de sua ocupação desordenada, a bacia teve seu tempo de concentração reduzido, o que também acaba por favorecer a ocorrência de inundações devido aumento da vazão de pico (SANTOS, 2003; KOBIYAMA et al., 2006a). Assim, a situação atual é a de convivência com as constantes enchentes e transbordamentos dos rios Itacorubi, Córrego Grande e do Meio (FLORIANÓPOLIS, 2009).

#### 4.1.1 Caracterização climática

O clima da região é do tipo subtropical e segundo a classificação de Köppen, é definido como mesotérmico úmido sem estação seca definida, com verões quentes e chuvas distribuídas durante todo o ano (Cfa). A umidade relativa do ar é alta, com média mensal oscilando em torno de 82%. O valor médio da insolação é de 2026 horas, representando 46% do total. A evapotranspiração média é de 1019 mm/ano, variando entre meses, de 107 mm em dezembro a 65 mm em junho (KOBAYAMA, 2006b). As temperaturas sofrem influência marinha, com baixa amplitude térmica anual (8,8°C) e diária (4,2°C) e conforme apresentado na normal climatológica na Figura 5, a temperatura média anual é de 20,9 °C, sendo julho o mês mais frio (médias de 16,4°C) e fevereiro o mês mais quente (médias de 25,1°C).

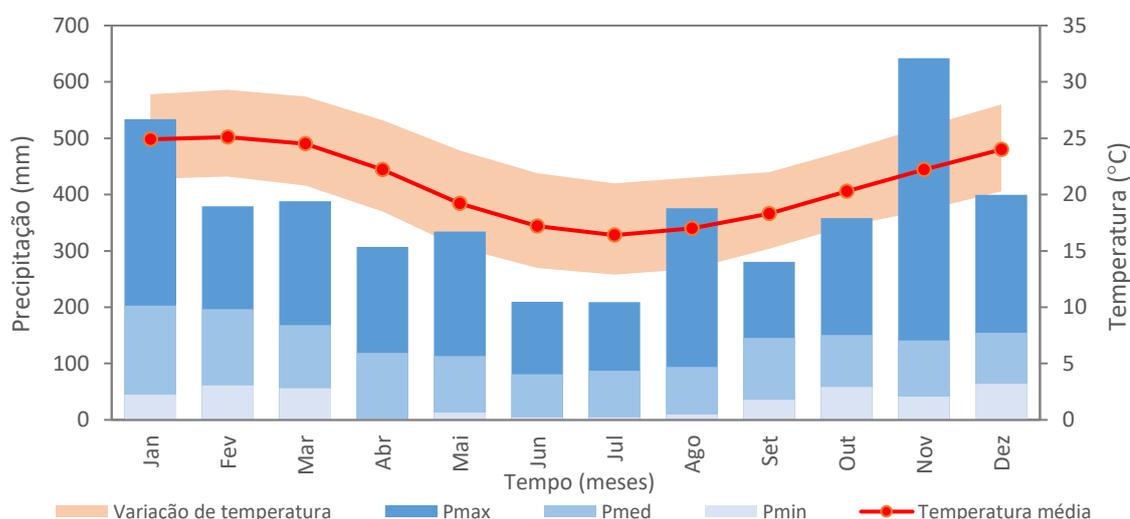


Figura 5 - Normal climatológica de temperatura e precipitação (1997 a 2020). Adaptado de EPAGRI (2021). Pmax, Pmed e Pmin se referem as precipitações máxima total mensal, média total mensal e mínima total mensal respectivamente.

Pode se observar ainda que a precipitação média total anual da região é de 1655 mm, sendo que 61% das precipitações ocorrem durante os meses de outubro a março, abrangendo as estações de primavera e verão. Conforme Herrmann (2000), as chuvas de verão costumam ser diárias e de pequena duração e grande intensidade, sendo as chuvas mais problemáticas para enchentes urbanas, já as chuvas do inverno que são geradas pela ação direta das frentes polares, se caracterizam por serem intermitentes durante dois ou mais dias. Estas frentes polares adentram a região em qualquer época do ano, sendo as responsáveis por mudanças bruscas do tempo. Além desses sistemas sazonais de circulação atmosférica, Cristo (2002) destaca que a região é afetada pelos episódios pluviais irregulares decorrentes do fenômeno El Niño que

provoca, em determinados períodos do ano, chuvas intensas que podem agravar a situação frente aos riscos naturais. Bem como de La Niña, que favorece a ocorrência de anos secos, com distribuição de precipitação abaixo da média anual (RECH et al., 2022).

#### 4.1.2 Caracterização física

A bacia hidrográfica do Rio do Meio possui suas nascentes no Maciço da Costeira, pertencentes às elevações rochosas da Unidade Geomorfológica Serras do Leste Catarinense, estando disposta de forma subparalela, orientada predominante no sentido de nordeste para sudeste, apresentando menores elevações em direção ao mar (FLORIANÓPOLIS, 2004). A bacia do Campus é constituída de duas unidades geomorfológicas. A maior parte representada por granitos e granodiotritos, já a planície sedimentar é constituída por sedimentos argilo-silítico-arenosos (SIERRA e LEDO, 1998).

A vegetação é secundária no estágio de capoeirão, com vegetação classificada pelo Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico (2009) como sendo de capoeira nas bordas do Morro da Cruz e de fragmentos de capoeirinha em morros adjacentes. Existem também remanescentes da floresta ombrófila densa em condição primária. A inclinação acentuada entre as planícies e as encostas presentes nas regiões adjacentes ao Campus, forma uma grande quantidade de vertentes com córregos e quedas d'água, que geram pequenos cursos d'água, dependentes do regime pluviométrico (FLORIANÓPOLIS, 2009). A área de estudo possui uma abrangente diversidade de espécies e condicionantes ambientais por situar-se entre morros onde a vegetação da mata atlântica vem sendo devastada devido a ocupações irregulares. A mata atlântica, apesar da devastação, pode ainda ser encontrada em pequena parcela disseminada e em grande proporção no Horto Florestal no bairro Córrego Grande. Já áreas de mangue, banhado e áreas inundáveis concentram-se no bairro Santa Mônica.

Conforme apresentado na Figura 6, a altitude local varia de 442 m, no ponto mais elevado, a 2,3 m acima do nível do mar no exutório. Grande parte de seu relevo é classificado como fortemente ondulado, com declividade média de 26,3%, e a região do campus universitário da UFSC, e parte do bairro vizinho, Trindade, possuem relevo predominantemente plano, com declividade inferior a 3%. A pedologia local, segundo consta no Atlas do Município (2004), é composta por solos Argisolos Vermelho-Amarelos Alíticos e Gleisolos Eutróficos, os quais são predominantes na área de estudo. Os Argisolos são constituídos por material mineral que apresentam migração de argila do horizonte A para o B, criando um gradiente textural entre esses horizontes, onde o A fica mais arenoso, e o B mais argiloso. A espessura desses solos é

de, aproximadamente, 1,5 m e quando desprovidos de vegetação possuem fragilidade à erosão (HERRMANN, 1989). Os Gleisolos, por sua vez, são solos hidromórficos compostos por material mineral desenvolvidos de sedimentos recentes não consolidados, de constituição argilosa, argilo-arenosa e arenosa. Contêm solos mal ou muito mal drenados e, devido à presença do lençol freático próximo à superfície durante determinado período do ano, esses tipos de solo possuem características resultantes da influência do excesso de umidade permanente ou temporária (AGEITEC, 2017).

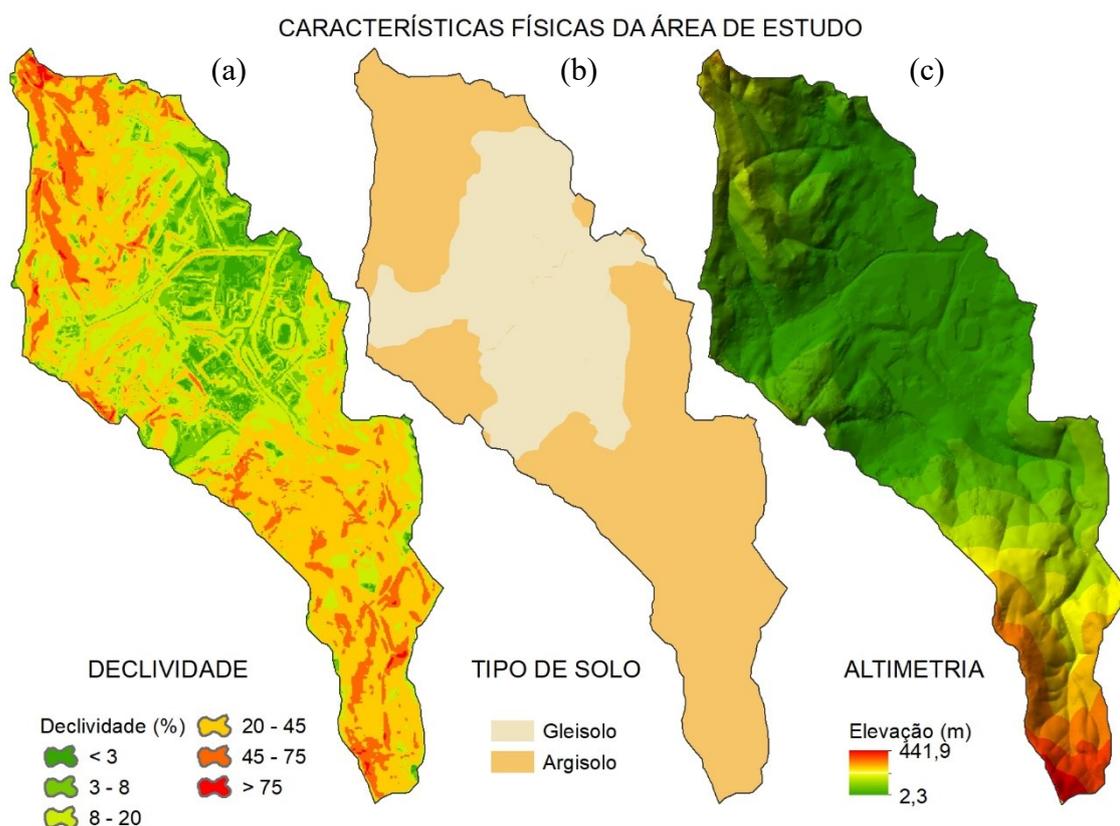


Figura 6 - Imagens de caracterização física da bacia: declividade (a), tipos de solo (b) e elevação (c).

#### 4.1.3 Caracterização hidrológica

O canal principal da bacia hidrográfica é um tributário do Rio Três Córregos, que deságua na Baía Norte. Dentro dos limites da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), o curso d'água ganha o nome de Rio do Meio (KOBİYAMA, 2006a). O Rio do Meio recebe afluentes até sua foz na Baía Norte pelo mangue do Itacorubi. Segundo a classificação de Strahler o rio é de quarta ordem e ganha essa classificação ao receber a contribuição do Rio Carvoeira. Conforme pode-se observar na Figura 7 as principais unidades de contribuição são Rio Eletrosul, Rio Pantanal, Rio César Ceara, Rio Carvoeira e Rio Serrinha que formam os

cinco afluentes do Rio do Meio que atravessa toda extensão do Campus da UFSC e delimitam suas respectivas sub-bacias. Os rios possuem suas nascentes nas encostas do maciço central e em morros adjacentes, são rios efêmeros nas cabeceiras e depois perenes e a maioria dos canais de drenagem é canalizada.

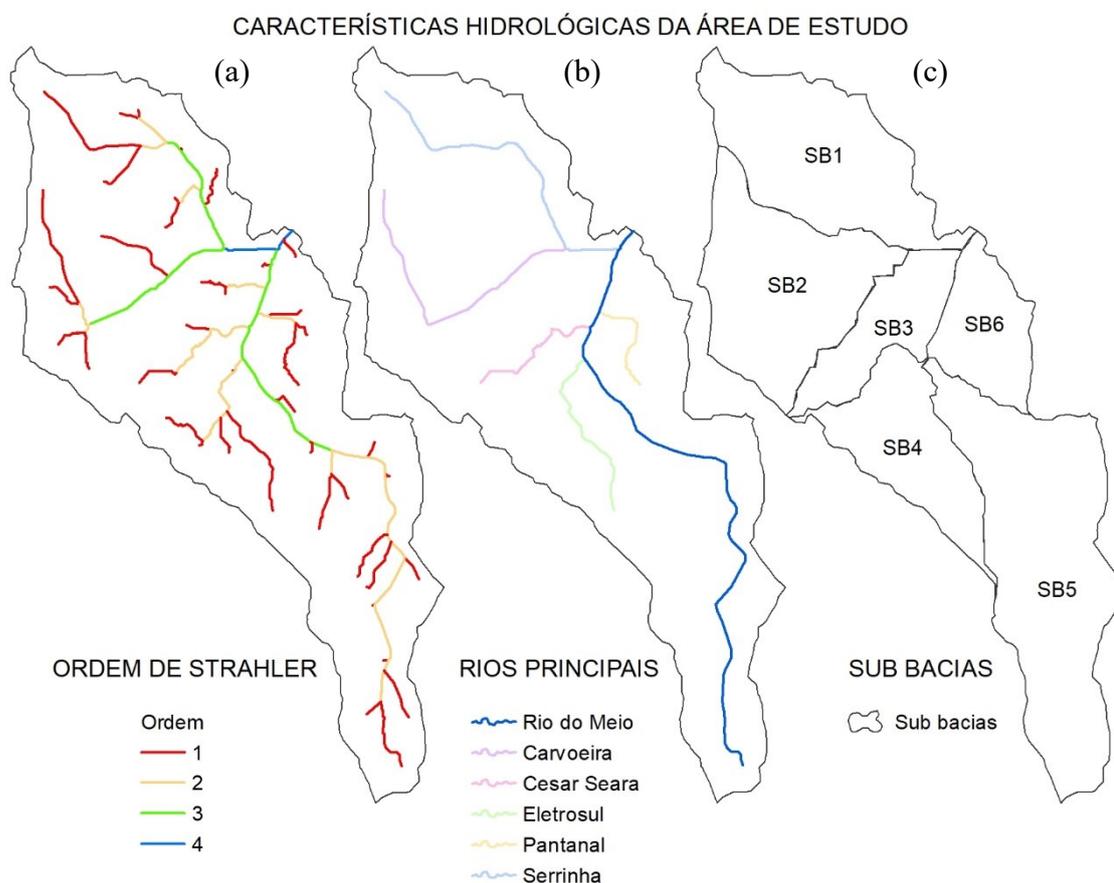


Figura 7 - Hidrografia da área de estudo: ordem Strahler (a), rios principais (b) e sub-bacias (c), sendo SB1 a sub-bacia do Rio Serrinha, SB2 a sub-bacia do Rio Carvoeira, SB3 a sub-bacia do Rio Cesar Seara, SB4 a sub-bacia do Rio Eletrosul, SB5 a sub-bacia do Rio do Meio e SB6 a sub-bacia do Rio Pantanal.

De acordo Gava e Finotti (2012), seu principal curso d'água possui 3,59 km de extensão e se divide em dois segmentos distintos. Um trecho superior íngreme (0,154 m/m) com aproximadamente 2,85 km de extensão, constituído por trechos naturais, e trechos modificados na porção mais próxima da parte urbanizada no qual já se percebe o lançamento de águas pluviais e de esgoto sanitário. E um trecho inferior, dentro do Campus UFSC, caracterizado por uma baixa declividade (0,013 m/m) e o canal passa a ter uma seção retangular, revestida de alvenaria em pedra, e vários pontos de lançamento de águas pluviais.

Ao entrar no Campus da universidade o rio é canalizado com talude de 2 m de altura em média e largura de base variando entre 5 e 7 m. Nesse trecho canalizado a única ocupação é dada pela universidade e pode-se identificar o leito menor, porém o leito maior já não é

possível de identificação e as construções não respeitam os 30 m de distância do curso d'água conforme estabelecido pelo código florestal brasileiro. O rio segue canalizado até ao ponto do Hospital Universitário (Figura 8 a, b, c), onde volta a ter seu leito natural coberto por mata ciliar. À direita do rio encontra-se mata atlântica preservada, enquanto o leito esquerdo está desmatado. Na continuação deste trecho o rio atravessa a avenida Beira-Mar (Figura 8 f) e segue no sentido do manguezal do Itacorubi (Figura 8 d) passando ao lado do Shopping Villa Romana (Figura 8 e). A ocupação nesta área final é de baixa densidade, com shopping ao lado direito a avenida ao lado esquerdo (GESSER, 2017).



Figura 8 - Caracterização do Rio do Meio e suas margens. Adaptado de Santana, et al. 2022.

#### 4.1.4 Uso da terra e a urbanização local

Conforme mostra a Figura 9, a densidade habitacional na região varia de 3 a 21 mil habitantes por quilômetros quadrados, considerando somente a população residente na área. Atualmente a urbanização se distribui de acordo com o relevo, mostrando áreas mais

densamente habitadas próximas às áreas planas, com edificações e áreas pavimentadas, representando em conjunto aproximadamente 35% da área total da bacia.

Pode-se observar áreas urbanas em expansão, como os bairros da Trindade, Carvoeira, Serrinha e Pantanal e algumas áreas de vegetação em estado avançado de recuperação. Pelo uso da terra, esta bacia é considerada como bacia urbana (KOBAYAMA, 2006b).

A diversidade de usos aparece com maior foco no eixo principal de cada bairro. Os bairros se caracterizam pelo uso de residenciais unifamiliares com maior intensidade e, multifamiliares no bairro Trindade e Carvoeira, o que atualmente vem se intensificando na região da Serrinha devido ao intenso interesse imobiliário com a população universitária e modificações aportadas ao Plano Diretor de Urbanismo - PDU (2014) de Florianópolis.

Desta, como pode-se observar também na Figura 9 no zoneamento do plano diretor a predominância residencial nos bairros vizinhos ao Campus, possuindo no eixo principal de cada bairro intenso comércio e poucas edificações de uso misto.

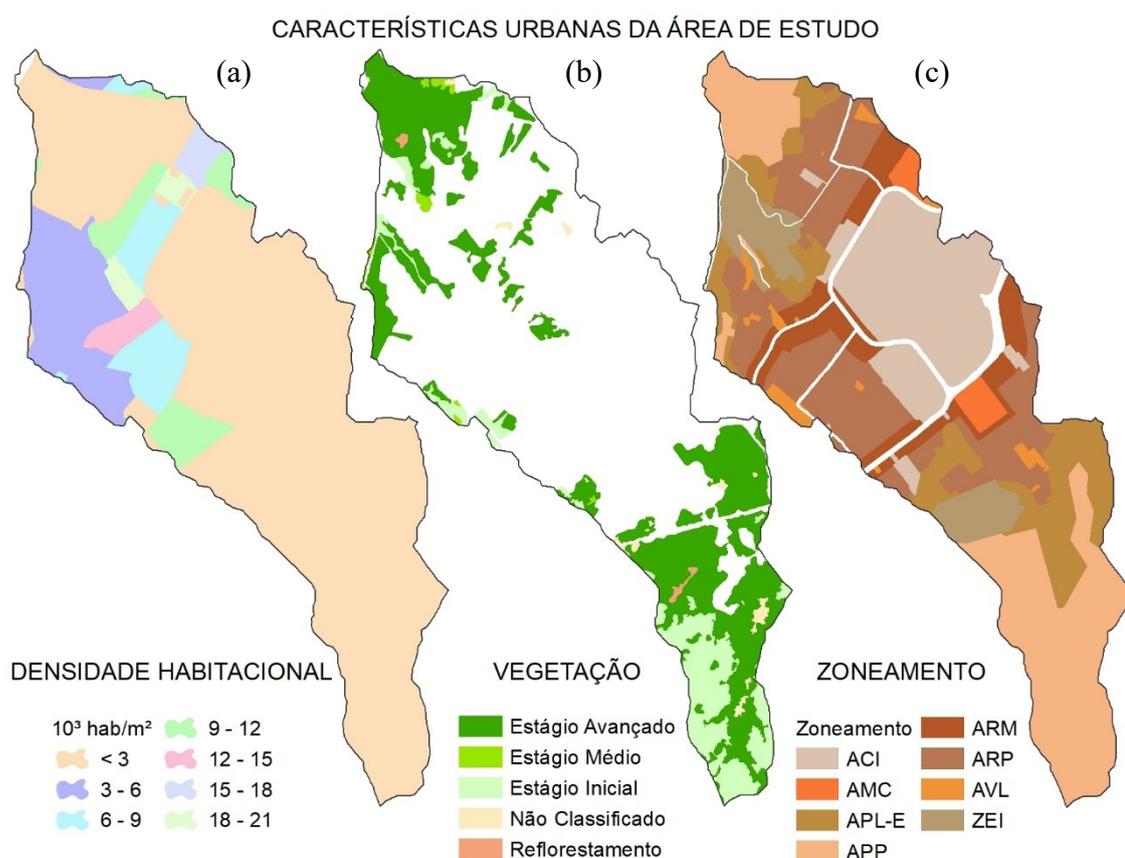


Figura 9 - Caracterização urbana: densidade habitacional (a) de acordo com IBGE (2010), massas de vegetação (b) conforme PMF (2014) e zoneamento do plano diretor (c) conforme LABURB (2019). Sendo que ACI são as áreas comunitárias institucionais, AMC são as áreas mistas centrais, APL-E são áreas de preservação com uso limitado de encosta, APP são áreas de preservação permanente, ARM são áreas residenciais mistas, ARP são áreas residenciais predominantes, AVL são áreas verdes de lazer e ZEI são zonas de interesse social.

Além da predominância residencial, a área de estudo é abastecida por uma grande mancha de edificações institucionais de grande importância como Universidade, Celesc, Escolas, Polícia Militar, Creches e em maior quantidade igrejas que se estendem para as vias locais dos bairros. A grande circulação de pessoas na região impulsiona o processo de urbanização, e se observa um déficit na cobertura da rede coletora de esgoto sanitário nas comunidades do entorno. E analisando a mancha de áreas verdes observa-se poucos espaços apropriados e de qualidade para o lazer, mas ainda assim em decorrência dos aspectos ambientais preserva-se alguns caracteres naturais, mas grande parte influenciado pela ocupação.

## 4.2 FLUXOGRAMA METODOLÓGICO

O fluxograma apresentado na Figura 10 resume os principais processos que foram realizados para o desenvolvimento desta dissertação. Em cada parte do trabalho, diferentes softwares foram utilizados, sendo eles Google Earth Engine (GEE) para classificação do uso da terra, ArcGIS para delimitação das bacias hidrográficas e obtenção de informações geográficas e HEC-HMS para modelagem hidráulico-hidrológica.

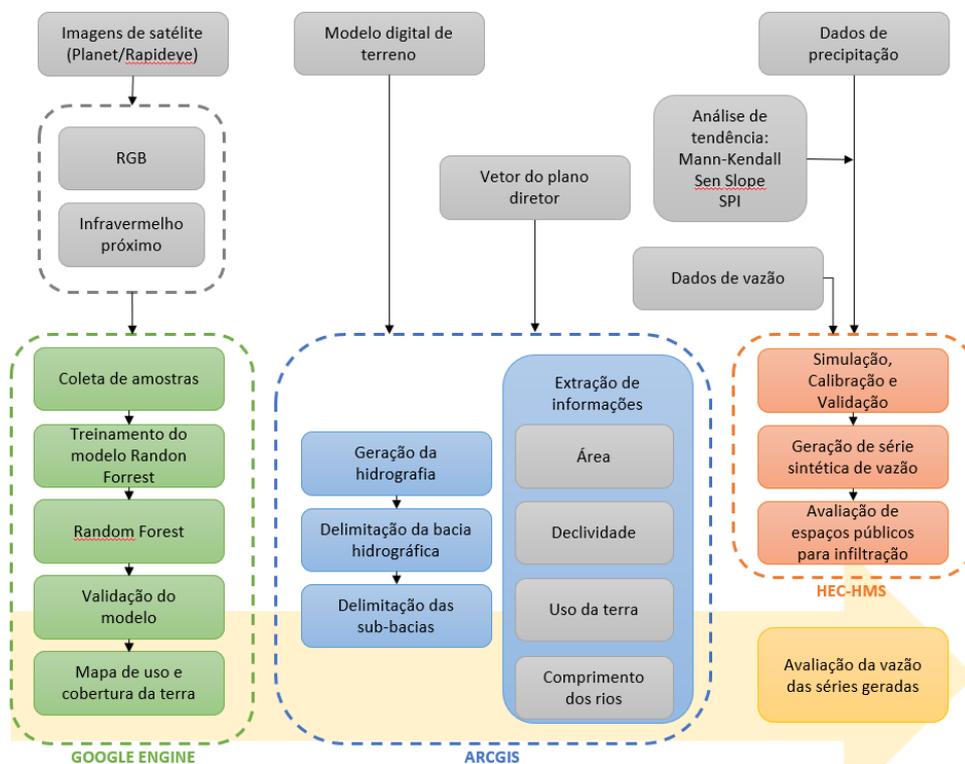


Figura 10 - Fluxograma com os principais processos metodológicos a serem realizados. As caixas em cinza se referem aos dados de entrada.

A metodologia dessa pesquisa consistiu inicialmente, na obtenção de dados base, como dados fluviométricos, pluviométricos, imagens de satélite e modelo digital de elevação. As imagens de satélite foram processadas na plataforma GEE para obtenção de cenários distintos de uso da terra, para os anos de 2009 e 2019. A análise ambiental por meio da plataforma Google Earth Engine vem mostrando-se altamente relevante para identificar as potencialidades e vulnerabilidades ambientais além de possibilitar a realização de múltiplas análises para uma mesma área no menor tempo e custo possível. Já no software *ARCGIS 10.5*, realizou-se o processamento das informações geográficas, tais como o georreferenciamento e delimitação e caracterização da bacia hidrográfica, com o levantamento de informações de área, declividade e comprimento do rio principal.

De posse de todos os dados alcançados nas etapas anteriores, fez-se a realização da modelagem hidráulico-hidrológica para o processo chuva-vazão por meio do software *HEC-HMS 4.2.1*, que além de ser gratuito, possui como grande vantagem, a utilização de modelos separados para cada componente do processo de transformação da chuva em vazão na bacia hidrográfica o qual abrange a maioria das etapas do ciclo hidrológico previstas no processo. E a fim de que as séries sintéticas de vazões apresentassem maior confiabilidade frente a realidade, os procedimentos de calibração e validação foram realizados para os parâmetros do modelo adotado. Por fim, fez-se um comparativo entre as séries sintéticas obtidas para os diferentes cenários de urbanização, a fim de evidenciar ou não o impacto da urbanização no regime fluviométrico, em especial nas vazões mínimas. A necessidade de geração de séries sintéticas é devido ao pequeno tempo de observação na estação do Rio do Meio (Quadro 4). Esses dados foram usados na calibração e validação do modelo. Por fim, através de modelagem avaliou-se um cenário hipotético futuro com o aumento da urbanização conforme o zoneamento do plano diretor e também um cenário onde avaliou-se se a adoção de espaços para aumento da infiltração das águas impactará o regime de vazões.

### 4.3 MATERIAIS

As principais características dos dados utilizados neste trabalho são apresentadas do Quadro 4. Para obtenção dos dados de precipitação analisou-se as estações pluviométricas próximas à área de estudo e optou-se pela utilização dos dados da estação pluviométrica da Epagri, localizada no bairro Itacorubi (a 1,3 km do exutório - Figura 4). Os dados foram obtidos por meio de ofício enviado à empresa, que disponibilizou a série histórica para valores totais diários provenientes das estações convencional e automática do posto de medição.

Quadro 4 - Resumo dos dados de entradas a serem utilizados na pesquisa.

Dado	Tipo	Fonte	Período	Resolução
Imagens de satélite	Dado matricial	PLANET (planet.com/explorer/)	2009 - 2019	5 m
Modelo digital de terreno	Dado matricial	PMF (geo.pmf.sc.gov.br/)	2010	5 m
Zoneamento do plano diretor	Dado vetorial	LABURB-UFSC (laburb.paginas.ufsc.br)	2014	-
Precipitação	Série tabular	EPAGRI (ofício)	1995 - 2021	Diário
Vazão	Série tabular	NEA/LAUTEC (http://neagua.ufsc.br/)	2017 - 2018	Diário

Para os dados fluviométricos, o Núcleo de Estudos da Água (NEA) coordenou o Programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), onde fez-se a medição de nível em 7 pontos de monitoramento da bacia hidrográfica do Rio do Meio através de sensores. Para a presente pesquisa foram utilizados dos dados coletados na estação do exutório da bacia, visto que para esse ponto há também disponível a curva chave da seção fluviométrica.

#### 4.3.1 Análise de dados de precipitação

No tocante à análise dos dados, foram utilizadas técnicas de estatística descritiva que, de acordo com Lobato et al. (2018), são importantes ferramentas de análise exploratória para variáveis como a precipitação pluviométrica. Estatísticas como média e coeficiente de variação, além de técnicas gráficas forneceram elementos importantes de apoio à tomada de decisão no tocante ao comportamento da precipitação pluviométrica registrada. Além disso fez-se a análise de tendência da precipitação e calculou-se o índice de precipitação normalizada (SPI), com o objetivo de observar se houve ou não variação ao longo do tempo da precipitação na bacia em estudo. Isso, por sua vez, teve como intuito verificar se o comportamento da precipitação ao longo do tempo está atuando como uma variável para a modificação no regime de vazões, afim de que os resultados obtidos com uso e ocupação da terra não sejam acobertados por tal variável.

##### 4.3.1.1 Análise de tendência

###### 4.3.1.1.1 Teste de Mann-Kendall e estimador de magnitude de Sen

A análise de tendência dos dados de precipitação foi feita utilizando o teste de Mann-Kendall (MK) (MANN, 1945; KENDALL, 1970), que tem sido amplamente usado para

detectar tendências em séries de tempo hidrológicas (RAZIEI et al., 2014; FARHANGI et al., 2016; JAVARI, 2016, SALEHI et al., 2019). Também é amplamente utilizado na ciência ambiental porque é simples, robusto e pode lidar com valores ausentes e valores abaixo do limite de detecção.

A hipótese nula para este teste é que não há tendência, e a hipótese alternativa é que há uma tendência no teste bilateral ou que há uma tendência ascendente (ou tendência descendente) no teste unilateral. Para a série temporal o teste MK usa a seguinte estatística (Equação 1):

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sign}(x_j - x_i) \quad (\text{Equação 1})$$

Observando que, se  $S > 0$ , as observações posteriores na série temporal tendem a ser maiores do que aquelas que aparecem no início da série temporal, enquanto o inverso é verdadeiro se  $S < 0$ . A variância de  $S$  é dada por (Equação 2):

$$\text{var} = \frac{1}{18} \left[ n(n-1)(2n+5) - \sum_t f_t(f_t-1)(2f_t+5) \right] \quad (\text{Equação 2})$$

onde  $t$  varia ao longo do conjunto de classificações empatadas e  $f_t$  é o número de vezes (ou seja, frequência) que a classificação  $t$  aparece.

O Teste MK usa a seguinte estatística de teste (Equação 3):

$$z = \begin{cases} (S - 1)/se & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ (S + 1)/se & S < 0 \end{cases} \quad (\text{Equação 3})$$

onde  $se$  é a raiz quadrada de  $var$ .

Os valores  $Z$  negativos e positivos mostram tendências para baixo e para cima, respectivamente. Existe uma tendência quando uma diminuição ou aumento foi estatisticamente significativo no nível de  $p < \alpha$ .

O teste de MK mostra a existência e direção da tendência, entretanto, não é possível mostrar a magnitude da tendência. Dessa forma em conjunto com o teste de Mann-Kendall, o estimador de inclinação de Sen que calcula a inclinação (ou seja, a taxa de mudança linear) foi utilizado para detectar a magnitude na série temporal de precipitação.

Para o conjunto de pares  $(i, x_i)$ , onde  $x_i$  é uma série temporal. A inclinação de Sen é definida como (Equação 4):

$$\text{Inclinação de Sen} = \text{Mediana} \left\{ \frac{x_j - x_i}{j - i} : i < j \right\} \quad (\text{Equação 4})$$

Um intervalo de confiança  $1 - \alpha$  para a inclinação de Sen pode ser calculado como (Equação 5):

$$N = C(n, 2) \quad (\text{Equação 5})$$

$$k = se \cdot z_{crit}$$

$$\text{inferior} = x_{(N-k)/2}$$

$$\text{superior} = x_{(N+k)/2+1}$$

onde  $N$  é o número de pares de elementos da série temporal  $(x_i, x_j)$  onde  $i < j$  e  $se$  é o erro padrão para o teste de Mann-Kendall.

#### 4.3.1.2 Índice de precipitação normalizada (standardized precipitation index – SPI)

O SPI, que quantifica o excesso ou o déficit de chuva, acumulados em diferentes escalas de tempo, foi calculado após a aplicação do teste t-Student para a escala mensal, trimestral, semestral e anual, a partir dos dados de precipitação mensal de 1997 a 2020. Tendo sido feito inicialmente o ajuste da função densidade de probabilidade, estimada pela distribuição Gama, aos dados de precipitação mensal e anual. Em seguida, a probabilidade acumulada de ocorrência de cada precipitação foi calculada e aplicou-se a função normal inversa (Gaussiana) à essa probabilidade, resultando no SPI. A função densidade de probabilidade Gama é definida como (Equação 6):

$$g(x) = \frac{1}{\beta\alpha\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-x/\beta} \text{ para } x > 0 \quad (\text{Equação 6})$$

onde  $\alpha > 0$  é um parâmetro de forma da distribuição Gama;  $\beta > 0$  é um parâmetro de escala da distribuição Gama;  $x$  é a quantidade de precipitação; e  $\Gamma(\alpha)$  é a função Gama.

Os parâmetros da função densidade de probabilidade Gama são estimados a partir do método da máxima verossimilhança (THOM, 1958), para a escala de tempo. Então, são obtidos (Equação 7):

$$\begin{aligned}\tilde{\alpha} &= \frac{1}{4A} \left( 1 + \sqrt{1 + \frac{4A}{3}} \right) && \text{(Equação 7)} \\ \tilde{\beta} &= \frac{\bar{x}}{\tilde{\alpha}} \\ A &= \ln(\bar{x}) - \frac{\sum \ln(x)}{n}\end{aligned}$$

onde  $n$  é o número de observações em que uma precipitação ocorre; e  $\bar{x}$  é, para um dado mês, a média da precipitação calculada para todos os mesmos meses na série histórica registrada.

Os parâmetros resultantes são usados para encontrar a probabilidade acumulada de precipitação. A probabilidade acumulada, com  $t = x/\beta$ , torna-se a função Gama (Equação 8) incompleta (WU et al., 2005):

$$G(x) = \int_0^x g(x) dx = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^x t^{\alpha-1} e^{-t} dt \quad \text{(Equação 8)}$$

Visto que a função Gama é indefinida para  $x = 0$  e a distribuição de precipitação pode conter zeros, a probabilidade acumulada torna-se (Equação 9):

$$H(x) = q + (1 - q) G(x) \quad \text{(Equação 9)}$$

onde  $q$  é a probabilidade de ocorrência de precipitação igual a zero, sendo  $q = m/a$ , com  $m$  igual ao número de observações com precipitação zero; e  $a$  o número de observações com chuva maior que zero.

$H(x)$  é então transformada em uma variável normal  $Z$  pela aproximação (Equação 10):

$$Z = SPI = - \left( t - \frac{c_0 + c_1 t + c_2 t^2}{1 + d_1 + d_2 t^2 + 3t^3} \right) \text{ para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (\text{Equação 10})$$

$$Z = SPI = + \left( t - \frac{c_0 + c_1 t + c_2 t^2}{1 + d_1 + d_2 t^2 + 3t^3} \right) \text{ para } 0,5 < H(x) < 1$$

sendo  $c_0 = 2,515517$ ,  $c_1 = 0,802853$ ,  $c_2 = 0,010328$ ,  $d_1 = 1,432788$ ,  $d_2 = 0,189269$ ,  $d_3 = 0,001308$ , e  $t$  dado por (Equação 11):

$$t = \sqrt{\ln \left( \frac{1}{(H(x))^2} \right)} \text{ para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (\text{Equação 11})$$

$$t = \sqrt{\ln \left( \frac{1}{(1-H(x))^2} \right)} \text{ para } 0,5 < H(x) < 1$$

O valor do SPI indica o número de desvios padrão acima e abaixo do qual um valor, no caso, a precipitação anual, se encontra em relação à média. A classificação dos valores SPI foi considerada segundo Fernandes et al. (2009) conforme a Tabela 1:

Tabela 1 - Classificação do índice SPI entre extremamente seco e extremamente úmido.

SPI	Classificação
> 2,00	Extremamente úmido
1,00 a 1,99	Muito úmido
0,50 a 0,99	Moderadamente úmido
0,49 a -0,49	Próximo ao normal
-0,50 a -0,99	Moderadamente seco
-1,00 a -1,99	Muito seco
< -2,00	Extremamente seco

#### 4.3.2 Cenários de uso e ocupação da terra

Em função da área de estudo ser uma área muito pequena e devido a limitação de imagens com maior resolução espacial em períodos diferentes para essa área, fez-se uso dos produtos disponíveis no programa de educação e pesquisa da plataforma Planet, que possui imagens disponíveis com resolução de 5 metros. Para avaliação do avanço da urbanização na área de estudo avaliou-se então as imagens disponíveis no banco de dados e optou-se pela utilização de imagens dos anos 2009 e 2019, compreendendo então um período de 10 anos, que era o período com imagens disponíveis para a bacia hidrográfica. Como cenário hipotético

futuro optou-se pela adequação da área de estudo conforme descrição obtida na lei complementar nº482/2014 que institui o plano diretor de urbanismo do município de Florianópolis.

Através do editor de código online da plataforma Google Earth Engine foi elaborado um script, utilizando a linguagem de programação JavaScript. Inicialmente, as amostras foram coletadas utilizando pixels, representando as classes informacionais que, no mapeamento da região, foram utilizadas: urbano (1), vegetação densa (2) e vegetação rasteira (3). As classes de uso e cobertura da terra foram definidas considerando o tipo de ocupação preponderante e os pontos amostrais foram selecionados visualmente, buscando serem representativos de cada classe. As amostras coletadas, foram separadas em dois conjuntos de dados independentes: treinamento (70%) e teste (30%).

Na etapa de treinamento se trabalhou dentro do GEE com a importação das imagens Rapideye/Planet utilizando as bandas B1, B2, B3 e B5, que se referem às bandas do visível e do infravermelho próximo. As informações das imagens utilizadas constam na Tabela 2. No processo de classificação supervisionada foi utilizado o classificador Random Forest, neste classificador a quantidade de vezes que o processo é executado e as chances de resultados baseados em todas as bandas, se ‘verdadeiro’, é maior (ADAM et al., 2014).

Tabela 2 - Informações referente as imagens de satélite utilizadas para classificação.

<b>Informação</b>	<b>Imagem 1</b>	<b>Imagem 2</b>
Data	01/07/2009	10/06/2019
Fonte	RapidEye Ortho Tile	RapidEye Ortho Tile
Distância da amostra terrestre	6,5 m	6,5 m
Resolução do pixel	5 m	5 m
Satélite	RapidEye-5	RapidEye-3
Ângulo off-nadir	6,6°	0,1°
Elevação do sol	36,3°	30,1°
Sol azimute	21,5°	35,8°
Controle de solo	Verdadeiro	Verdadeiro
Percentual de nuvem	0%	3%

O classificador Randon Forest foi utilizado para classificar todo o mosaico e gerar o mapa de uso e cobertura da terra para a área de estudo. A qualidade das classificações dos mapas obtidos foi avaliada por meio do Índice de Kappa, Acurácia Geral, Acurácia do Produtor e Acurácia do Usuário, obtidos por meio da Matriz Confusão, todos gerados automaticamente no script utilizado. Para o índice Kappa foram utilizados os parâmetros de desempenho estabelecidos na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação do desempenho conforme valor do índice Kappa. Adaptado de Landis e Koch (1977).

<b>Valor do índice Kappa</b>	<b>Desempenho</b>
0 – 0,20	Mínimo
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Moderado
0,61 – 0,80	Forte
0,81 – 1,0	Excelente

Para adequação do cenário futuro verificou-se a descrição de cada zona pertencente a área de estudo e classificou-as conforme as classes adotadas de uso da terra. Dessa forma as zonas ACI (áreas comunitárias institucionais), AMC (áreas mistas centrais), ARM (áreas residenciais mistas), ARP (áreas residenciais predominantes) e ZEI (zonas de interesse social) foram classificadas como uso urbano, as zonas APL-E (áreas de preservação com uso limitado de encosta) e AVL (áreas verdes de lazer) como vegetação rasteira e a zona APP (áreas de preservação permanente) como vegetação densa.

Após recorte dos cenários de uso e ocupação no formato do vetor da bacia hidrográfica, fez-se o cálculo de área referente a cada classe e exportou-se a tabela de atributos para avaliação dos valores no software Excel.

### 4.3.3 Modelagem hidráulico-hidrológica

A metodologia empregada para determinar a relação chuva-vazão consistiu em quatro etapas: simular hidrograma sintético, compará-lo com o respectivo hidrograma observado, otimizar os parâmetros de simulação e por fim validar o modelo. A simulação de hidrograma sintético foi a etapa que envolveu o maior número de tarefas. Primeiro, buscou-se a aquisição de dados pluviométricos da bacia e posteriormente o modelo digital de elevação (MDE), juntamente com o Sistema de informação Geográfica (SIG), através do software ArcGis, foram empregados na obtenção de informações morfológicas e hidrográficas.

Para simulação inicial do hidrograma sintético, após obter o mapa da bacia do Rio do Meio e subdividi-la em 6 sub-bacias, procedeu-se a elaboração do modelo hidrológico utilizando o HEC-HMS. Um modelo hidrológico no HEC-HMS abrange quatro componentes: *time series data*, *basin model*, *meteorologic model* e *control specification*. Dentre estes, o componente mais importante é *basin model*, pois é através dele que se define a representação física da bacia. A Figura 11 ilustra os elementos hidrológicos inseridos no modelo para desempenhar tal representação: 6 sub-bacias e 5 junções e 1 *sink* (exutório).

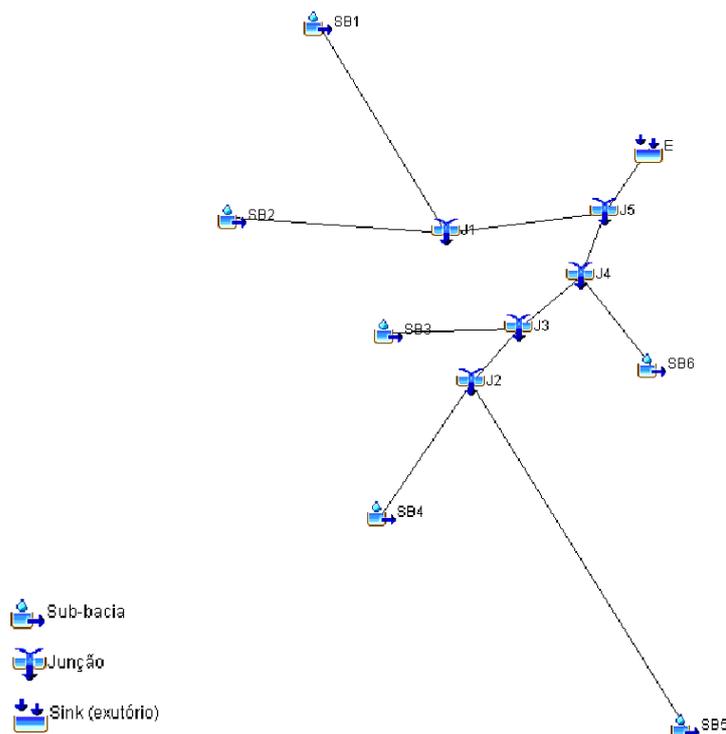


Figura 11 - Representação da bacia hidrográfica do Rio do Meio e suas respectivas sub-bacias no HEC-HMS,

Dentro do elemento *subbasin*, é necessário definir 3 módulos (perdas, transformação e fluxo de base), cada um contendo diversos métodos de cálculo. O motivo para escolha destes métodos se deve ao fato de envolverem conceitos amplamente encontrados na literatura e as opções escolhidas para cada um foram respectivamente:

- Déficit e Perda Constante (Deficit and Constant) para perdas;
- Hidrograma Unitário do SCS (SCS Unit Hydrograph) para transformação; e
- Método da Recessão (Recession) fluxo de base.

O método de déficit e perda constante considera que, em períodos prolongados de ausência de chuva, o solo regenera suas características, para tal o déficit de umidade é calculado continuamente como o volume de captação inicial menos volume de precipitação mais volume de recuperação durante os períodos sem precipitação. Dessa forma a perda inicial, a taxa de perda constante e o armazenamento máximo da bacia foram especificados como dados iniciais.

A taxa de perda constante pode ser vista como a capacidade máxima de infiltração dos solos. Skaggs e Khaleel (1982) trazem que para solos com pouco conteúdo orgânico e solos geralmente ricos em argila essa taxa pode variar entre 1,27 e 3,81 mm/h. Dessa forma adotou-se para as sub-bacias o valor inicial de 1,27 mm/h.

Para o cálculo do armazenamento máximo utilizou-se a metodologia do SCS conforme a Equação 12. E como déficit inicial adotou-se 20% do armazenamento máximo para cada sub-bacia.

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (\text{Equação 12})$$

onde  $S$  é armazenamento máximo (mm) e  $CN$  é o *curve number*;

O método de transformação dos dados de precipitação efetiva em vazão do hidrograma unitário do SCS utiliza um hidrograma sintético que relaciona a precipitação observada na bacia hidrográfica com a vazão por meio do *lagtime*, ou seja, o atraso da bacia, definido como a diferença de tempo entre o centro de massa da chuva excedente e o pico do hidrograma unitário.

Para estimação do *lagtime* de cada sub-bacia adotou-se a relação proposta por Ponce (1989) de 60% do tempo de concentração. E como método para cálculo do tempo de concentração utilizou-se a Equação 13, referente ao método de Kirpich.

$$Tc = 3,989 \frac{L^{0,77}}{S^{0,385}} \quad (\text{Equação 13})$$

onde  $Tc$  é tempo de concentração (min),  $L$  é comprimento do rio principal (km) e  $S$  é a declividade média.

O modelo de recessão, empregado no fluxo de base, é utilizado para aproximar o comportamento típico observado em bacias hidrográficas quando o fluxo do canal recua exponencialmente após um evento. Este método é destinado principalmente para simulação de eventos isolados, no entanto, o HEC-HMS possui a capacidade de reiniciar automaticamente após cada evento de tempestade e, conseqüentemente, permitindo a utilização do modelo para simulação contínua, como foi o caso desse estudo. Matematicamente o método pode ser expresso por (Equação 14):

$$Q_t = Q_0 \cdot k^t \quad (\text{Equação 14})$$

onde é vazão em um instante de tempo  $t$  ( $m^3/s$ ),  $Q_0$  é a vazão inicial ( $m^3/s$ ) e  $k$  é a constante de recessão.

O método define então a relação da vazão de base em qualquer tempo  $t$  ( $Q_t$ ), com um valor de vazão de base inicial ( $Q_0$ ) e uma constante exponencial de decaimento ( $k$ ), ou seja, a contribuição de base decai exponencialmente a partir do fluxo inicial.

Como critério para redefinir o fluxo de base durante um evento optou-se pelo o método de fluxo limite, onde o fluxo de base é sempre redefinido quando o limiar recuado do hidrograma atingir um valor de fluxo especificado. Para tal, como dados de entrada o modelo solicita a vazão inicial que é uma condição inicial de cada simulação, a vazão limite e a constante de recessão.

Mulungo (2012) apresenta uma divisão entre a vazão observada no exutório e a contribuição individual de cada tributário da bacia hidrográfica do Rio do Meio. Com isso foi possível estabelecer uma relação entre a vazão inicial observada no exutório com os demais trechos fluviais e assim definir a vazão inicial pertencente a cada sub-bacia. Da mesma forma procedeu-se para a vazão limite, considerando-se para tal uma vazão limite de  $0,40 \text{ m}^3/\text{s}$  no exutório.

Para constante de recessão adotou-se o exposto por Pilgrim e Cordery (1992), que considera a constante para escoamento básico promovido por lençóis freáticos em valor próximo de 1,0. Dessa forma optou-se pela utilização de uma constante de 0,99.

Com base na descrição dos três métodos obteve-se então a Tabela 4 que apresenta todos os dados iniciais que foram usados na primeira simulação do hidrograma sintético. Com relação a área impermeável de cada sub-bacia adotou-se a relação de 60% da área urbana. Essa relação se deu em função do que é estabelecido no plano diretor do município de Florianópolis que prevê uma impermeabilização limite de até 70% nas áreas urbanas.

Tabela 4 - Dados iniciais utilizados para a simulação do modelo hidrológico.

Sub	S (mm)	Di (mm)	Ti (mm/h)	Ai (%)	Lag (min)	Qi ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Ql ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Cr
SB1	42.81	8.56	1.27	22.50%	10.89	0.100	0.08	0.99
SB2	34.22	6.84	1.27	30.43%	9.97	0.100	0.08	0.99
SB3	33.42	6.68	1.27	33.22%	9.85	0.030	0.02	0.99
SB4	29.31	5.86	1.27	31.07%	5.81	0.030	0.02	0.99
SB5	58.08	11.62	1.27	8.31%	12.02	0.100	0.08	0.99
SB6	26.42	5.28	1.27	40.55%	6.92	0.150	0.12	0.99

SB1: Serrinha, SB2: Carvoeira, SB3: Cesar Seara, SB4: Eletrosul, SB5: Meio, SB6: Pantanal. S: armazenamento máximo, Di: déficit inicial, Ti: taxa de infiltração, Ai: área impermeável, Lag: lagtime, Qi: vazão de base inicial, Ql: vazão de base limite, Cr: constante de recessão.

Para obtenção da porcentagem de área urbana em cada sub-bacia realizou a mesma classificação de imagem descrita no 4.3.2, só que nesse caso utilizou-se uma imagem do ano de 2017, que por sua vez se refere ao ano em que foram obtidos os valores observados de vazão no ponto do exutório e que foram usados para calibração do modelo. A Tabela 5 abaixo apresenta os dados da imagem utilizada na classificação de uso e ocupação do solo.

Tabela 5 - Informações referente a imagem utilizada para classificação que foi utilizada na calibração do modelo hidrológico.

<b>Informação</b>	<b>Imagem</b>
Data	01/11/2017
Fonte	0%
Distância da amostra terrestre	6.5m
Resolução do pixel	5m
Satélite	RapidEye-2
Ângulo off-nadir	3.4°
Elevação do sol	68.5°
Sol azimuth	56.9°
Controle de solo	true
Percentual de nuvem	RapidEye Ortho Tile

Com base então na imagem classificada de acordo com o uso da terra pode-se obter a relação apresentada na Tabela 6, que aponta a porcentagem em área de cada uso nas respectivas sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio do Meio.

Tabela 6 - Uso e ocupação da terra em cada sub-bacia de acordo com a imagem classificada de 2017.

<b>Uso do solo</b>	<b>Carvoeira</b>	<b>Serrinha</b>	<b>Cesar</b>	<b>Eletrosul</b>	<b>Meio</b>	<b>Pantanal</b>
Vegetação densa	20%	38%	8%	18%	67%	4%
Vegetação rasteira	29%	25%	36%	30%	19%	29%
Urbano	51%	38%	55%	52%	14%	68%

A terceira fase da metodologia envolveu a otimização para obtenção dos parâmetros de melhor ajuste entre as curvas simuladas e observadas. Após a entrada de dados no software HEC-HMS, foi aplicado o modo de otimização de parâmetros do próprio programa (*Optimization Trials*). Esse modo permite estabelecer quais os parâmetros desejam-se otimizar, para que os hidrogramas gerados pelos métodos de transformação se adequem da melhor maneira possível ao hidrograma observado. Para tal mantiveram-se constantes os dados referentes a as características físicas da área de estudo. Dessa forma os parâmetros avaliados na calibração para o método de chuva excedente foram o déficit inicial, o armazenamento máximo e a taxa de infiltração. Para o método de transformação foi o *lagtime*, e para o método de

escoamento básico, a vazão inicial e limite e a constante de recessão para cada sub-bacia, totalizando assim 42 parâmetros. Como dados observados para calibração utilizaram-se os valores de vazões médias diárias no período de 01 de setembro e 31 de dezembro de 2017.

O método de calibração empregado consistiu em maximização da função objetivo *Index of Agreement* com utilização do modelo Simplex, que é um processo iterativo que permite melhorar a solução da função objetivo em cada etapa. O processo finaliza quando não é possível continuar melhorando este valor, ou quando se atinge o número máximo de iterações. Para obtenção do conjunto de parâmetros ótimos definiu-se uma tolerância de  $10^{-5}$  e um limite máximo de 10 mil iterações.

Para analisar a eficiência do modelo frente ao conjunto de parâmetros obtidos avaliaram-se os índices NSE (*Nash-Sutcliffe Efficiency*), KGE (*Kling-Gupta Efficiency*), tanto para calibração como para validação. Ressalta-se que o para ambos os índices quanto mais o valor obtido se aproximar de 1 melhor a simulação. A

Tabela 7 apresenta a classificação da qualidade do ajuste para faixas de valores obtidos por diferentes índices.

Tabela 7 - Classificação do desempenho conforme valor dos índices KGE e NSE, Adaptado de Moriasi et al., (2007) e Norouzi et al., (2020)

<b>KGE</b>	<b>NSE</b>	<b>Desempenho</b>
< 0,50	< 0,20	Insatisfatório
0,51 – 0,60	0,21 – 0,40	Satisfatório
0,61 – 0,70	0,41 – 0,60	Bom
0,71 – 1,00	0,60 – 1,00	Muito bom

Após terminado o processo de calibração do modelo chuva-vazão, foi realizada a aplicação do modelo em outro período com eventos de chuva para avaliar a aderência do hidrograma sintético gerado pela simulação aos dados observados. O período escolhido para a validação foi de 01 de fevereiro a 31 de maio de 2018.

Tendo sido realizado o processo de validação, gerou-se então as séries sintéticas de vazão entre os anos 1997 e 2020, usando para isso quatro cenários de uso e ocupação da terra, o primeiro referente ao ano de 2017 que foi o ano em que se tinha dados observados para comparação, 2009, 2019 e um cenário hipotético futuro considerando a disposição do zoneamento no plano diretor da cidade, sendo esses três últimos cenários utilizados para avaliação do impacto do aumento da urbanização na área de estudo sobre as séries sintéticas de vazão. Para realizar tal avaliação calculou-se as vazões mínimas e máximas globais, tanto mensalmente como anualmente. Calculou-se também a vazão mínima de referência  $Q_{7,10}$  com a distribuição estatística de Weibull, para ambos os cenários de urbanização.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 ANÁLISE DE DADOS DE PRECIPITAÇÃO

A precipitação pluviométrica média total mensal atinente aos registros no período compreendido entre os anos de 1997 e 2020, é representada através de um resumo descritivo, cujos resultados estão expostos na Tabela 8. Os valores de precipitação total mensal na bacia hidrográfica do Rio do Meio variam de 1,4 a 642,4 mm enquanto que para o total anual essa variação se dá de 1049,2 a 2661,4 mm. Com média de 137,9 mm e desvio padrão de 92,3 para o total mensal e média de 1654,7 mm e desvio padrão de 395,3 mm para o total anual.

Tabela 8 - Informações estatísticas para os totais mensais e anuais de precipitação – série histórica EPAGRI Itacorubi anos de 1997-2020.

<b>Estatísticas</b>	<b>Total mensal</b>	<b>Total anual</b>
Mínimo	1,4 mm	1049,2 mm
Máximo	642,2 mm	2661,4 mm
Média	137,9 mm	1654,7 mm
Desvio padrão	92,3 mm	395,3 mm
Variância	8521,6 mm <sup>2</sup>	156284,6 mm <sup>2</sup>

Ao avaliar as médias totais mensais dos 24 anos apresentadas na Tabela 9, verificou-se que há duas estações bem definidas, sendo uma mais chuvosa (setembro a fevereiro) e uma mais seca (março a agosto), como também pode ser visto na Figura 12.

Tabela 9 - Precipitação média e coeficiente de variação para todos os meses dos 24 anos analisados.

<b>Mês</b>	<b>Precipitação média (mm)</b>	<b>Coeficiente de variação</b>
Jan	202,9	65%
Fev	196,8	45%
Mar	168,4	56%
Abr	119,2	59%
Mai	113,5	77%
Jun	81,1	54%
Jul	87,1	59%
Ago	93,8	88%
Set	145,3	47%
Out	150,9	45%
Nov	141,0	86%
Dez	154,7	50%

A quantidade média anual de precipitação na bacia do Rio do Meio durante o período foi de 1654,7 mm. Do ponto de vista temporal, as maiores precipitações médias mensais ocorreram em janeiro (202,9 mm), seguidas de fevereiro (196,8 mm) e março (168,4 mm). Por

outro lado, as menores precipitações ocorreram nos meses de junho e julho, com 81,1 mm e 87,1 mm, respectivamente.

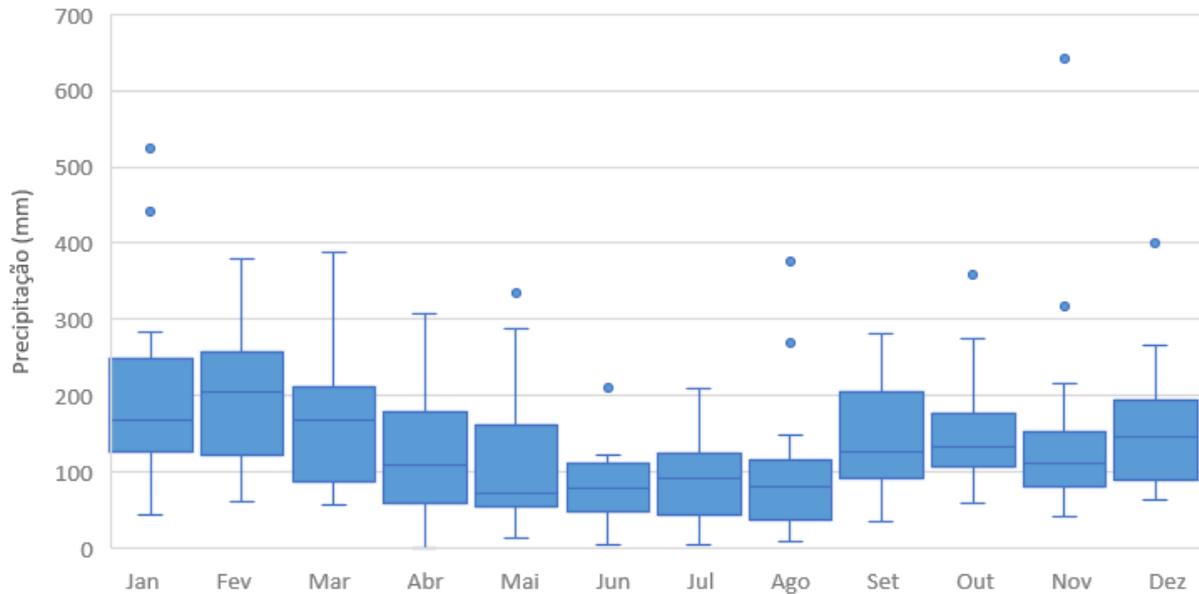


Figura 12 - Diagrama de caixa para as precipitações totais mensais no período de 24 anos analisados (Posto EPGRI: Itacorubi).

Com relação ao coeficiente de variação, constatou-se que a precipitação total mensal registrada apresentou uma grande variabilidade, com o coeficiente de variação compreendido no intervalo de 44,5% a 88,5%. Muitas são as causas que podem estar relacionadas a essa variabilidade verificada, incluídos os padrões de circulação atmosférica, além da influência de perturbações tanto em escala regional quanto global. Alguns processos tais como o El Niño/La Niña e a Zona de Convergência do Atlântico Sul podem estar relacionados à essa variabilidade, uma vez que fenômenos como estes influenciam o regime pluviométrico da região onde está localizada a região de estudo (MINUZZI, 2010; BARCELLOS, 2020). Rech et al. (2022) ao monitorar 4 anos de precipitação na região do Campeche – Florianópolis observaram um ano com valores de precipitação até 59,8% mais chuvoso do que a normal climatológica para posto de São José, devido a uma forte ocorrência de El Niño naquele ano de 2015.

### 5.1.1 Análise de tendência

#### 5.1.1.1 Teste de Mann-Kendall e estimador de magnitude de Sen

Nesta etapa, o teste de Mann-Kendall e o estimador de inclinação de Sen foram utilizados para detectar a tendência e sua magnitude na série temporal de precipitação. O teste foi realizado para precipitação anual e mensal de 1997 a 2020 e a hipótese nula foi examinada ao nível de  $\alpha = 0,05$ . Os resultados apresentados na Tabela 10 indicam que na escala de tempo anual, a estatística Z foi positiva para a precipitação.

Para a precipitação mensal, a estatística Z foi positiva e para examinar a significância da estatística Z, o valor de p também foi calculado nas escalas de tempo anual e mensal. A inclinação de Sen foi utilizada para avaliar a magnitude da tendência e os resultados apresentados na Tabela 11 e plotados na Figura 13 para precipitação total mensal e na e Figura 14 para precipitação anual.

Tabela 10 - Resultados do teste de Mann-Kendall para os totais mensais e anuais de precipitação.

Coeficientes	Teste de Mann-Kendall	
	Total mensal	Total anual
$\alpha$	0,05	0,05
MK-stat	969	16
se	1633,4	40,3
z	0,6	0,4
pvalor	0,6	0,7
Tendência	Não	Não

Tabela 11 - Resultados do teste de Magnitude de Sen para os totais mensais e anuais de precipitação.

Coeficientes	Estimador de magnitude de Sen	
	Total mensal	Total anual
$\alpha$	0,05	0,05
Magnitude Sen	0,03	3,5
Inferior	-0,07	-22,9
Superior	0,1	29,5

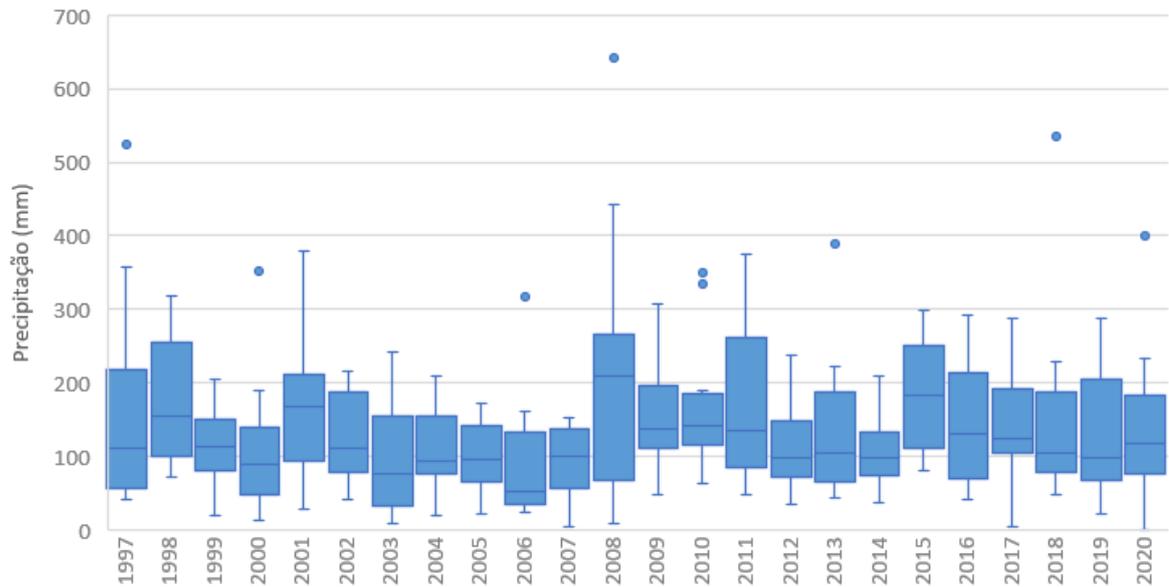


Figura 13 - Diagrama de caixa para as precipitações totais mensais para cada ano do período de 24 anos analisados (Posto EPAGRI: Itacorubi).

No total mensal há uma tendência de 0,59 crescente ou positiva ( $Z > 0$ ), considerada insignificante, pois  $p_{\text{valor}} > \alpha$  ( $0,6 > 0,05$ ) com um aumento de aproximadamente 0,03 mm por mês.

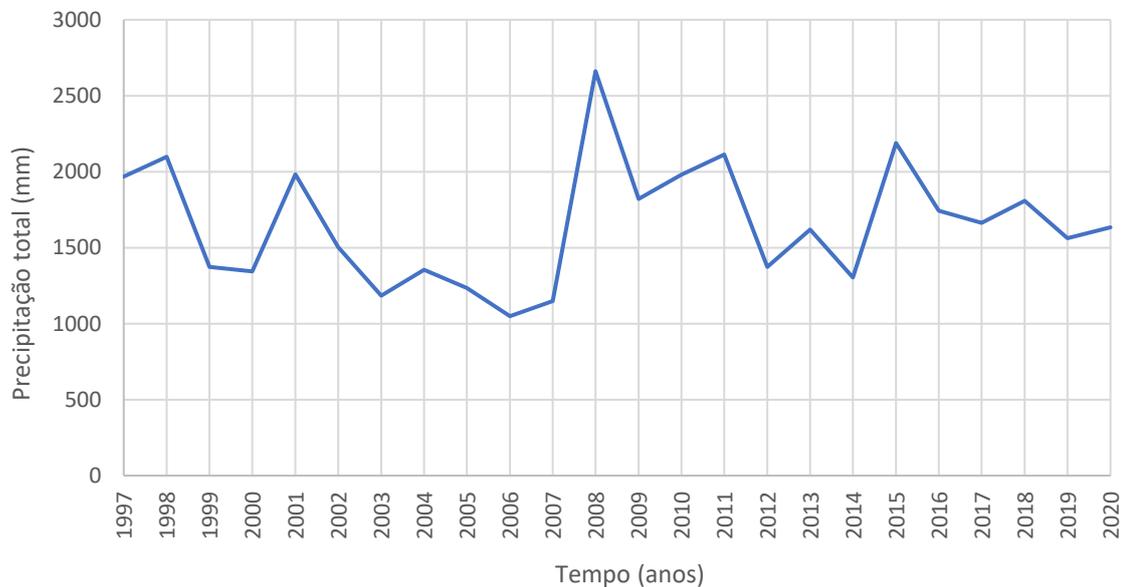


Figura 14 - Precipitações totais anuais para cada ano do período de 24 anos analisados (Posto EPAGRI: Itacorubi).

No total anual há uma tendência de 0,37 crescente ou positiva ( $Z > 0$ ), considerada insignificante, pois  $p_{\text{valor}} > \alpha$  ( $0,7 > 0,05$ ) com um aumento de aproximadamente 3,5 mm por ano.

### 5.1.2 Índice de precipitação normalizada (SPI)

Os valores da SPI foram calculados separadamente em condições de tempo mensal, trimestral, semestral e anual, como apresentado nos gráficos plotados nas Figura 15 a 19 respectivamente. Na escala anual, as secas importantes ocorreram em 2003, no período de 2005 a 2007 e em 2020, sendo a mais relevante aquela observada em 2006. Destaca-se os anos de 2003 a 2007 que apresentaram valores negativos de SPI seguidos, avaliando a escala mensal, apesar de haverem poucos meses com o índice moderadamente úmido, no geral os meses foram classificados como muito seco a extremamente seco, o que também pode ser visto nas demais escalas. Vale ressaltar que o regime de chuvas na região é influenciado pela atuação da Zona de Convergência do Atlântico Sul e pela passagem de frentes frias. No entanto, o regime pluviométrico sofre ação não só da influência dos principais sistemas atmosféricos que atuam na região Sul, mas também das características locais como a topografia (com morros, vegetação diversificada, regiões de baixadas e baías) e a proximidade com o Oceano Atlântico, o que dificulta identificar uma causa direta para os déficits de precipitação e as diferenças encontradas.

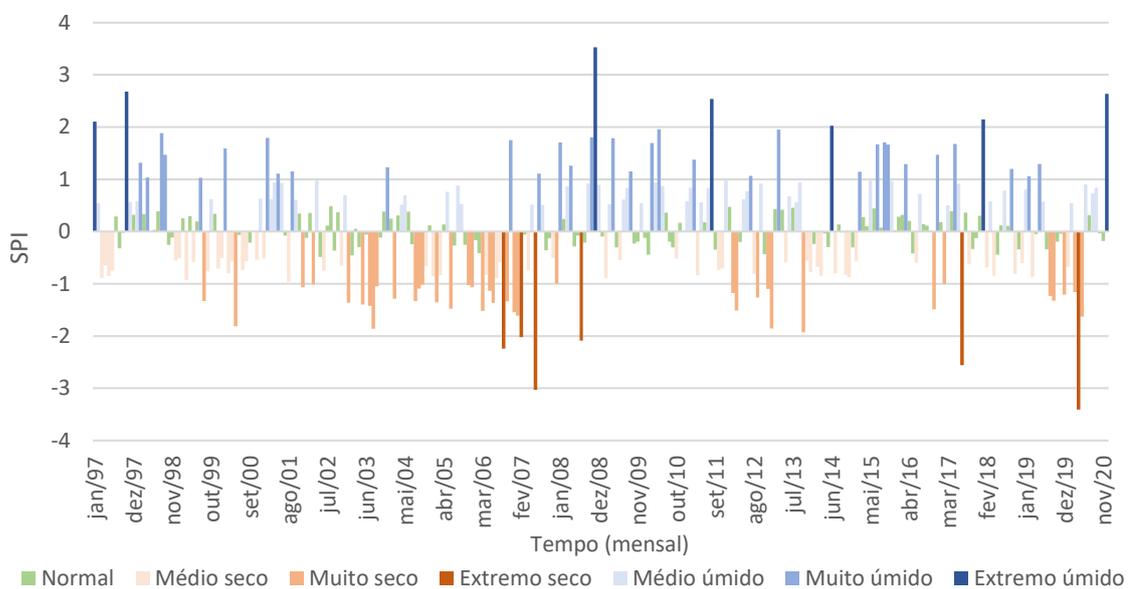


Figura 15 - Valores de SPI para a escala mensal.

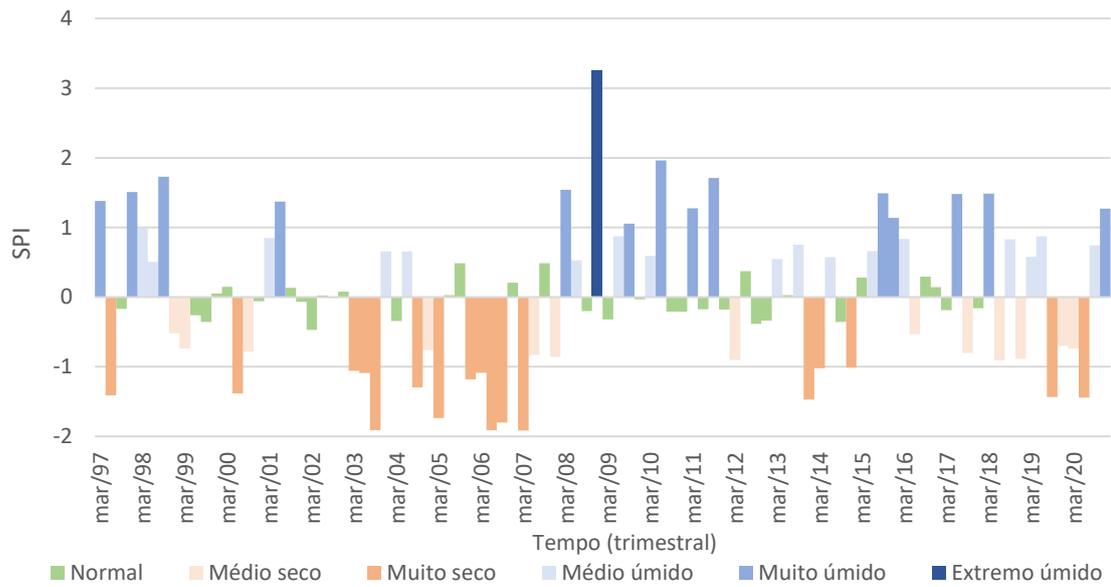


Figura 16 - Valores de SPI para escala trimestral.

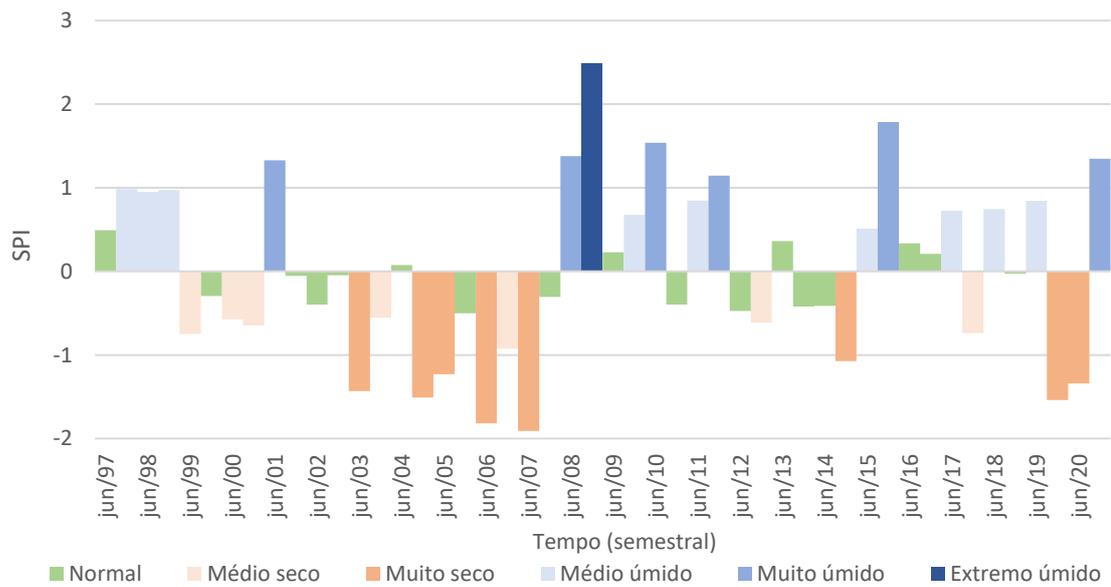


Figura 17 - Valores de SPI para escala semestral.

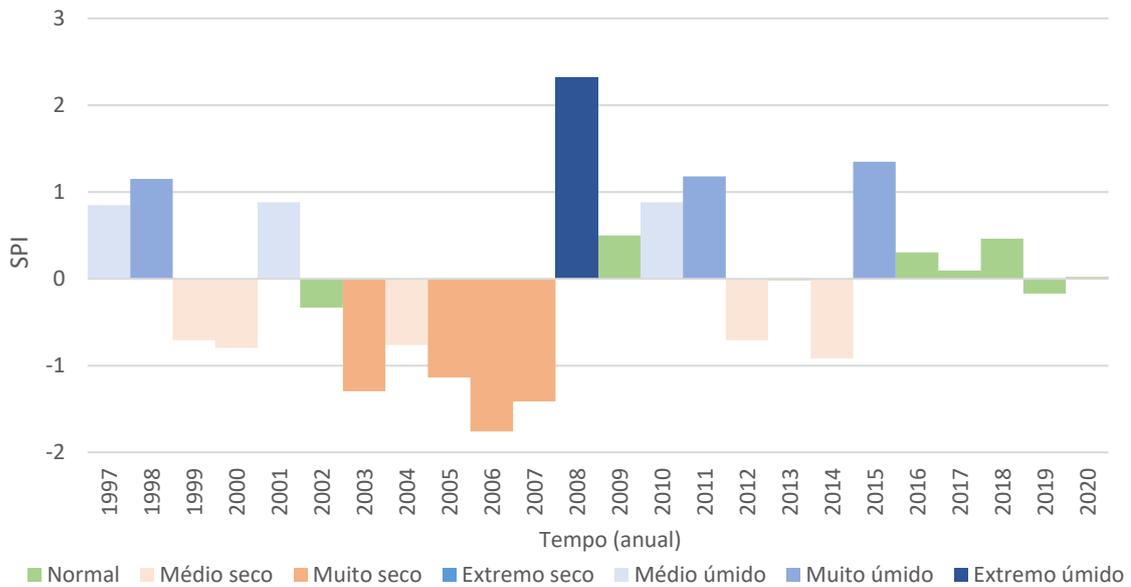


Figura 18 - Valores de SPI para escala anual.

Por outro lado, Cristo (2002) destaca que a área de estudo é afetada pelos episódios pluviais irregulares decorrentes do fenômeno El Niño que provoca, em determinados períodos do ano, chuvas intensas. E também devido a características locais, como a formação de nuvens e aspectos químicos e físicos favoráveis, há a presença de chuvas constantes, equitativamente distribuídas por todo o ano na região. Isso pode ser observado pelo número superior de meses úmidos na série observada, com destaque para o ano de 2008 que foi classificado como extremamente úmido.

Comparando os índices SPI anuais com os eventos apresentados na Tabela 12, lembrando que El Niño contribui para o aumento de chuvas nas regiões Sul e La Niña provoca os efeitos opostos, ressalta-se que pode haver influência dos eventos na série de precipitação observada, com destaque, por exemplo, no ano de 2015 que apresentou evento El Niño classificado como muito forte e obteve índice SPI muito úmido.

Mas essa análise também aponta que outros fatores podem estar ligados com a variação dos índices de precipitação local e não somente os eventos atmosférico-oceânico, já que no ano de 2008 considerado extremamente úmido pelo SPI foi um ano em que ocorreu um La Niña fraco e esperava-se índices pluviométricos mais amenos. Sistemas atmosféricos atuantes, como frentes frias e centros de baixa pressão também podem influenciar a precipitação local.

Tabela 12 - Eventos de precipitação observados nos anos entre 1997 e 2020.

<b>Ano</b>	<b>Evento</b>	<b>Intensidade</b>
1997	El Niño	Muito forte
1998	La Niña	Forte
1999	La Niña	Forte
2000	La Niña	Fraco
2001	Neutro	-
2002	El Niño	Moderado
2003	Neutro	-
2004	El Niño	Fraco
2005	La Niña	Fraco
2006	El Niño	Fraco
2007	La Niña	Forte
2008	La Niña	Fraco
2009	El Niño	Moderado
2010	La Niña	Forte
2011	La Niña	Moderado
2012	Neutro	-
2013	Neutro	-
2014	El Niño	Fraco
2015	El Niño	Muito forte
2016	La Niña	Fraco
2017	La Niña	Fraco
2018	El Niño	Fraco
2019	Neutro	-
2020	La Niña	Moderado

## 5.2 USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

A Tabela 13 representa o processo de expansão urbana na bacia hidrográfica entre os anos de 2009 e 2019. Observa-se que no ano de 2009 a região de estudo já possuía uma área urbanizada expressiva e obteve-se um crescimento urbano de 7,0% para o ano de 2019, isso se deve principalmente em consequência do desenvolvimento de atividades econômicas e do crescimento populacional, indicando que o crescimento das áreas urbanas está intimamente ligado a dinâmica socioeconômica da localidade.

Tabela 13 - Uso e ocupação da terra para 2009 e 2019.

<b>Classe</b>	<b>2009 (km<sup>2</sup>)</b>	<b>2019 (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Incremento (%)</b>
Urbano	1,46	1,74	+7,0
Vegetação densa	1,53	1,44	-2,3
Vegetação rasteira	1,02	0,83	-4,7

A Figura 19 mostra a evolução no uso e ocupação da terra na região da bacia hidrográfica do Rio do Meio no período avaliado. A classe urbana e a de vegetação rasteira foram as que apresentaram as maiores variações ao longo destes anos, com a classe urbana sofrendo um aumento de 7,0% e a classe de vegetação rasteira uma redução de 4,7%.

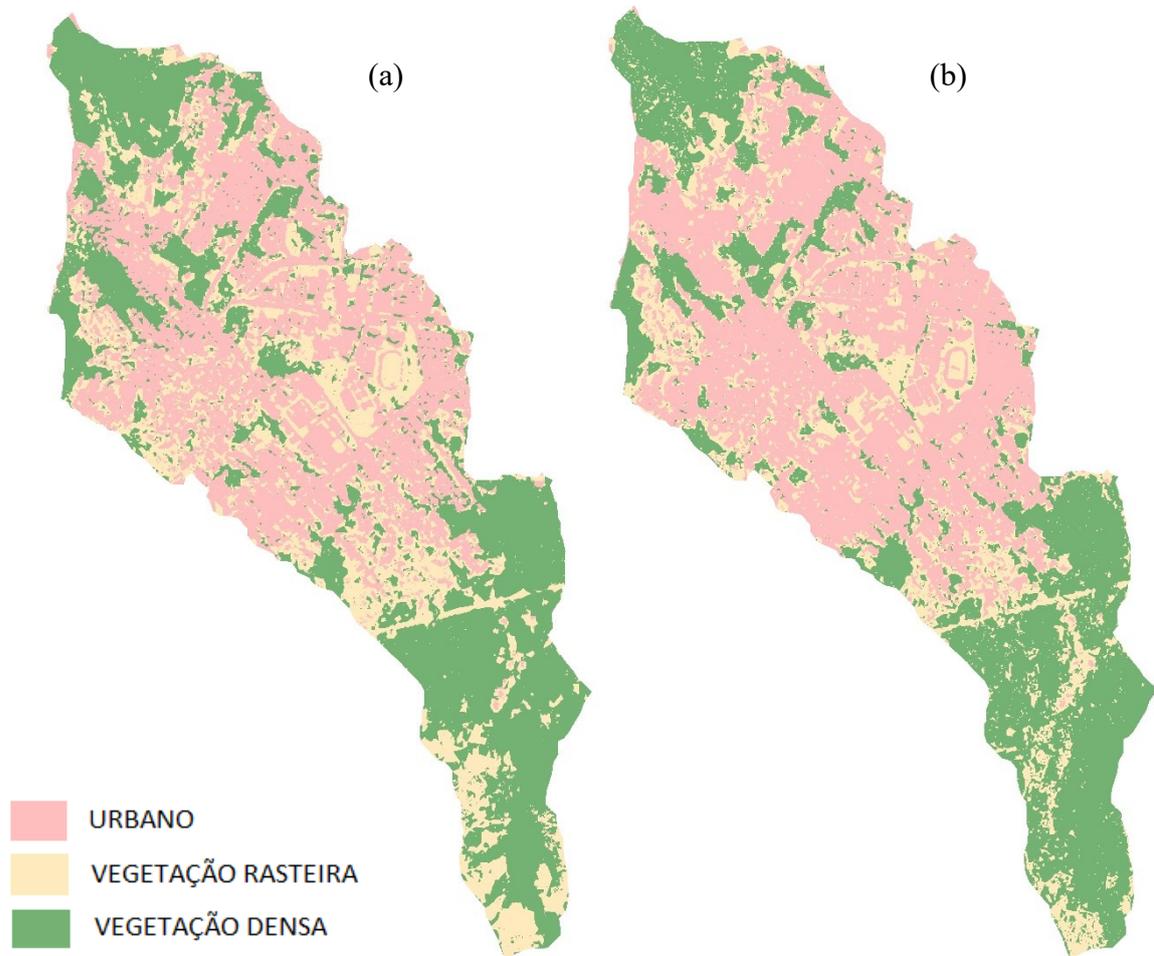


Figura 19 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2009 (a) e 2019 (b).

Conforme observado na Figura 19, no período de 2009 a 2019, a bacia teve seu eixo de expansão urbana focado na região central, região na qual se localizam importantes ruas como a Rodovia Deputado Antônio Edu Vieira, o que ajuda a explicar a diferença de uso e ocupação do espaço aqui explorado. Nesta região, se desenvolvem importantes bairros, com elevada concentração de comércio e serviços, além de residências. Na referida região, estão os bairros de Pantanal, Trindade e Carvoeira.

Este fato denota a grande concentração populacional que vem se instalando na região, ressaltando que parte dessa população, por possuir baixo poder aquisitivo, se instalou em áreas informais e mais propícias a riscos, sem saneamento básico adequado, provocando impactos no

ambiente. Pode-se citar como problemas socioambientais a especulação imobiliária, construções sobre áreas de preservação, ocupações informais, despejo de efluentes e disposição inadequada de resíduos sólidos. Além disso, os aglomerados urbanos que surgiram com o processo de expansão urbana têm sofrido com carência de infraestrutura urbana básica. Essas novas configurações territoriais têm indicado uma tendência à substituição da paisagem natural, por uma paisagem antrópica com carência de condições urbanas adequadas à população.

Esses fatores representam uma situação de conflito entre o que atualmente estabelece a legislação ambiental e a dinâmica da ocupação da região. Nesse contexto, para compreender a relação dos desastres com as comunidades urbanas de Florianópolis, Azevedo (2018) pesquisou os deslizamentos de terra no município a partir de dados da Defesa Civil da cidade. A autora obteve como resultado que a região central da cidade que engloba os bairros no entorno da UFSC, área de estudo dessa pesquisa, foi a região mais afetada e com maior reincidência de deslizamentos entre 2012 e 2018. Em concordância com o aumento na área urbanizada, pode-se então traçar um paralelo entre a expansão da mancha urbana e a ocorrência de desastres na área de estudo, destacando a fragilidade da região frente ao processo de urbanização e riscos socioambientais. Destaca-se ainda a vantagem de usar essas informações referentes a uma hidrologia social, especialmente em bacias sem dados monitorados. Dados observados, como os levantados pela autora podem vir a fornecer vários pontos de vista sobre um problema e consentir que pesquisadores identifiquem o desenvolvimento histórico dos temas.

Em relação ao ano de 2009 as áreas de vegetação rasteiras diminuíram, compreendendo uma área com de extensão 190 mil m<sup>2</sup>, porém, essa diminuição é explicada pelo avanço das áreas urbanas sobre essas áreas desmatadas. A classe da vegetação arbórea ou mais densa, apesar de ter diminuído 2,3% considerando toda a bacia, apresentou algumas áreas com aumento como pode observar na Figura 20, esse crescimento se deu mais na região sul da bacia. Através da análise da mesma figura também pode-se observar que na área de estudo entre os anos de 2009 e 2019 houve mais um adensamento urbano do que uma expansão propriamente dita, visto que as áreas urbanas que aumentaram se localizam onde já havia um núcleo urbano bem consolidado, não sendo observado um aumento de perímetro dessa conurbação.

Esta percepção visual é corroborada com os índices de avaliação de classificação de acurácia e pelo índice Kappa apresentados na Tabela 14, que demonstram um desempenho excelente da classificação realizada.

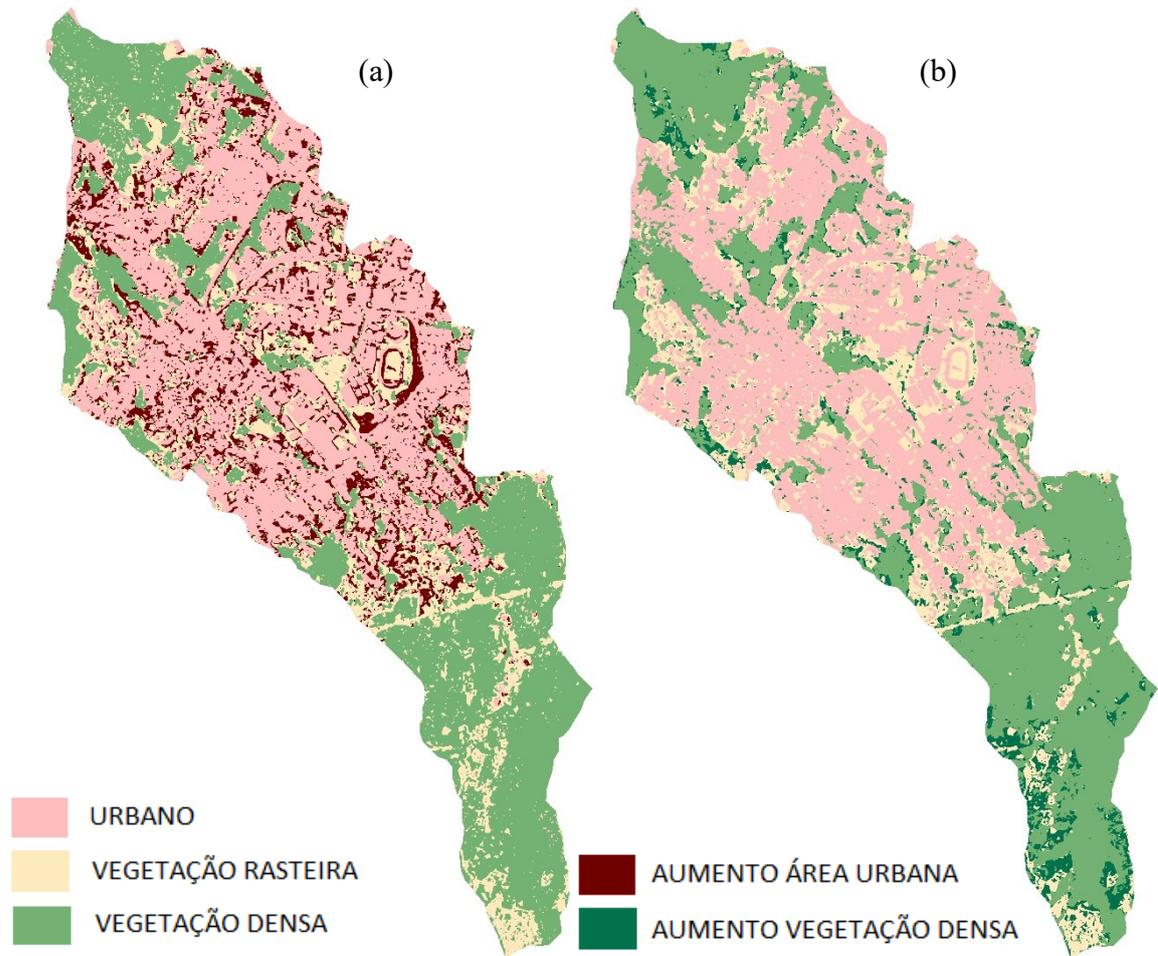


Figura 20 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2019 com destaque para o aumento em relação ao ano de 2009 para a área urbana em vermelho escuro (a) e para vegetação densa em verde escuro (b).

Tabela 14 - Índices de avaliação das classificações de imagem de 2009 e 2019.

Índice	2009	2019
Kappa	0,92	0,91
Acurácia geral	0,95	0,94
Acurácia do usuário	0,97	Vegetação densa 0,92
	0,94	Vegetação rasteira 0,93
	0,93	Urbano 0,97
Acurácia do produtor	1,00	Vegetação densa 1,00
	0,92	Vegetação rasteira 0,90
	0,93	Urbano 0,94

Se compararmos agora o cenário encontrado em 2019 com o cenário proposto pelo zoneamento do Plano Diretor da cidade para a área de estudo, conforme visto na Figura 21 e na Tabela 15, haveria um aumento significativo na mancha urbana da bacia hidrográfica.

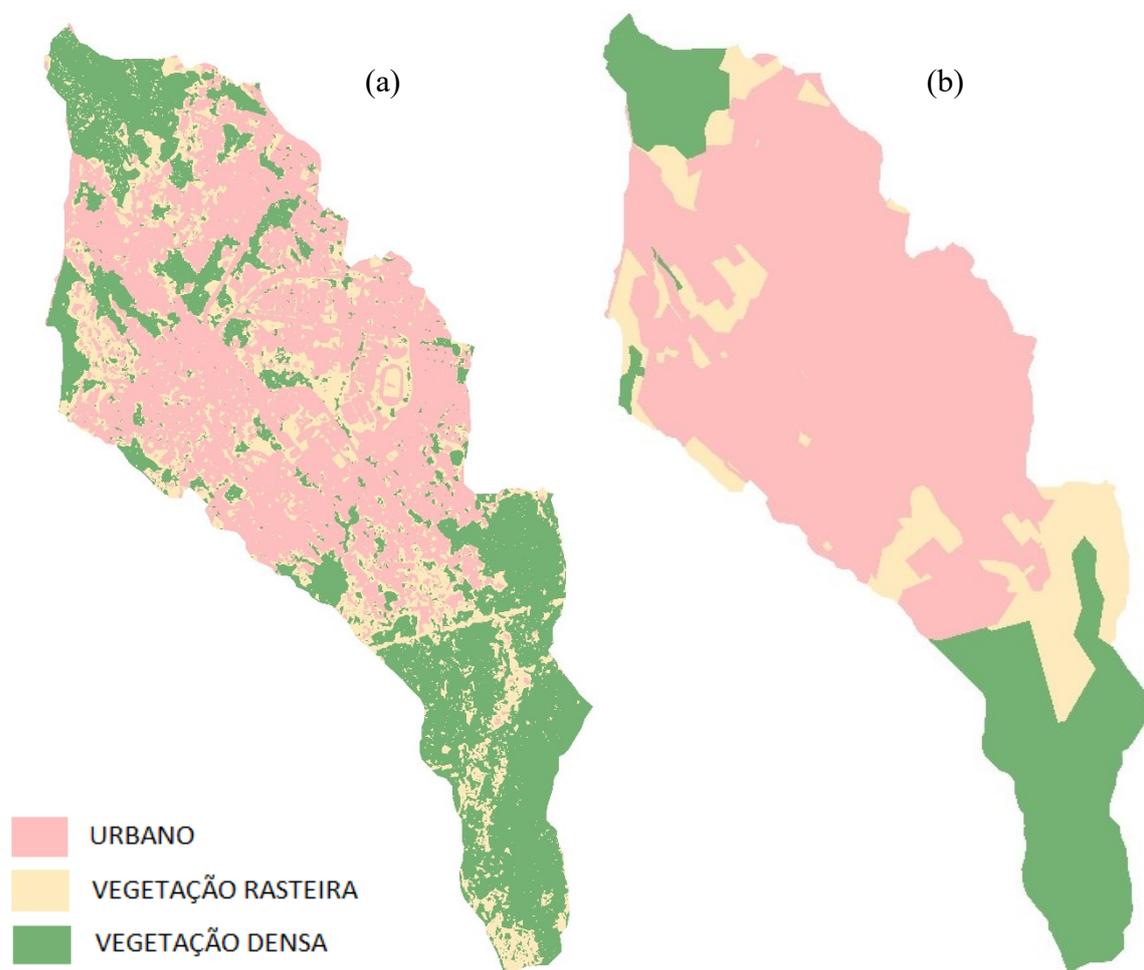


Figura 21 - Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio do Meio em 2019 (a) e considerando o zoneamento proposto pelo plano diretor (b).

Tabela 15 - Uso e ocupação da terra para 2019 e o cenário do zoneamento.

<b>Classe</b>	<b>2019 (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Zoneamento (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Incremento (%)</b>
Urbano	1,46	2,48	+18,5
Vegetação densa	1,53	0,92	-12,9
Vegetação rasteira	1,02	0,61	-5,4

O aumento também seria concentrado na região central e a área urbanizada seria responsável por 61,8% da área total da bacia, enquanto que as vegetações densa e rasteira ficaram com 23,0% e 15,2 % respectivamente. Se a expansão urbana seguir os padrões propostos pelo zoneamento, resultará no desflorestamento de aproximadamente 520 mil m<sup>2</sup>.

Esse aumento na mancha urbana demanda uma atenção em relação a macrodrenagem da bacia do Rio do Meio, se considerado o maior índice de ocupação permitido pelo Plano Diretor. Visto que já são observadas enchentes na área de estudo, com o aumento da área urbana, ainda mais caso não for feita a conservação do canal, o que se traduz numa diminuição da sua capacidade de condução. Em vistas das dificuldades detectadas, a recomendação mais imediata está orientada à redefinição dos índices máximos de ocupação vigentes, a valores compatíveis com a capacidade da macrodrenagem da bacia.

Embora a recomendação da redefinição dos índices de ocupação, se reconhece o planejamento do crescimento urbano como uma atividade interdisciplinar e, portanto, não apenas fatores hidrológicos condicionam a fixação da taxa máxima de ocupação. Aspectos tais como fornecimento de água, energia elétrica, serviço de transporte urbano de passageiros, entre outros também devem ser considerados.

### 5.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA

A Tabela 16 apresenta os índices obtidos na classificação da imagem, referente ao ano de 2017, utilizada como uso e ocupação da terra para obtenção dos dados de urbanização. Como pode-se observar os índices obtidos também demonstram um desempenho excelente da classificação realizada.

Tabela 16 - Índices de avaliação da classificação de imagem 2017.

<b>Índice</b>	<b>2017</b>	
Kappa	0,90	
Acurácia geral	0,93	
Acurácia do usuário	Vegetação densa	0,97
	Vegetação rasteira	0,94
	Urbano	0,89
Acurácia do produtor	Vegetação densa	0,97
	Vegetação rasteira	0,88
	Urbano	0,94

Utilizando os dados iniciais para os métodos adotados de chuva excedente, transformação e escoamento básico obteve-se os resultados apresentados na Figura 22. Por

meio de análise gráfica e também pela avaliação dos índices de eficiência calculados pode-se observar que apesar de a simulação inicial acompanhar o comportamento da precipitação e também da vazão observada, o desempenho alcançado não foi satisfatório. Os índices obtidos e suas respectivas classificações em relação a qualidade do ajuste são apresentados na Tabela 18.

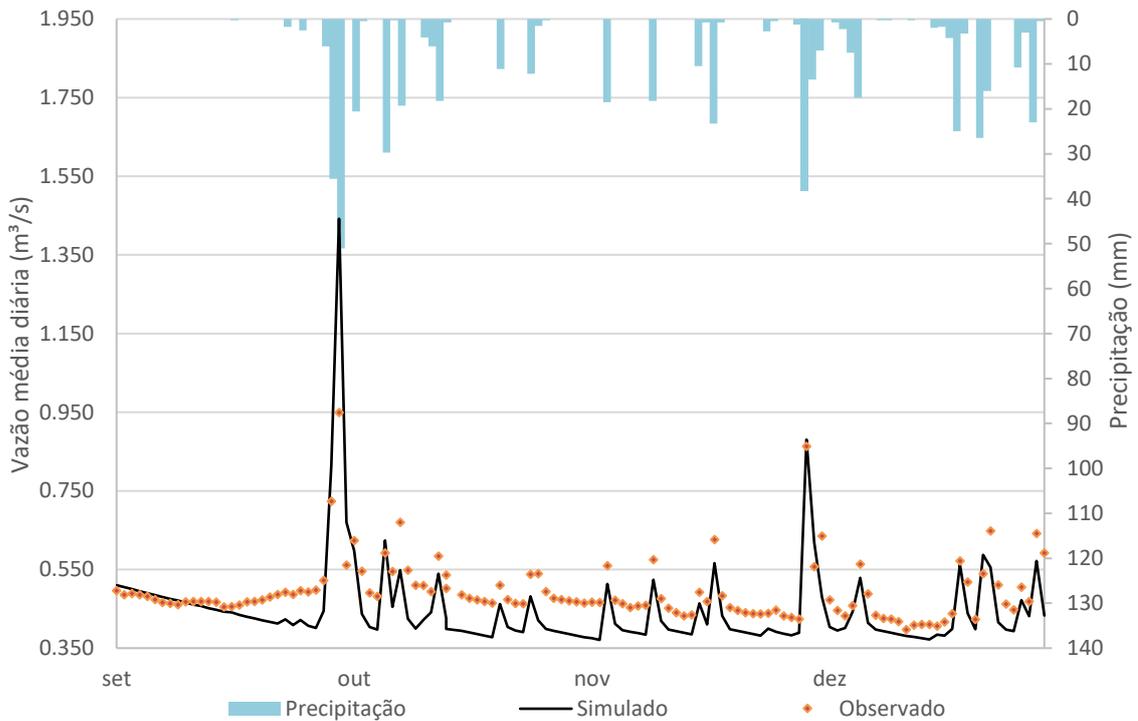


Figura 22 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação inicial.

Após o processo de calibração com o método Simplex obteve-se o conjunto de parâmetros ótimos apresentados na Tabela 17. Destaca-se que os valores encontrados são coerentes com as características físicas da bacia, levantadas anteriormente, sendo esse um fator importante a ser considerado para a calibração e validação dos modelos.

Tabela 17 - Parâmetros otimizados para o modelo hidrológico.

Sub bacia	Parâmetro	Unidade	Valor inicial	Valor otimizado
SB1	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	9.6760	21.0850
SB2	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	6.9270	16.4960
SB3	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	6.9270	19.1500
SB4	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	7.5910	23.5600
SB5	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	10.4050	30.7060
SB6	Deficit and Constant - Initial Deficit	mm	6.9270	20.6590
SB1	Deficit and Constant - Maximum Deficit	mm	48.3810	146.9000

<b>Sub bacia</b>	<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor otimizado</b>
SB2	Deficit and Constant - Maximum Deficit	mm	34.6360	97.0600
SB3	Deficit and Constant - Maximum Deficit	mm	34.6360	95.5970
SB4	Deficit and Constant - Maximum Deficit	mm	37.9540	130.9100
SB5	Deficit and Constant - Maximum Deficit	mm	52.0240	193.9200
SB6	Deficit and Constant - Maximum Deficit	Mm	34.6360	127.0500
SB1	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	4.0165
SB2	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	3.9949
SB3	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	3.5705
SB4	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	3.4792
SB5	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	3.0470
SB6	Deficit and Constant - Constant Rate	mm/h	1.2700	1.5315
SB1	Recession - Recession Constant	-	0.9900	0.9975
SB2	Recession - Recession Constant	-	0.9900	1.0000
SB3	Recession - Recession Constant	-	0.9900	0.9967
SB4	Recession - Recession Constant	-	0.9900	0.9952
SB5	Recession - Recession Constant	-	0.9900	0.9972
SB6	Recession - Recession Constant	-	0.9900	0.9971
SB1	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0800	0.0958
SB2	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0800	0.0945
SB3	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0200	0.0260
SB4	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0200	0.0173
SB5	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0800	0.0770
SB6	Recession - Threshold Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.1200	0.1187
SB1	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0990	0.0861
SB2	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0990	0.0852
SB3	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0250	0.0269
SB4	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0250	0.0278
SB5	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.0990	0.1017
SB6	Recession - Initial Discharge	m <sup>3</sup> /s	0.1490	0.1579
SB1	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	10.8900	10.9630
SB2	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	9.9690	9.9924
SB3	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	9.8540	9.8926
SB4	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	5.8090	5.8300
SB5	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	12.0250	12.0610
SB6	SCS Unit Hydrograph - Lag Time	min	6.9160	6.9301

Os resultados da simulação após calibração são apresentados na Figura 23. Observa-se que com o conjunto de parâmetros ótimos o modelo conseguiu representar de forma satisfatória as vazões observadas na bacia. Os valores de vazão de pico apresentam-se bem ajustados, uma vez que ocorrem no mesmo instante que o tempo das máximas precipitações observadas, bem como os índices de eficiências obtidos que também apontam um ajuste muito bom (Tabela 18).

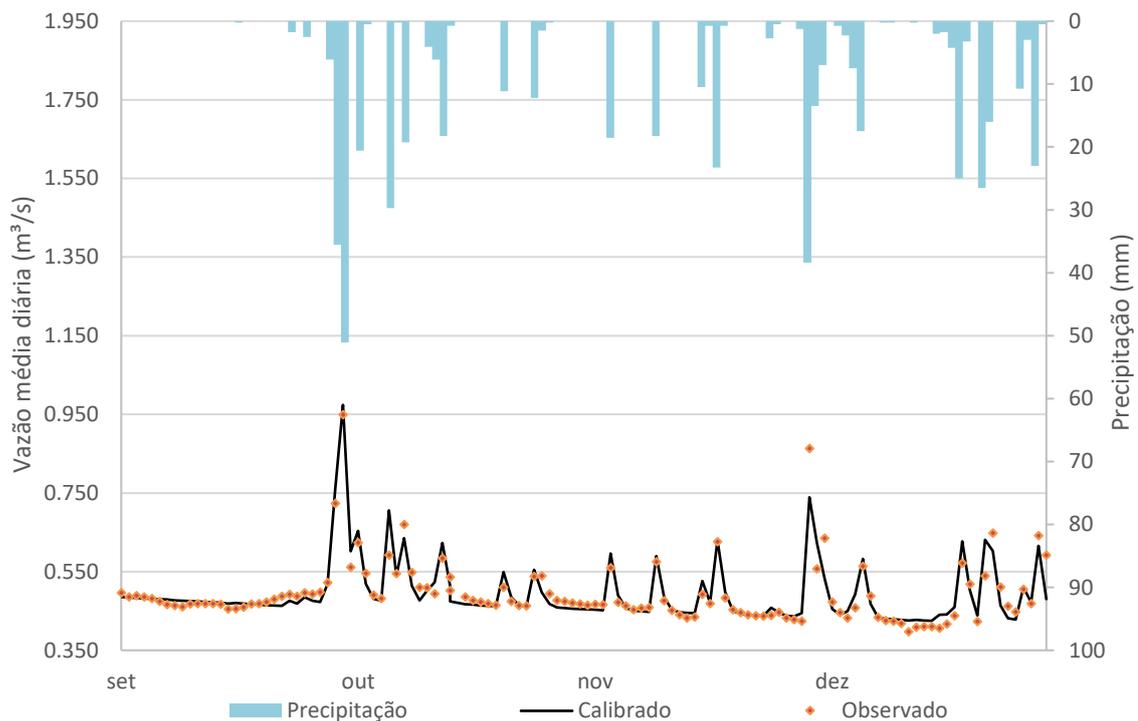


Figura 23 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação de calibração.

Para validação do modelo o resultado encontrado é apresentado na Figura 24. Por meio de análise gráfica, os resultados demonstram que o método conseguiu simular de forma aceitável o comportamento das vazões observadas durante o período analisado. Os resultados apontam que o hidrograma simulado ajusta-se relativamente bem, apresentando uma leve tendência em subestimar os picos, mas uma boa representação para os valores mínimos. Obteve-se para essa simulação os índices estatísticos apresentados na Tabela 18.

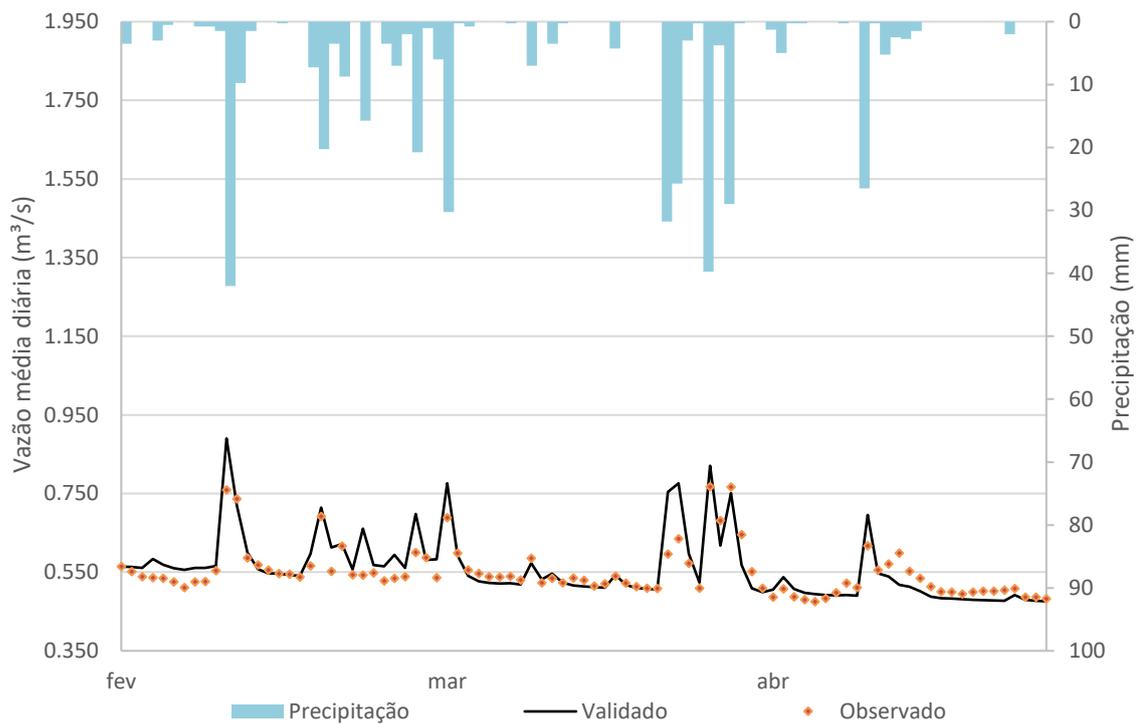


Figura 24 - Hidrograma do Rio do Meio gerado com o modelo HEC-HMS após simulação de validação.

Tabela 18 - Valores dos índices de desempenho para as simulações realizadas.

<b>Simulação</b>	<b>NSE</b>	<b>Classificação do ajuste</b>	<b>KGE</b>	<b>Classificação do ajuste</b>
Inicial	-0.01	Insatisfatório	0.454	Insatisfatório
Calibração	0.86	Muito bom	0.96	Muito bom
Validação	0.53	Bom	0.66	Muito bom

Dessa forma, como a combinação dos modelos propostos apresentou bom ajuste e resultados satisfatórios para simular as condições da bacia hidrográfica, frente aos eventos de precipitação, e fornecer a vazão, obteve-se as séries sintéticas simuladas, para os cenários de urbanização dos anos de 2017, 2009, 2019 e para o cenário futuro hipotético considerando o disposto no plano diretor, que são apresentadas respectivamente na Figura 25 a 28.

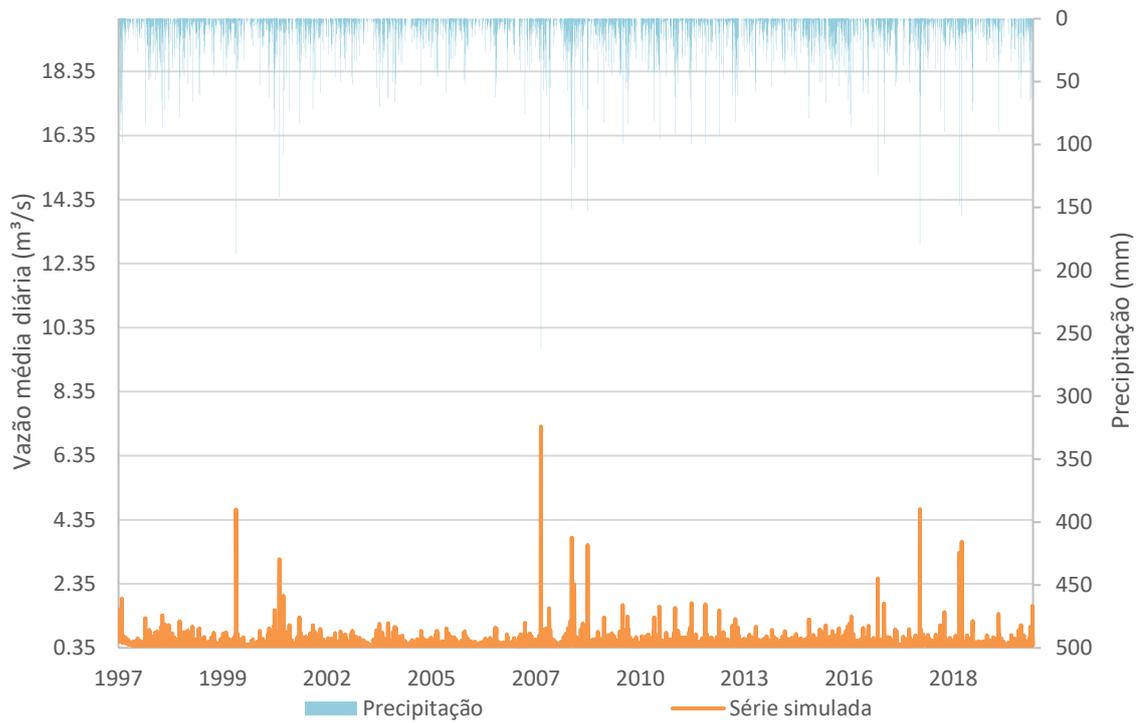


Figura 25 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2017 (utilizado na calibração).

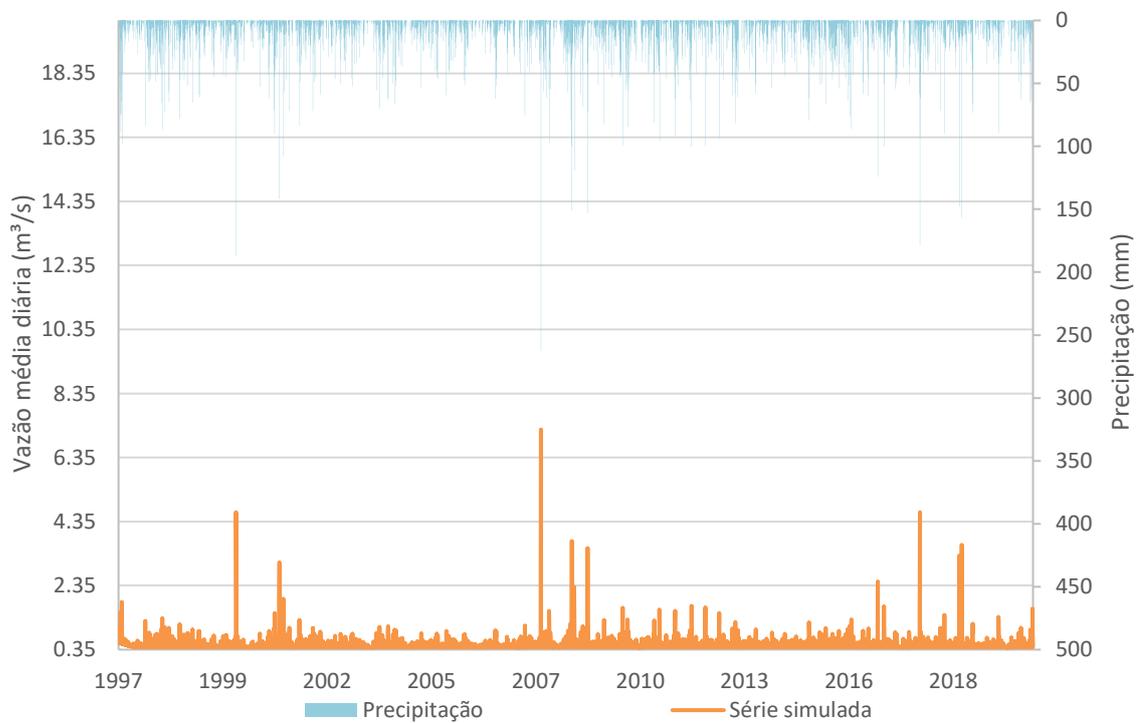


Figura 26 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2009.

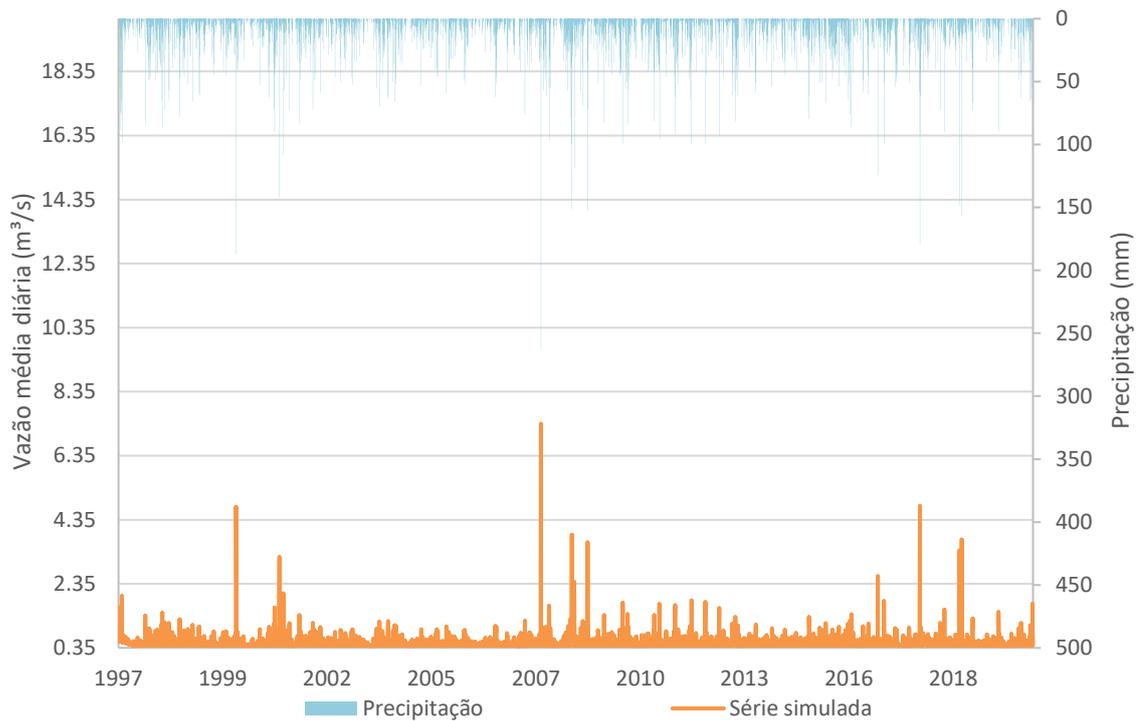


Figura 27 - Série de vazões do Rio do Meio gerada com o modelo HEC-HMS para o ano de 2019.

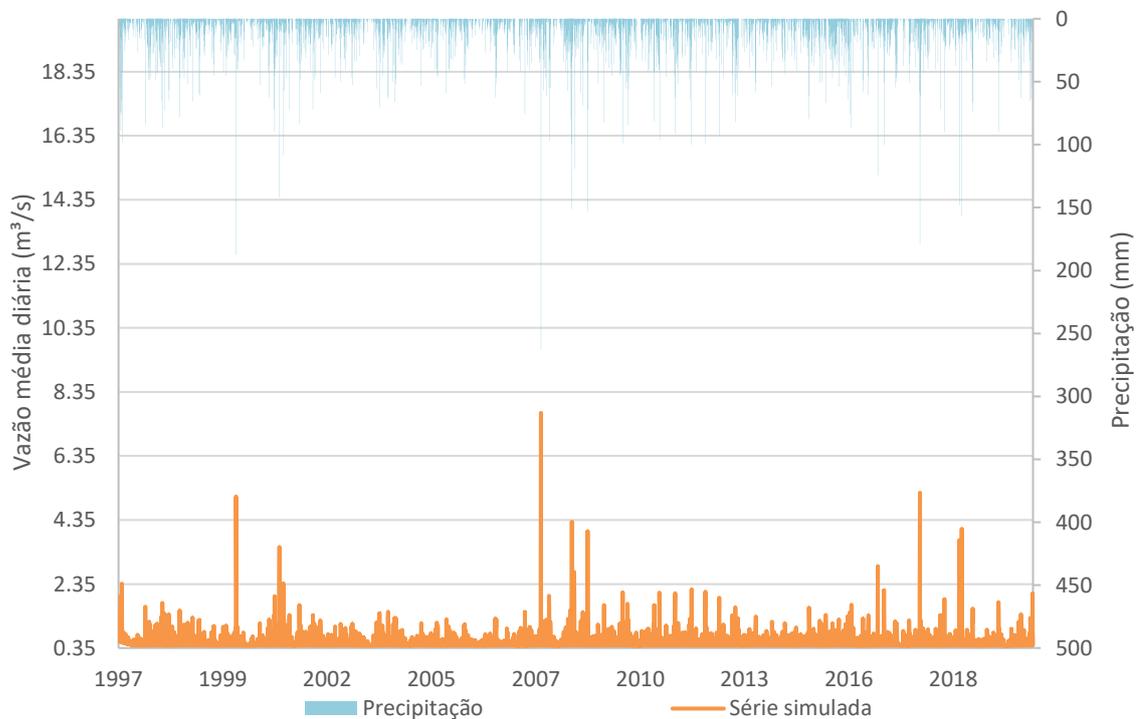


Figura 28 - Série de vazões gerada com o modelo HEC-HMS para o cenário considerando o zoneamento.

Comparando inicialmente as vazões globais mínimas mensais dos três cenários de urbanização, pode-se perceber que não houve grande variação. Conforme apresentado na

Tabela 19 e na Figura 29, a variação máxima obtida foi de 0,2% de 2009 para 2019 e de 0,7% de 2019 para o cenário do zoneamento. Já quando se observa as vazões máximas a variação obtida entre os cenários é mais significativa. Conforme apresentado na Figura 30, as variações obtidas foram mais elevadas, atingindo 10,1% no mês de junho entre 2009 e 2019 e 24,7% se comparado 2019 com o cenário do zoneamento. Ambas as variações, tanto para vazões mínimas como para as vazões máximas foram positivas, ou seja, com o aumento na área urbana há um aumento das vazões dos rios da bacia hidrográfica do Rio do Meio.

Tabela 19 - Vazões mínimas e máximas mensais globais e a variação para os cenários avaliados.

	2009		2019		Zoneamento		2009/2019		2019/ Zoneamento	
	Q Máx	Q Mín	Q Máx	Q Mín	Q Máx	Q Mín	$\Delta Q$ Mín	$\Delta Q$ Máx	$\Delta Q$ Mín	$\Delta Q$ Máx
Jan	4.639	0.425	4.787	0.425	5.200	0.425	0.0%	3.2%	0.0%	8.6%
Fev	7.227	0.422	7.352	0.422	7.699	0.422	0.0%	1.7%	0.0%	4.7%
Mar	3.078	0.424	3.191	0.424	3.507	0.424	0.0%	3.7%	0.0%	9.9%
Abr	3.520	0.411	3.646	0.412	3.995	0.412	0.2%	3.6%	0.0%	9.6%
Mai	1.942	0.406	2.054	0.407	2.369	0.408	0.2%	5.8%	0.2%	15.3%
Jun	1.149	0.411	1.265	0.411	1.577	0.411	0.0%	10.1%	0.0%	24.7%
Jul	1.025	0.407	1.121	0.408	1.384	0.411	0.2%	9.4%	0.7%	23.5%
Ago	1.559	0.410	1.692	0.411	2.060	0.412	0.2%	8.5%	0.2%	21.7%
Set	1.424	0.404	1.542	0.404	1.868	0.405	0.0%	8.3%	0.2%	21.1%
Out	1.488	0.422	1.603	0.422	1.923	0.422	0.0%	7.7%	0.0%	20.0%
Nov	3.738	0.423	3.883	0.424	4.289	0.424	0.2%	3.9%	0.0%	10.5%
Dez	2.482	0.420	2.595	0.420	2.911	0.420	0.0%	4.6%	0.0%	12.2%

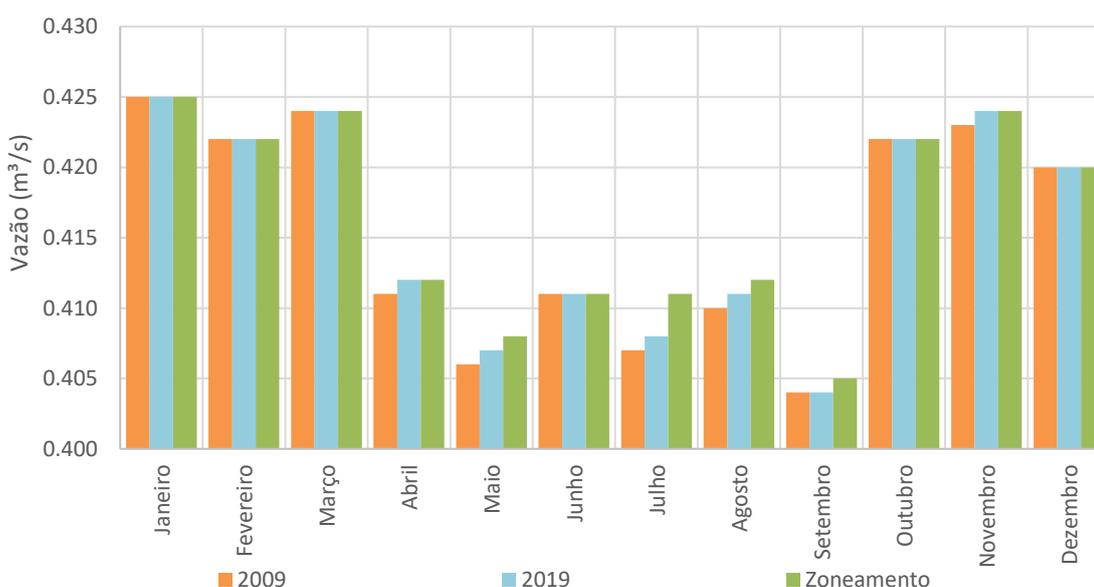


Figura 29 - Vazões totais mensais mínimas para os três cenários de uso e ocupação da terra.

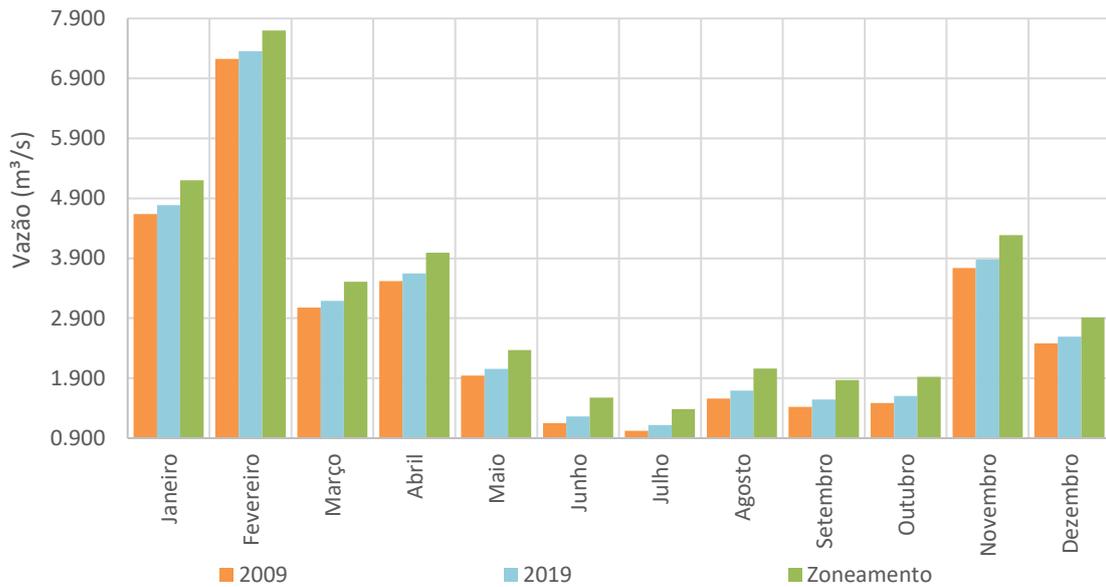


Figura 30 - Vazões totais mensais máximas para os três cenários de uso e ocupação da terra.

Analisando agora as vazões máximas e mínimas globais anuais, pode-se observar o mesmo comportamento das vazões globais mensais. Conforme apresentado na Tabela 20 e na Figura 31, também não há uma variação significativa para as vazões mínimas, atingindo o máximo de 1,0% no ano 2000 se comparando 2009 com 2019 e de 0,7% se comparando 2019 com o cenário do zoneamento. Mas de forma análoga as vazões máximas apresentaram variações maiores, conforme também pode ser visto na Figura 32, as variações chegaram a 9,9% no ano de 2004 se analisando os dois primeiros cenários, e 24,3% de comparando 2019 com o cenário do zoneamento. Aqui as variações obtidas também foram positivas, evidenciando um aumento nas vazões conforme aumento da área urbanizada.

Resultados semelhantes foram obtidos por Mulundo et al. (2012) para a mesma área de estudo, ao avaliarem eventos de precipitação em cenários distintos de uso e ocupação da terra, os autores encontraram um aumento de 27% da vazão de pico e 26% no volume escoado, que é explicado principalmente devido ao aumento de áreas construídas de 15%, obtidos na análise temporal.

Welerson e Silva (2019) também obtiveram para a microbacia localizada no perímetro urbano do município de Itajubá, Minas Gerais, influência significativa do crescimento urbano nos hidrogramas de cheia, uma vez que quanto maior a impermeabilização do solo, maiores os valores do escoamento superficial encontrados pelos autores.

Tabela 20 - Vazões mínimas e máximas anuais e a variação para os cenários avaliados.

	2009		2019		Zoneamento		2009/2019		2019/ Zoneamento	
	Q Máx	Q Mín	Q Máx	Q Mín	Q Máx	Q Máx	$\Delta Q$ Mín	$\Delta Q$ Máx	$\Delta Q$ Mín	$\Delta Q$ Máx
1997	1.834	0.424	1.97	0.424	2.348	0.424	0.0%	7.4%	0.0%	19.2%
1998	1.326	0.422	1.439	0.422	1.75	0.423	0.0%	8.5%	0.2%	21.6%
1999	0.926	0.424	1.008	0.424	1.226	0.424	0.0%	8.9%	0.0%	21.6%
2000	4.641	0.418	4.758	0.422	5.085	0.422	1.0%	2.5%	0.0%	6.9%
2001	3.078	0.417	3.191	0.417	3.507	0.419	0.0%	3.7%	0.5%	9.9%
2002	1.026	0.421	1.121	0.422	1.376	0.423	0.2%	9.3%	0.2%	22.7%
2003	1.057	0.414	1.158	0.416	1.432	0.419	0.5%	9.6%	0.7%	23.7%
2004	1.084	0.411	1.191	0.411	1.481	0.412	0.0%	9.9%	0.2%	24.3%
2005	0.924	0.417	1.008	0.417	1.234	0.417	0.0%	9.1%	0.0%	22.4%
2006	0.957	0.419	1.043	0.419	1.278	0.419	0.0%	9.0%	0.0%	22.5%
2007	1.091	0.407	1.195	0.408	1.475	0.411	0.2%	9.5%	0.7%	23.4%
2008	7.227	0.412	7.352	0.412	7.699	0.412	0.0%	1.7%	0.0%	4.7%
2009	3.52	0.424	3.646	0.424	3.995	0.424	0.0%	3.6%	0.0%	9.6%
2010	1.646	0.404	1.762	0.404	2.086	0.405	0.0%	7.0%	0.2%	18.4%
2011	1.605	0.423	1.731	0.423	2.084	0.424	0.0%	7.9%	0.2%	20.4%
2012	1.707	0.421	1.829	0.422	2.168	0.422	0.2%	7.1%	0.0%	18.5%
2013	1.215	0.414	1.323	0.414	1.618	0.415	0.0%	8.9%	0.2%	22.3%
2014	0.885	0.424	0.963	0.425	1.171	0.425	0.2%	8.8%	0.0%	21.6%
2015	1.197	0.423	1.306	0.423	1.606	0.423	0.0%	9.1%	0.0%	23.0%
2016	2.482	0.417	2.595	0.417	2.911	0.417	0.0%	4.6%	0.0%	12.2%
2017	1.694	0.41	1.814	0.412	2.149	0.415	0.5%	7.1%	0.7%	18.5%
2018	4.639	0.423	4.787	0.423	5.2	0.424	0.0%	3.2%	0.2%	8.6%
2019	3.614	0.421	3.732	0.423	4.061	0.424	0.5%	3.3%	0.2%	8.8%
2020	1.618	0.406	1.734	0.407	2.055	0.408	0.2%	7.2%	0.2%	18.5%

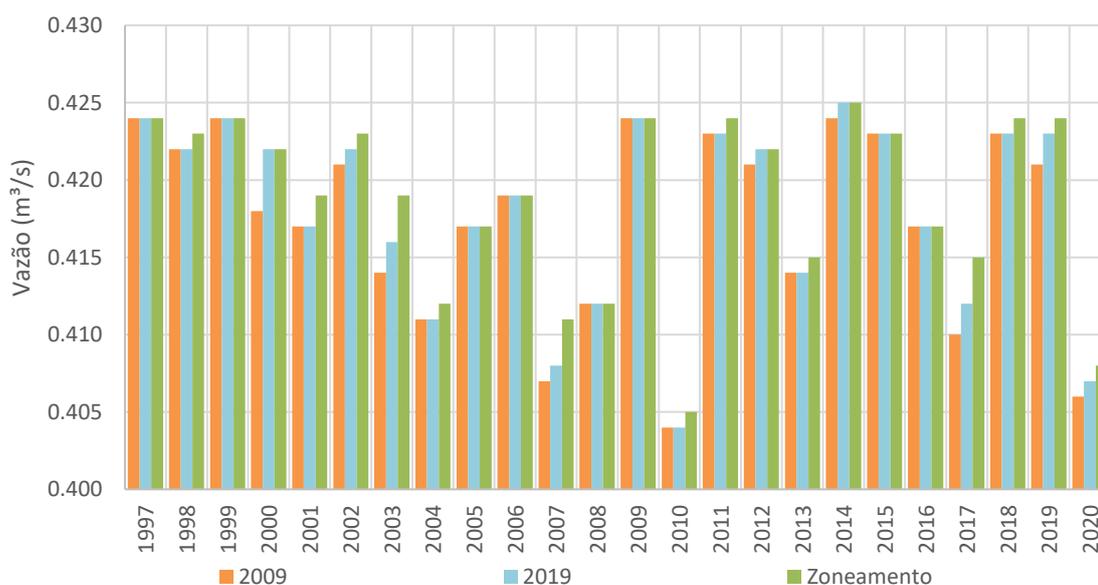


Figura 31 - Vazões totais anuais mínimas para os três cenários de uso e ocupação da terra.

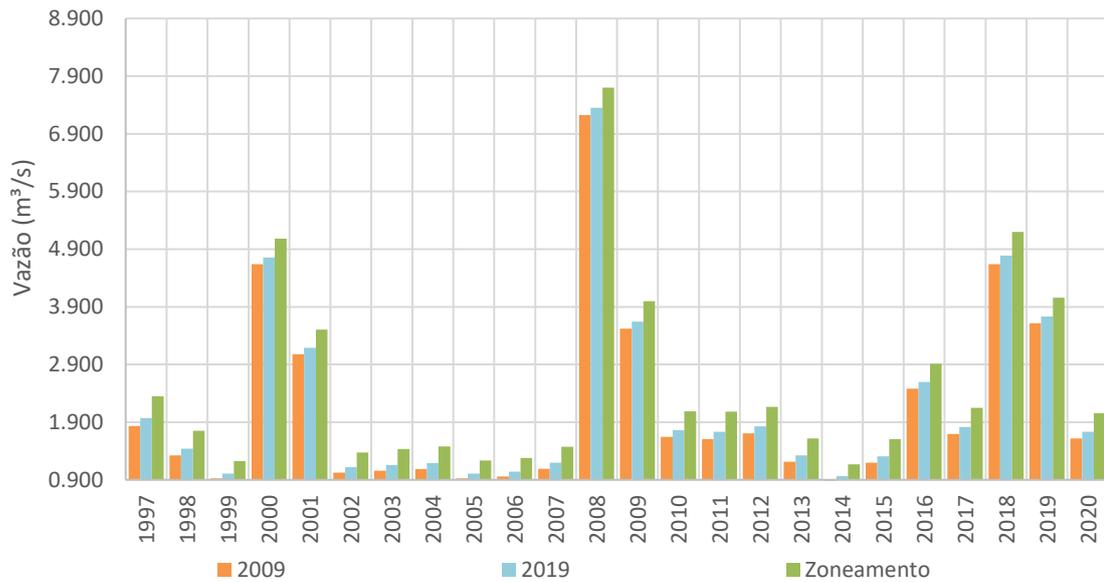


Figura 32 - Vazões totais anuais máximas para os três cenários de uso e ocupação da terra.

Por fim avaliando a vazão de referência  $Q_{7,10}$  conforme apresentado na Tabela 21, não há variação significativa nas vazões mínimas em função do aumento da área urbana. Como pode ser visto a variação foi muito pequena e nesse caso também positiva. Assim não se pode inferir que com o aumento da urbanização, há ou haverá alterações na vazão mínima na hidrografia da região, refutando a hipótese inicial de que existiria esse impacto.

Tabela 21 - Vazões mínimas de referência  $Q_{7,10}$  e a variação para os cenários avaliados.

	2009	2019	Zoneamento	Variação 2009/2019	Variação 2019/zoneamento
$Q_{7,10}$	0.420	0.421	0.421	0.17%	0.18%

Dessa forma o que se pode induzir dos resultados obtidos é que a vazão mínima na bacia estudada está mais relacionada com a vazão de base. Então, o rio em si, ainda terá a mesma vazão, independentemente da urbanização. Já a vazão máxima sim, apresentará influência do processo de urbanização, visto que ela é relacionada com o escoamento superficial, que é percebido com o aumento da área urbanizada. A contribuição total para o escoamento dos canais deve-se principalmente ao escoamento superficial direto (incluindo o escoamento subsuperficial) e ao escoamento básico (contribuição do lençol de água subterrânea).

Esse resultado levanta o questionamento a respeito do gerenciamento dos recursos hídricos em áreas urbanas. Com o aumento ainda maior da área urbanizada, como pode ser visto no cenário proposto pelo zoneamento, as vazões máximas tendem a se elevar, o que pode vir a

ocasionar inundações nas áreas que margeiam os rios. Esses eventos, que já vem acontecendo em períodos chuvosos prolongados ou com grande volume de precipitação, tendem a aumentar a incidência. Assim se discute quais as medidas que devem ser tomadas a respeito da gestão desses recursos, especialmente em uma bacia tão pequena. Com esse intuito procurou-se saber se a adoção de uma área dentro da área urbana destinada a mitigação desses efeitos, como estruturas de valas ou trincheiras de infiltração, ou ainda parques que promovam a redução do escoamento superficial impactariam nas vazões.

Conforme observado na Tabela 22, a diminuição de 5% da área urbana, que seria destinada a retenção ou infiltração do escoamento superficial, promoveria uma redução das vazões. No caso das vazões mínimas essa redução não é significativa, ficando na grandeza de 0,2%. Já com relação as vazões máximas essa redução seria um pouco maior, chegando a diminuir em 4,7% as vazões de pico no mês de junho. Com relação aos meses de verão (dezembro a março) que seriam os meses mais importantes, devido as precipitações mais intensas, as variações não foram tão significativas, somente no mês de dezembro que se observou uma diminuição de 2,3% nas vazões máximas. Outra perspectiva é de que mesmo nas áreas públicas que são obrigatórias no parcelamento do solo, o fato de as tornar permeáveis já pode ser um grande indutor da redução do escoamento. Ruas, calçadas, praças podem ser tornadas permeáveis reduzindo assim o escoamento superficial.

De forma semelhante Silva (2016) encontrou para o Setor Habitacional Vicente Pires (SHVP), no Distrito Federal, um aumento da vazão de pico com o avanço da urbanização e aumento das áreas impermeáveis. A autora também obteve que para as simulações com as bacias para o amortecimento das cheias, menores valores para o pico do hidrograma de cheia, porém caso fossem implantadas mais medidas de baixo impacto o amortecimento das vazões de pico pode ser mais satisfatório. Destacando assim a necessidade de estudos e análises da implementação de medidas compensatórias adicionais ao sistema de drenagem pluvial.

Assim, como forma de conter dos impactos negativos e estimular o planejamento urbano que possibilite o escoamento adequado das águas urbanas, propõe-se a implantação de técnicas compensatórias. Destaca-se também a revitalização de rios urbanos, que se apresenta como temática em ascensão no que tange aos impactos da urbanização em corpos hídricos.

Tabela 22 - Vazões mínimas e máximas mensais e a variação para o cenário de mitigação.

	2019		Mitigação		2019/Mitigação	
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Varição mínimo	Varição máxima
Janeiro	4.787	0.425	4.709	0.425	0.0%	-1.6%
Fevereiro	7.352	0.422	7.287	0.422	0.0%	-0.9%
Março	3.191	0.424	3.131	0.424	0.0%	-1.9%
Abril	3.646	0.412	3.579	0.411	-0.2%	-1.8%
Mai	2.054	0.407	1.995	0.407	0.0%	-2.9%
Junho	1.265	0.411	1.205	0.411	0.0%	-4.7%
Julho	1.121	0.408	1.071	0.407	-0.2%	-4.5%
Agosto	1.692	0.411	1.622	0.411	0.0%	-4.1%
Setembro	1.542	0.404	1.480	0.404	0.0%	-4.0%
Outubro	1.603	0.422	1.543	0.422	0.0%	-3.7%
Novembro	3.883	0.424	3.807	0.423	-0.2%	-2.0%
Dezembro	2.595	0.420	2.535	0.420	0.0%	-2.3%

Com relação a metodologia empregada neste trabalho pode-se afirmar que a utilização das imagens rapideye, que são gratuitas na plataforma de estudo Planet, foram uma fonte alternativa eficaz para análise de uso e ocupação do da terra para áreas que necessitam de imagens com resolução espacial maior, permitindo boas interpretações e demonstrando apresentar grande potencial para o planejamento urbano a partir deste tipo de análise.

Vale ainda ressaltar a importância de que esses estudos sejam empregados pelos gestores públicos, destacando assim a necessidade de qualificação técnica de pessoal e também a necessidade de equipamentos para se fazer este tipo de análise.

## 6 CONCLUSÃO

Em síntese, os resultados trazidos por esse estudo indicam que o processo de urbanização da área da bacia hidrográfica do Rio do Meio tem provocado impactos para o ambiente local. A retificação e canalização dos córregos, além da constante impermeabilização do solo e as ligações irregulares dos efluentes à rede pluvial afetam diretamente a qualidade das águas e o regime hidrológico. Destaca-se aqui, que apesar de não ter sido encontrado impacto significativo nas vazões mínimas, pode-se observar o aumento na vazão de pico proporcionado pela elevação do escoamento superficial, que por sua vez aumentou com a urbanização. Elevação essa que chegou a 9,9% no ano de 2004 se analisando os dois primeiros cenários, e 24,3% de comparando 2019 com o cenário do zoneamento.

No que se refere a análise de tendência da precipitação, não foi encontrada uma tendência relevante, visto que no total mensal o aumento foi de aproximadamente 0,03 mm por

mês. E no total anual o aumento foi de aproximadamente 3,5 mm por ano. O mesmo pode ser observado pela análise do índice SPI, que indicou não existir predominância entre anos ou meses úmidos ou secos, corroborando o fato de não existir uma tendência de crescimento ou decaimento na precipitação. Influindo assim, que a análise da urbanização não sofreu impacto pela variação da precipitação ao longo dos anos.

Já com relação ao uso e ocupação da terra, os resultados apontaram que a classe urbana e a de vegetação rasteira foram as que apresentaram as maiores variações ao longo do período analisado, com a classe urbana sofrendo um aumento de 7,0% e a classe de vegetação rasteira uma redução de 4,7%. Ademais, a avaliação dos padrões de uso e cobertura da terra representaram uma ferramenta auxiliar para a manutenção da qualidade dos ecossistemas, bem como para identificar e controlar os efeitos do processo de ocupação. As limitações do estudo estão relacionadas à integração de produtos diversos de sensoriamento remoto, fazendo-se necessário um cuidadoso processo de interpretação visual, evitando-se incorrer em erros na delimitação das classes a serem mapeadas.

Apesar da limitação relacionada a falta de imagens de alta resolução para a área de estudo, as análises temporais com a aplicação de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas possibilitaram a identificação e a localização dos processos urbanos, e contribuíram com subsídios para modelagem hidráulico-hidrológica. Além de constituírem um meio eficaz para o diagnóstico das reais condições do uso da terra e para o controle das alterações ambientais decorrentes, onde foi possível identificar um adensamento urbano no período analisado.

Nesse contexto, na modelagem observou-se que, após a otimização, com o conjunto de parâmetros ótimos o modelo conseguiu representar de forma satisfatória as vazões observadas. Dessa forma, como a combinação dos modelos propostos apresentou bom ajuste e resultados satisfatórios para simular as condições da bacia hidrográfica, frente aos eventos de precipitação, e fornecer a vazão, obteve-se as séries sintéticas simuladas, para os cenários de urbanização e para o cenário futuro hipotético considerando o disposto no plano diretor. Onde foi possível depois avaliar o impacto principal nas vazões máximas da bacia.

Por fim, destaca-se que a diminuição da área urbana, que seria destinada a retenção ou infiltração do escoamento superficial, promoveria uma redução das vazões. Com relação as vazões máximas essa redução conseguiria diminuir 4,7% as vazões de pico no mês de junho. Assim, fica relevante a necessidade que haja uma forma de conter dos impactos negativos e estimular o planejamento urbano que possibilite o escoamento adequado das águas urbanas na bacia hidrográfica do Rio do Meio. Destaca-se que os resultados são limitados em função das

considerações da simulação assim como a análise ter sido feita em função do crescimento de urbanização entre os períodos de 2009 e 2019, além da limitação imposta pela condição inicial já apresentar elevada área urbanizada.

Assim, como indicações de projetos futuros fica a sugestão de simular um cenário de pré-urbanização, visto que os pequenos aumentos encontrados podem ser em função das elevadas taxas de impermeabilização já existentes no cenário de análise inicial. Além disso, simular chuvas de projeto que considerem as mudanças climáticas e também o cálculo exato da vazão de água pluvial atual em áreas urbanas consolidadas, da capacidade real do curso d'água em absorver certo volume e o volume excedente - que se traduz nas enchentes urbanas recorrentes. Sabendo cada volume exato será possível pré-dimensionar as técnicas compensatórias de drenagem urbana. Recomenda-se também, a fim de que se reduza as limitações impostas pela ausência de dados fluviais, a instalação e manutenção de um sistema de monitoramento nos canais, com intuito de promover assim, a continuidade dos estudos relacionados à bacia hidrográfica estudada.

## 7 REFERÊNCIAS

- ADAM, E; MUTANGA, O; ODINDI, J; ABDEL-RAHMAN, E. M. Land-use/cover classification in a heterogeneous coastal landscape using RapidEye imagery: evaluating the performance of random forest and support vector machines classifiers. *International Journal Of Remote Sensing*, [S.L.], v. 35, n. 10, p. 3440-3458, 17 abr. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2014.903435>.
- AGEITEC, Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Gleissolos. 2017. Disponível em:<[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos\\_tropicais/arvore/CONTAG01\\_10\\_22\\_12200611540.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_10_22_12200611540.html)>. Acesso em: 16 maio 2021.
- AHN, K. H; MERWADE, V. Quantifying the relative impact of climate and human activities on streamflow. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 515, p. 257-266, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.062>.
- ALI, M; KHAN, S. J; ASLAM, I; KHAN, Z. Simulation of the impacts of land-use change on surface runoff of Lai Nullah Basin in Islamabad, Pakistan. *Landscape And Urban Planning*, [S.L.], v. 102, n. 4, p. 271-279, set. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.006>.
- ALMEIDA, J. R. Planejamento ambiental: caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum: uma necessidade, um desafio. 2. ed. Rio de Janeiro: Thex, 2002.
- ALMEIDA, L; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizada. *FAE, Curitiba*, v. 20, n. 1, p. 129-137, 2017.

ALVES, T. L. B; AZEVEDO, P. V; SILVA, M. T. Análise morfométrica da bacia hidrográfica riacho Namorado, São João do Cariri-PB: uma ferramenta ao diagnóstico físico. *Revista de Geografia*, v. 31, n. 3, 2014. UFPE.

AMORIM, J. M. O Estudo do Efeito da Urbanização e da Ocupação Urbana no Escoamento da Microbacia do Córrego Mogi em Uberlândia - MG. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

ANA, Agência Nacional de Águas. Inventário das estações fluviométricas. 2. ed. Brasília: SGH, 2009.

ANDRADE, M. P; RIBEIRO, C. B. M. Impacts of land use and cover change on Paraíba do Sul watershed streamflow using the SWAT model. *RBRH*, [S.L.], v. 25, 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.252020190034>.

ARNOLD, C. L; GIBBONS, C. J. Impervious Surface Coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal Of The American Planning Association*, [S.L.], v. 62, n. 2, p. 243-258, 30 jun. 1996. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01944369608975688>.

AZEVEDO, L. T. S. Movimentos de massa no município de Florianópolis-SC: estudo crítico a partir da aplicação de ferramentas de gerenciamento de risco. 127 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

BAKER, A; Land Use and Water Quality. *Encyclopedia Of Hydrological Sciences*, [S.L.], 21 out. 2005. John Wiley & Sons, Ltd. <http://dx.doi.org/10.1002/0470848944.hsa195>.

BALDISSERA, G. C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá, MT. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Física do Meio Ambiente, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BARCELLOS, D. Analysis of Precipitation Temporal Variability in the Florianópolis/SC City. *Ciência e Natura*, v. 42, p. 9, 2020.

BARI, M. A; SMETTEM, K. R. J; SIVAPALAN, M. Understanding changes in annual runoff following land use changes: a systematic data-based approach. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 19, n. 13, p. 2463-2479, 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5679>.

BEIGHLEY, R. E; MOGLEN, G. E. Adjusting measured peak discharges from an urbanizing watershed to reflect a stationary land use signal. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 39, n. 4, abr. 2003. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2002wr001846>.

BESKOW, S; NORTON, L. D; MELLO, C. R. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resources Management*, [S.L.], v. 27, n. 2, p. 341-363, 30 out. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>.

BEVEN, K. J. Rainfall-runoff modelling: the primer. Chichester: John Wiley & Sons, 2004.

BHASKAR, A. S; BEESLEY, L; BURNS, M. J; FLETCHER, T. D; HAMEL, P; OLDHAM, C. E; ROY, A. H. Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. *Freshwater Science*, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 293-310, mar. 2016. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/685084>.

BHASKAR, A. S; WELTY, C; MAXWELL, R. M; MILLER, A. J. Untangling the effects of urban development on subsurface storage in Baltimore. *Water Resources Research*, [S.L.], v.

51, n. 2, p. 1158-1181, fev. 2015. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2014wr016039>.

BOOTH, D. B; JACKSON, C. R. URBANIZATION OF AQUATIC SYSTEMS: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 33, n. 5, p. 1077-1090, out. 1997. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1997.tb04126.x>.

BOOTH, D. B; KARR, J. R; SCHAUMAN, S; KONRAD, C. P; MORLEY, S. A; LARSON, M. G; BURGESS, S. J. REVIVING URBAN STREAMS: land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 40, n. 5, p. 1351-1364, out. 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01591.x>.

BOTELHO, A. S; SILVA, R. G. M. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: VITTE, A. J. T. Guerra; A. C. Reflexões Sobre a Geografia Física no Brasil. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

BRABEC, E; SCHULTE, S; RICHARDS, P. L. Impervious Surfaces and Water Quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal Of Planning Literature*, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 499-514, maio 2002. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/088541202400903563>.

BRANDES, D; CAVALLO, G. J; NILSON, M. L. BASE FLOW TRENDS IN URBANIZING WATERSHEDS OF THE DELAWARE RIVER BASIN. *Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 41, n. 6, p. 1377-1391, dez. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03806.x>.

BRASIL. Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília.

BRAUD, I; BREIL, P; THOLLET, F; LAGOUY, M; BRANGER, F; JACQUEMINET, C; KERMADI, S; MICHEL, K. Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 485, p. 5-23, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.049>.

BRUN, S. E; BAND, L. E. Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed. *Computers, Environment And Urban Systems*, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 5-22, jan. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0198-9715\(99\)00040-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0198-9715(99)00040-x).

BURNS, D; VITVAR, T; MCDONNELL, J; HASSETT, J; DUNCAN, J; KENDALL, C. Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 311, n. 1-4, p. 266-281, set. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.022>.

BUTLER, D; DAVIES, J. *Urban Drainage*. 3. ed. Londres: Spon Press, 2010.

CABRAL, J. B. P; ROCHA, I. R; MARTINS, A. P; ASSUNÇÃO, H. F; BECEGATO, V. A. Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Doce (GO), utilizando técnicas de geoprocessamento. *GeoFocus*, [S.L.], n. 11, p. 51-69, 2011.

CARVALHO, W. S; MAGALHÃES FILHO, F. J. C; SANTOS, T. L. Uso e cobertura do solo utilizando a plataforma Google Earth Engine (GEE): estudo de caso em uma unidade de conservação / land use and land cover using the google earth engine platform (gee). *Brazilian Journal Of Development*, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 15280-15300, 2021. *Brazilian Journal of Development*. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv7n2-243>.

CASTRO, A. L. C; CALHEIROS, L. B; CUNHA, M. I. R; BRINGEL, M. L. N. C. *Manual de Desastres: Desastres Naturais*. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2003.

- CHEN, J; THELLER, L; GITAU, M. W; ENGEL, B. A; HARBOR, J. M. Urbanization impacts on surface runoff of the contiguous United States. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 187, p. 470-481, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.017>.
- CHEN, S; WOODCOCK, C. E; BULLOCK, E. L; ARÉVALO, P; TORCHINAVA, P; PENG, S; OLOFSSON, P. Monitoring temperate forest degradation on Google Earth Engine using Landsat time series analysis. *Remote Sensing Of Environment*, [S.L.], v. 265, p. 112648, nov. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2021.112648>.
- CHEN, Y; XU, Y; YIN, Y. Impacts of land use change scenarios on storm-runoff generation in Xitiaoxi basin, China. *Quaternary International*, [S.L.], v. 208, n. 1-2, p. 121-128, out. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2008.12.014>.
- CHIN, A. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*, [S.L.], v. 79, n. 3-4, p. 460-487, set. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.033>.
- CHOCAT, B. *Encyclope'die de L'hydrologie Urbaine et de L'assainissement*. [S.L.]: Lavoisier, 1997.
- CHOI, J. Y; ENGEL, B. A; MUTHUKRISHNAN, S; HARBOR, J. Gis Based Long Term Hydrologic Impact Evaluation for Watershed Urbanization. *Jawra Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 39, n. 3, p. 623-635, jun. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb03680.x>.
- CHU, M. L; KNOUFT, J. H; GHULAM, A; GUZMAN, J. A; PAN, Z. Impacts of urbanization on river flow frequency: a controlled experimental modeling-based evaluation approach. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 495, p. 1-12, jul. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.051>.
- CLAESSENS, L; HOPKINSON, C; RASTETTER, E; VALLINO, J. Effect of historical changes in land use and climate on the water budget of an urbanizing watershed. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 42, n. 3, mar. 2006. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005wr004131>.
- CLARKE, R. T. A review of some mathematical models used in hydrology, with observations on their calibration and use. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 1-20, maio 1973. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(73\)90089-9](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(73)90089-9).
- COELHO, V. H. R; MONTENEGRO, S. M. G. L; ALMEIDA, C. N; LIMA, E. R. V; RIBEIRO NETO, A; MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, [S.L.], v. 18, n. 1, p. 64-72, jan. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662014000100009>.
- COSTA, M. H; BOTTA, A; CARDILLE, J. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 283, n. 1-4, p. 206-217, dez. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(03\)00267-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(03)00267-1).
- CRISTO, S. S. V. *Análise de Susceptibilidade a Riscos Naturais Relacionados às Enchentes e Deslizamentos do Setor Leste da Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi, Florianópolis - SC*. 211 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geociências, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- CUI, J; ZHU, M; LIANG, Y; QIN, G; LI, J; LIU, Y. Land Use/Land Cover Change and Their Driving Factors in the Yellow River Basin of Shandong Province Based on Google Earth

Engine from 2000 to 2020. *Isprs International Journal Of Geo-Information*, [S.L.], v. 11, n. 3, p. 163-1, 23 fev. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi11030163>.

CUI, Y; XIAO, X; ZHANG, Y; DONG, J; QIN, Y; DOUGHTY, R. B; ZHANG, G; WANG, J; WU, X; QIN, Y. Temporal consistency between gross primary production and solar-induced chlorophyll fluorescence in the ten most populous megacity areas over years. *Scientific Reports*, [S.L.], v. 7, n. 1, 2 nov. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-13783-5>.

CUO, L; LETTENMAIER, D. P; ALBERTI, M; RICHEY, J. E. Effects of a century of land cover and climate change on the hydrology of the Puget Sound basin. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 907-933, 15 mar. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7228>.

DEVRIES, B; HUANG, C; ARMSTON, J; HUANG, W; JONES, J. W; LANG, M. W. Rapid and robust monitoring of flood events using Sentinel-1 and Landsat data on the Google Earth Engine. *Remote Sensing Of Environment*, [S.L.], v. 240, p. 111664, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2020.111664>.

DEWALLE, D. R; SWISTOCK, B. R; JOHNSON, T. E; MCGUIRE, K. J. Potential effects of climate change and urbanization on mean annual streamflow in the United States. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 36, n. 9, p. 2655-2664, set. 2000. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2000wr900134>.

DEWAN, A. M; ISLAM, M. M; KUMAMOTO, T; NISHIGAKI, M. Evaluating Flood Hazard for Land-Use Planning in Greater Dhaka of Bangladesh Using Remote Sensing and GIS Techniques. *Water Resources Management*, [S.L.], v. 21, n. 9, p. 1601-1612, 8 nov. 2006. Springer Science and Business Media. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-006-9116-1>.

DIAS, G. F. *Pegada Ecológica e Sustentabilidade Humana*. 1. ed. São Paulo: Gaia, 2002.

DIAS, M. A. P. *Estudo hidrológico da Ribeira do Amparo*. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Instituto Politécnico de Leiria, Leiria, 2017.

DIEM, J. E; HILL, T. C; MILLIGAN, R. A. Diverse multi-decadal changes in streamflow within a rapidly urbanizing region. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 556, p. 61-71, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.026>.

DINIZ, L. S. *Calibração automática de modelos chuva-vazão usando um algoritmo genético*. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

DU, J; QIAN, L; RUI, H; ZUO, T; ZHENG, D; XU, Y; XU, C. Y. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhuai River basin, China. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 464-465, p. 127-139, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.057>.

EPAGRI. *A Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Banco de dados climatológicos*. Florianópolis: Epagri, 2021.

FARHANGI, M; KHOLGHI, M; CHAVOSHIAN, S. A. Rainfall Trend Analysis of Hydrological Subbasins in Western Iran. *Journal Of Irrigation And Drainage Engineering*, [S.L.], v. 142, n. 10, out. 2016. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ir.1943-4774.0001040](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0001040).

FERNANDES, D.S.; HEINEMANN, A.B.; PAZ, R.L.F.; AMORIM, A.O.; CARDOSO, A.S. *Índices para a quantificação da seca*. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2009. 45p.

FINKLER, N. R; MENDES, L. A; SCHNEIDER, E. H. M; BORTOLIN, T. A; SCHNEIDER, V. E. Comparação de Funções de Distribuição de Probabilidades na Determinação de Vazão Mínima Anual e Sazonal. *Scientia Cum Industria*, [S.L.], v. 3, n. 2, p. 42-49, 21 nov. 2015. Universidade Caixias do Sul. <http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v3iss2p42>.

FINOTTI, A. R; FINKLER, R; SILVA, M. D; CEMIN, G. Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas. Caxias do Sul: EDUCS, 2009.

FLETCHER, T. D; SHUSTER, W; HUNT, W. F; ASHLEY, R; BUTLER, D; ARTHUR, S; TROWSDALE, S; BARRAUD, S; SEMADENI-DAVIES, A; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, [S.L.], v. 12, n. 7, p. 525-542, 23 jul. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314>.

FLORENZANO, T. G. Iniciação em sensoriamento remoto. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

FLORIANÓPOLIS. Atlas do município de Florianópolis. Florianópolis: IPUF, 2004.

FLORIANÓPOLIS. Plano Diretor de Urbanismo de Florianópolis. Florianópolis: PMF, 2014.

FLORIANÓPOLIS. Plano municipal integrado de saneamento básico: Drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Florianópolis: PMF, 2009.

FRAKE, A. N; PETER, B. G; WALKER, E. D; MESSINA, J. P. Leveraging big data for public health: mapping malaria vector suitability in malawi with google earth engine. *Plos One*, [S.L.], v. 15, n. 8, p. 0235697, 4 ago. 2020. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0235697>.

GAVA, T; FINOTTI, A. R. Solid Waste In Drainage Network Of Rio Do Meio Watershed, Florianópolis/Sc. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 79-101, 1 dez. 2012. University Nove de Julho. <http://dx.doi.org/10.5585/geas.v1i2.24>.

GENZ, F; LESSA, G; CIRANO, M. Vazão Mínima para Estuários: um estudo de caso no rio paraguaçu/ba. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 73-82, 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v13n3.p73-82>.

GESSER, I. O. Requalificação do campus da UFSC - conectando centralidades. 55 f. TCC (Graduação) - Curso de Arquitetura e Urbanismo, Universidade do Sul de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

GORELICK, N; HANCHER, M; DIXON, M; ILYUSHCHENKO, S; THAU, D; MOORE, R. Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing Of Environment*, [S.L.], v. 202, p. 18-27, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.

GREER, K; STOW, D. Vegetation Type Conversion in Los Penaasquitos Lagoon, California: an examination of the role of watershed urbanization. *Environmental Management*, [S.L.], v. 31, n. 4, p. 489-503, 1 abr. 2003. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2849-6>.

GRIMM, N. B; FAETH, S. H; GOLUBIEWSKI, N. E; REDMAN, C. L; WU, J; BAI, X; BRIGGS, J. M. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, [S.L.], v. 319, n. 5864, p. 756-760, 8 fev. 2008. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1150195>.

GÜL, G. O; HARMANÇİOĞLU, N; GÜL, A. A combined hydrologic and hydraulic modeling approach for testing efficiency of structural flood control measures. *Natural Hazards*, [S.L.], v.

54, n. 2, p. 245-260, 2 out. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-009-9464-2>.

HALL, B; CURRELL, M; WEBB, J. Using multiple lines of evidence to map groundwater recharge in a rapidly urbanising catchment: implications for future land and water management. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 580, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124265>.

HAMMER, T. R. Stream channel enlargement due to urbanization. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 8, n. 6, p. 1530-1540, dez. 1972. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/wr008i006p01530>.

HAO, L; HUANG, X; QIN, M; LIU, Y; LI, W; SUN, G. Ecohydrological Processes Explain Urban Dry Island Effects in a Wet Region, Southern China. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 54, n. 9, p. 6757-6771, set. 2018. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2018wr023002>.

HARBOR, J. M. A Practical Method for Estimating the Impact of Land-Use Change on Surface Runoff, Groundwater Recharge and Wetland Hydrology. *Journal Of The American Planning Association*, [S.L.], v. 60, n. 1, p. 95-108, 31 mar. 1994. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01944369408975555>.

HAWLEY, R. J; BLEDSOE, B. P. How do flow peaks and durations change in suburbanizing semi-arid watersheds? A southern California case study. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 405, n. 1-2, p. 69-82, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.011>.

HEJAZI, M. I; MOGLEN, G. E. Regression-based approach to low flow prediction in the Maryland Piedmont region under joint climate and land use change. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 21, n. 14, p. 1793-1801, 2007. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6374>.

HERRMANN, M. L. P. Levantamento dos Desastres Naturais Causados pelas Adversidades Climáticas no Estado de Santa Catarina. Florianópolis: IOESC, 2000.

HERRMANN, M. L. P. Aspectos Ambientais da Porção Central da Ilha de Santa Catarina. 228 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1989.

HOLLIS, G. E. Water Yield Changes After The Urbanization Of The Canon's Brook Catchment, Harlow, England / Changements de l'apport d'eau à la suite de l'urbanisation du bassin versant de 'Canon's Brook' à Harlow, en Angleterre. *Hydrological Sciences Bulletin*, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 61-75, mar. 1977. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667709491694>.

HUANG, H. J; CHENG, S. J; WEN, J. C; LEE, J. H. Effect of growing watershed imperviousness on hydrograph parameters and peak discharge. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 22, n. 13, p. 2075-2085, 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6807>.

HUANG, S. Y; CHENG, S. J; WEN, J. C; LEE, J. H. Identifying peak-imperviousness-recurrence relationships on a growing-impervious watershed, Taiwan. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 362, n. 3-4, p. 320-336, dez. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.09.002>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2022.

- JAVARI, M. Trend and Homogeneity Analysis of Precipitation in Iran. *Climate*, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 44, 8 set. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/cli4030044>.
- KANDEKAR, V. U; PANDE, C. B; RAJESH, J; ATRE, A. A; GORANTIWAR, S. D; KADAM, S. A; GAVIT, B. Surface water dynamics analysis based on sentinel imagery and Google Earth Engine Platform: a case study of jayakwadi dam. *Sustainable Water Resources Management*, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 1-1, 15 maio 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40899-021-00527-7>.
- KARR, J. R; CHU, E. W. Introduction: sustaining living rivers. *Assessing The Ecological Integrity Of Running Waters*, [S.L.], p. 1-14, 2000. Springer Netherlands. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2\\_1](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_1).
- KAUFFMAN, G. J; BELDEN, A. C; VONCK, K. J; HOMSEY, A. R. Link between Impervious Cover and Base Flow in the White Clay Creek Wild and Scenic Watershed in Delaware. *Journal Of Hydrologic Engineering*, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 324-334, abr. 2009. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2009\)14:4\(324\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2009)14:4(324)).
- KAUFFMANN, M. O. Expansão urbana e qualidade de vida: proposta para desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade aplicados à legislação urbanística. 180 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.
- KENDALL, M. G. Rank Correlation Methods, 2nd edition. 1970. New York, NY: Hafner.
- KLEIN, R. D. Urbanization and Stream Quality Impairment. *Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 948-963, ago. 1979. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1979.tb01074.x>.
- KOBIYAMA, M; GRISON, F; LINO, J. F. L; SILVA, R. V. Estimativa Morfométrica e Hidrológica do Tempo de Concentração na Bacia do Campus da UFSC, Florianópolis-SC. In: *Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste*, 1. Porto Alegre: ABRH, 2006a.
- KOBIYAMA, M; GRISON, F; LINO, J. F. L; SILVA, R. V. Time of Concentration in the UFSC Campus Catchment, Florianópolis-SC (Brazil), Calculated with Morfometric and Hydrological Methods. In: *Simpósio Nacional de Geomorfologia*, 6. Goiânia: UGB, 2006b.
- KONRAD, C. P; BOOTH, D. B. Hydrologic Trends Associated with Urban Development for Selected Streams in the Puget Sound Basin, Western Washington. Tacoma: USGS, 2002.
- KONRAD, C. P; BOOTH, D. B; BURGESS, S. J. Effects of urban development in the Puget Lowland, Washington, on interannual streamflow patterns: consequences for channel form and streambed disturbance. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 41, n. 7, jul. 2005. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005wr004097>.
- KONRAD, C. P; BOOTH, D. B. Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. In: *American Fisheries Society Symposium*, 47. [S.L.]: AFS, 2005.
- KUMAR, A; JOSEPH, S; TSECHANSKY, L; PRIVAT, K; SCHREITER, I. J; SCHÜTH, C; GRABER, E. R. Biochar aging in contaminated soil promotes Zn immobilization due to changes in biochar surface structural and chemical properties. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 626, p. 953-961, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.157>.
- KUMAR, M; DEKA, J. P; KUMARI, O. Development of Water Resilience Strategies in the context of climate change, and rapid urbanization: a discussion on vulnerability mitigation.

Groundwater For Sustainable Development, [S.L.], v. 10, p. 100308, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100308>.

LABURB/UFSC. Disponível em: [laburb.paginas.ufsc.br](http://laburb.paginas.ufsc.br). Acesso em: 10 de maio de 2021.

LANDIS, J. R; KOCH, G. G. An Application of Hierarchical Kappa-type Statistics in the Assessment of Majority Agreement among Multiple Observers. *Biometrics*, [S.L.], v. 33, n. 2, p. 363, jun. 1977. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/2529786>.

LETTENMAIER, D. P; ALSDORF, D; DOZIER, J; HUFFMAN, G. J; PAN, M; WOOD, E. F. Inroads of remote sensing into hydrologic science during the WRR era. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 51, n. 9, p. 7309-7342, set. 2015. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2015wr017616>.

LI, C; SUN, G; COHEN, E; ZHANG, Y; XIAO, J; MCNULTY, S. G; MEENTEMEYER, R. K. Modeling the impacts of urbanization on watershed-scale gross primary productivity and tradeoffs with water yield across the conterminous United States. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 583, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124581>.

LIBOS, M. I. P. C. Modelagem da poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. 269 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

LILLESAND, T. M; KIEFER, R. W. Remote sensing and image interpretation. 3. ed. Chichester: Wiley, 1994.

LIU, Z; HE, C; ZHOU, Y; WU, J. How much of the world's land has been urbanized, really? A hierarchical framework for avoiding confusion. *Landscape Ecology*, [S.L.], v. 29, n. 5, p. 763-771, 12 abr. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0034-y>.

LOBATO, W. T. S; ALMEIDA, G. M; ALVES, K. N. A; SOUZA, A. M. B; LIMA, B. M; LIMA, E. S. F; SOUZA, A. A. S; LIMA, M. J. A. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA MENSAL E ANUAL DO MUNICÍPIO DE TRACUATEUA, PARÁ. *Revista Agroecossistemas*, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 255, 19 nov. 2018. Universidade Federal do Para. <http://dx.doi.org/10.18542/ragros.v10i2.5141>

LONGLEY, P. A; GOODCHILD, M. F; MAGUIRE, D. J; RHIND, D. W. Geographic information systems and science. 3. ed. Nova York: John Wiley & Sons, 2010.

MACEDO, M. J. H. Aplicações de redes neurais artificiais e satélite TRMM na modelagem chuva-vazão da bacia hidrográfica do rio Paraguaçu/BA. 109 f. Tese (Doutorado) - Curso de Meteorologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

MACHADO, F. W. Modelagem chuva-vazão mensal utilizando redes neurais artificiais. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal O Paraná, Curitiba, 2005.

MAGIDI, J; NHAMO, L; MPANDELI, S; MABHAUDHI, T. Application of the Random Forest Classifier to Map Irrigated Areas Using Google Earth Engine. *Remote Sensing*, [S.L.], v. 13, n. 5, p. 876, 26 fev. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs13050876>.

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the econometric society*, p. 245-259, 1945.

MEJÍA, A; ROSSEL, F; GIRONÁS, J; JOVANOVIC, T. Anthropogenic controls from urban growth on flow regimes. *Advances In Water Resources*, [S.L.], v. 84, p. 125-135, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.08.010>.

- MELLO, K; VALENTE, R. A; RANDHIR, T. O; SANTOS, A. C. A; VETTORAZZI, C.A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. *Catena*, [S.L.], v. 167, p. 130-138, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>.
- MILLER, J. D; HESS, T. Urbanisation impacts on storm runoff along a rural-urban gradient. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 552, p. 474-489, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.025>.
- MILLER, J. D; KIM, H; KJELDSSEN, T. R; PACKMAN, J; GREBBY, S; DEARDEN, R. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 515, p. 59-70, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>.
- MINUZZI, R. B. Chuvas em Santa Catarina durante eventos do El Niño oscilação sul. *Geosul*, [S.L.], v. 26, n. 50, p. 1-1, 20 out. 2010. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2010v26n50p107>.
- MOREIRA, G. L; ARAÚJO, E; ANDRADE, S. S. M; CYNTHIA, M; LIMA, D; OLIVEIRA, F. R. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Alegre, ES, Brasil. *Agropecuária Científica no Semiárido*, [S.L.], v. 12, p. 403-409, 2016. UFCG.
- MORIASI, D. N; ARNOLD, J. G; VAN LIEW, M. W; BINGNER, R. L; HARMEL, R. D; VEITH, T. L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions Of The Asabe*, [S.L.], v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). <http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153>.
- MULUNGO, H. E. Estudo de inundação na bacia do campus da UFSC, Florianópolis - SC. 2012. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.
- NASCIMENTO, F. A; MOURA, P. M; SILVA, OLIVEIRA, F. E. Análise comparativa entre as respostas de modelos chuva-vazão concentrados e semi-distribuídos. In: *Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos*, 22. Florianópolis: ABRH, 2017.
- NATARAJAN, S; RADHAKRISHNAN, N. Simulation of extreme event-based rainfall-runoff process of an urban catchment area using HEC-HMS. *Modeling Earth Systems And Environment*, [S.L.], v. 5, n. 4, p. 1867-1881, 16 set. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40808-019-00644-5>.
- NEA/UFSC. Disponível em: <http://neagua.ufsc.br/>. Acesso em: 12 de abril de 2021.
- NOROUZI, R; ARVANAGHI, H; SALMASI, F; FARSADIZADEH, D; GHORBANI, M. A. A new approach for oblique weir discharge coefficient prediction based on hybrid inclusive multiple model. *Flow Measurement And Instrumentation*, [S.L.], v. 76, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2020.101810>.
- OLIVEIRA, G. P. C. Modelagem hidrológica apoiada por sistema de informações geográficas. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- OLIVEIRA, V. A; MELLO, C. R; VIOLA, M. R; SRINIVASAN, R. Land-Use Change Impacts On The Hydrology Of The Upper Grande River Basin, Brazil. *Cerne*, [S.L.], v. 24, n. 4, p. 334-343, dez. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201824042573>.
- ONU, Organizações das Nações Unidas. *World Urbanization Prospects. The 2018 Revision*. Nova York: DESA, 2019.

- OTT, B; UHLENBROOK, S. Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model. *Hydrology And Earth System Sciences*, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 62-78, 29 fev. 2004. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-8-62-2004>.
- LOUDIN, L; SALAVATI, B; FURUSHO-PERCOT, C; RIBSTEIN, P; SAADI, M. Hydrological impacts of urbanization at the catchment scale. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 559, p. 774-786, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.064>.
- PAZ, A. R; MELLER, A; COSTA, A. H. A; OLIVEIRA, C. A. Simulação de inundações urbanas na bacia do Arroio Moinho de Areia (Porto Alegre). In: *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 15. Belo Horizonte: ABES, 2012.
- PERAZZOLI, M; PINHEIRO, A; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia - SC. *Revista Árvore*, [S.L.], v. 37, n. 5, p. 859-869, out. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622013000500008>.
- PETCHPRAYOON, P; BLANKEN, P. D; EKKAWATPANIT, C; HUSSEIN, K. Hydrological impacts of land use/land cover change in a large river basin in central-northern Thailand. *International Journal Of Climatology*, [S.L.], v. 30, n. 13, p. 1917-1930, 30 mar. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.2131>.
- PILGRIM, D. H.; CORDERY, I. *Handbook of Hydrology*, Chapter 9: Flood runoff, edited by: Maidment, DR. 1992.
- PLANET TEAM. Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. 2022. San Francisco, CA. <https://api.planet.com>
- PMF. Geoprocessamento Corporativo. Disponível em: [geo.pmf.sc.gov.br/](http://geo.pmf.sc.gov.br/). Acesso em: 05 de maio de 2021.
- PONCE, V. M. *Engineering hydrology: Principles and practices*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 1989.
- PROSDOCIMI, I; KJELDEN, T. R; MILLER, J. D. Detection and attribution of urbanization effect on flood extremes using nonstationary flood-frequency models. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 51, n. 6, p. 4244-4262, jun. 2015. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2015wr017065>.
- PUTRO, B; KJELDEN, T. R; HUTCHINS, M. G; MILLER, J. An empirical investigation of climate and land-use effects on water quantity and quality in two urbanising catchments in the southern United Kingdom. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 548-549, p. 164-172, abr. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.132>.
- RAVANELLI, R; NASCETTI, A; CIRIGLIANO, R; RICO, C; LEUZZI, G; MONTI, P; CRESPI, M. Monitoring the Impact of Land Cover Change on Surface Urban Heat Island through Google Earth Engine: proposal of a global methodology, first applications and problems. *Remote Sensing*, [S.L.], v. 10, n. 9, p. 1488-1, 18 set. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs10091488>.
- RAZIEI, T; DARYABARI, J; BORDI, I; MODARRES, R; PEREIRA, L. S. Spatial patterns and temporal trends of daily precipitation indices in Iran. *Climatic Change*, [S.L.], v. 124, n. 1-2, p. 239-253, 6 mar. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-014-1096-1>.
- RECH, A; PACHECO, E; CAPRARIO, J; RECH, J. C; FINOTTI, A. R. Low-Impact Development (LID) in Coastal Watersheds: infiltration swale pollutant transfer in transitional

tropical/subtropical climates. *Water*, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 238, 14 jan. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w14020238>.

RODRIGUES, L. L; BLANCO, C. J. C. Vazão de pico em uma bacia hidrográfica com diferentes níveis de urbanização em Santarém/PA. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, [S.L.], v. 9, n. 7, p. 62-75, 24 set. 2018. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.007.0007>.

ROSE, S; PETERS, N. E. Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 15, n. 8, p. 1441-1457, 2001. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.218>.

ROUGÉ, C; CAI, X. Crossing-scale hydrological impacts of urbanization and climate variability in the Greater Chicago Area. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 517, p. 13-27, set. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.005>.

SALEHI, S; DEGHANI, M; MORTAZAVI, S. M.; SINGH, V. P. Trend analysis and change point detection of seasonal and annual precipitation in Iran. *International Journal Of Climatology*, [S.L.], v. 40, n. 1, p. 308-323, 16 jul. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.6211>.

SALERNO, F; GAETANO, V; GIANNI, T. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. *Water Research*, [S.L.], v. 144, p. 491-502, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.058>.

SANTANA, P. L; CAPRARIO, J; WU, F. K; AZEVEDO, L. T. St; UDA, P. K; FINOTTI, A. R. Hydraulic-hydrological modelling for ecological flow analysis in urbanised basins without monitored flow data. *Urban Water Journal*, [S.L.], p. 1-14, 10 mar. 2022. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2022.2050267>.

SANTOS, C. S. O processo de urbanização da bacia do Itacorubi: A influência da UFSC. 99 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

SANTOS, V; LAURENT, F; ABE, C; MESSNER, F. Hydrologic Response to Land Use Change in a Large Basin in Eastern Amazon. *Water*, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 429, 4 abr. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10040429>.

SANTOS, W. L. Espaço e qualidade ambiental: análise de impactos em uma bacia hidrográfica amazônica. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise*, [S.L.], v. 13, 30 jun. 2007. Universidade Federal do Paraná. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v13i0.6178>.

SANYAL, J; LU, X. X. Application of Remote Sensing in Flood Management with Special Reference to Monsoon Asia: a review. *Natural Hazards*, [S.L.], v. 33, n. 2, p. 283-301, out. 2004. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/b:nhaz.0000037035.65105.95>.

SARMININGSIH, A; REZAGAMA, A; RIDWAN. Simulation of Rainfall-runoff process using HEC-HMS model for Garang Watershed, Semarang, Indonesia. *Journal Of Physics: Conference Series*, [S.L.], v. 1217, p. 012134, maio 2019. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1742-6596/1217/1/012134>.

SCHERER, C. E. M; AMARAL, P. V. M. O espaço e o lugar das cidades médias na rede urbana brasileira. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, [S.L.], 16 dez. 2019. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais (RBEUR)*. <http://dx.doi.org/10.22296/2317-1529.rbeur.202001>.

- SCHUELER, T. R; FRALEY-MCNEAL, L; CAPPIELLA, K. Is Impervious Cover Still Important? Review of Recent Research. *Journal Of Hydrologic Engineering*, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 309-315, abr. 2009. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2009\)14:4\(309\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2009)14:4(309)).
- SCHUMANN, A. H; FUNKE, R; SCHULTZ, G. A. Application of a geographic information system for conceptual rainfall–runoff modeling. *Journal Of Hydrology*, v. 240, n. 1-2, p. 45-61, dez. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(00\)00312-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(00)00312-7).
- SCHWARTZ, S. S; SMITH, B. Slowflow fingerprints of urban hydrology. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 515, p. 116-128, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.019>.
- SHAW, E. M. *Hydrology in Practice*. 3. ed. Londres: Chapman & Hall, 1994.
- SIERRA, E. S; LEDO, B. S. *Ecologia e Gerenciamento do Manguezal do Itacorubí*. Florianópolis: NEMAR/CCB/UFSC, 1998.
- SILVA, E.C.B., 2016. *Avanço da Urbanização em Vicente Pires – DF, Análise da Rede de Drenagem associada a medidas Compensatórias Utilizando o Modelo SWMM e ABC*. Dissertação de Graduação, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 86 p.
- SILVA, L. P. E. *Modelagem e Geoprocessamento na identificação de áreas com risco de inundação e erosão na bacia do Rio Cuiá*. 118 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Urbana, Universidade Federal de Santa Catarina, João Pessoa 2007.
- SIMMONS, D. L; REYNOLDS, R. J. Effects Of Urbanization On Base Flow Of Selected South-Shore Streams, Long Island, New York. *Journal Of The American Water Resources Association*, [S.L.], v. 18, n. 5, p. 797-805, out. 1982. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1982.tb00075.x>.
- SINGH, V. P; WOOLHISER, D. A. Mathematical Modeling of Watershed Hydrology. *Journal Of Hydrologic Engineering*, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 270-292, jul. 2002. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2002\)7:4\(270\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2002)7:4(270)).
- SIRIWARDENA, L; FINLAYSON, B. L; MCMAHON, T. A. The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: the comet river, central queensland, australia. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 326, n. 1-4, p. 199-214, jul. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.10.030>.
- SKAGGS, R. W; KHALEEL, R. Infiltration. *Hydrologic modeling of small watersheds*. ASAE Monogr, v. 5, p. 121-166, 1982.
- STANFIELD, L; KILGOUR, B. Effects of Percent Impervious Cover on Fish and Benthos Assemblages and Instream Habitats in Lake Ontario Tributaries. In: *American Fisheries Society Symposium*, 48. [S.L.]: AFS, 2006.
- SUN, G; CALDWELL, P. V; MCNULTY, S. G. Modelling the potential role of forest thinning in maintaining water supplies under a changing climate across the conterminous United States. *Hydrological Processes*, [S.L.], v. 29, n. 24, p. 5016-5030, 1 abr. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10469>.
- TADESE, M; KUMAR, L; KOECH, R; KOGO, B. K. Mapping of land-use/land-cover changes and its dynamics in Awash River Basin using remote sensing and GIS. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [S.L.], v. 19, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100352>.

- TANG, Z; ENGEL, B. A; PIJANOWSKI, B.C.; LIM, K.J. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 76, n. 1, p. 35-45, jul. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.006>.
- TASCA, F. A; GOERL, R. F; MICHEL, G. P; LEITE, N. K; SÉRGIO, D. Z; BELIZÁRIO, S; CAPRARIO, J; FINOTTI, A. R. Application of Systems Thinking to the assessment of an institutional development project of river restoration at a campus university in Southern Brazil. *Environmental Science And Pollution Research*, [S.L.], v. 27, n. 13, p. 14299-14317, 11 nov. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06693-8>.
- TETZLAFF, D; GROTTKER, M; LEIBUNDGUT, C. Hydrological criteria to assess changes of flow dynamic in urban impacted catchments. *Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/B/C*, [S.L.], v. 30, n. 6-7, p. 426-431, jan. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2005.06.008>.
- THOM, H. C. S. A NOTE ON THE GAMMA DISTRIBUTION. *Monthly Weather Review*, [S.L.], v. 86, n. 4, p. 117-122, abr. 1958. American Meteorological Society. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0493\(1958\)0862.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0493(1958)0862.0.co;2).
- TIWARI, V; MATIN, M. A; QAMER, F. M; ELLENBURG, W. L; BAJRACHARYA, B; VADREVU, K; RUSHI, B. R; YUSAFI, W. Wheat Area Mapping in Afghanistan Based on Optical and SAR Time-Series Images in Google Earth Engine Cloud Environment. *Frontiers In Environmental Science*, [S.L.], v. 8, p. 1-1, 19 jun. 2020. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2020.00077>.
- TODINI, E. Rainfall-runoff modeling - Past, present and future. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 100, n. 1-3, p. 341-352, jul. 1988. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90191-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(88)90191-6).
- TONG, S. T. Y. The hydrologic effects of urban land use: a case study of the little miami river basin. *Landscape And Urban Planning*, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 99-105, jan. 1990. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90037-3](http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046(90)90037-3).
- TRUDEAU, M. P; RICHARDSON, M. Empirical assessment of effects of urbanization on event flow hydrology in watersheds of Canada's Great Lakes-St Lawrence basin. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 541, p. 1456-1474, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.051>.
- TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.
- TUCCI, C. E. M. *Modelos Hidrológicos*. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2005.
- TUCCI, C. E. M; BERTONI, J. C. *Inundações Urbanas na América do Sul*. 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2003.
- UFSC. PRAD (2020-2024). Plano de recuperação dos córregos da UFSC Trindade - PRAD/UFSC-Trindade – Florianópolis, 2020. 64 p
- USACE, United States Army Corps of Engineers. *Hydrologic modeling system HEC-HMS technical reference manual*. Califórnia: Davis, 2000.
- USACE, United States Army Corps of Engineers. *Hydrologic modeling system HEC-HMS user's manual*. Califórnia: Davis, 2010.
- VARELLA, R. F. Simulação matemática do processo de transformação chuva em vazão: estudo do modelo TOPMODEL. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

- VENDRAME, I. F; LOPES, W. A. B. Análise do crescimento urbano e seus efeitos na mudança da dinâmica de escoamento superficial da bacia do Pararangaba. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12. Goiânia, INPE, 2005.
- VETTORAZZI, C. A. Sensoriamento remoto orbital. Serie Didatica. Departamento de Engenharia Rural. Esalq [S.L.], 1992.
- VILLELA, S. M; MATTOS, A. Hidrologia Aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.
- VIOLA, M. R; MELLO, C. R; BESKOW, S; NORTON, L. D. Impacts of Land-use Changes on the Hydrology of the Grande River Basin Headwaters, Southeastern Brazil. *Water Resources Management*, [S.L.], v. 28, n. 13, p. 4537-4550, 10 ago. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-014-0749-1>.
- VOROSMARTY, C. J. Global Water Resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science*, [S.L.], v. 289, n. 5477, p. 284-288, 14 jul. 2000. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.289.5477.284>.
- WALSH, C. J; ROY, A. H; FEMINELLA, J. W; COTTINGHAM, P. D; GROFFMAN, P. M; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal Of The North American Benthological Society*, [S.L.], v. 24, n. 3, p. 706-723, set. 2005. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1899/04-028.1>.
- WANG, D; HEJAZI, M. Quantifying the relative contribution of the climate and direct human impacts on mean annual streamflow in the contiguous United States. *Water Resources Research*, [S.L.], v. 47, n. 10, 24 set. 2011. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2010wr010283>.
- WELERSON, C. C; SILVA, B. C. Análise do impacto do crescimento urbano em uma micro bacia hidrográfica no município de Itajubá/MG. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 03, p. 1114-1131, 2019.
- WHITE, M. D; GREER, K. A. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape And Urban Planning*, [S.L.], v. 74, n. 2, p. 125-138, jan. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.11.015>.
- WU, H; SVOBODA, M. D; HAYES, M. J; WILHITE, D. A; WEN, F. Appropriate application of the standardized precipitation index in arid locations and dry seasons. *International Journal Of Climatology*, [S.L.], v. 27, n. 1, p. 65-79, 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1371>.
- WU, J. Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. *Landscape And Urban Planning*, [S.L.], v. 125, p. 209-221, maio 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>.
- XIA, J; ZHANG, Y; XIONG, L; HE, S; WANG, L; YU, Z. Opportunities and challenges of the Sponge City construction related to urban water issues in China. *Science China Earth Sciences*, [S.L.], v. 60, n. 4, p. 652-658, 10 fev. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11430-016-0111-8>.
- YANG, G; BOWLING, L. C; CHERKAUER, K. A; PIJANOWSKI, B. C; NIYOGI, D. Hydroclimatic Response of Watersheds to Urban Intensity: an observational and modeling-based analysis for the white river basin, indiana. *Journal Of Hydrometeorology*, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 122-138, 1 fev. 2010. American Meteorological Society. <http://dx.doi.org/10.1175/2009jhm1143.1>.

YANG, L; SMITH, J. A; WRIGHT, D. B; BAECK, M. L; VILLARINI, G; TIAN, F; HU, H. Urbanization and Climate Change: an examination of nonstationarities in urban flooding. *Journal Of Hydrometeorology*, [S.L.], v. 14, n. 6, p. 1791-1809, 22 nov. 2013. American Meteorological Society. <http://dx.doi.org/10.1175/jhm-d-12-095.1>.

YEO, I. Y; GULDMANN, J. M. Land-Use Optimization for Controlling Peak Flow Discharge and Nonpoint Source Water Pollution. *Environment And Planning B: Planning and Design*, [S.L.], v. 33, n. 6, p. 903-921, dez. 2006. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1068/b31185>.

YOUPENG, X; JINTAO, X; JINJIA, D; YING, C; YIXING, Y; XINGQI, Z. Impacts of urbanization on hydrology in the Yangtze River Delta, China. *Water Science And Technology*, [S.L.], v. 62, n. 6, p. 1221-1229, 1 set. 2010. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.391>.

ZHANG, L; GAO, S; WEI, B; LI, Y; LI, H; WANG, L; YE, B. Effects of Urbanization on Rural Drinking Water Quality in Beijing, China. *Sustainability*, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 461, 24 mar. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su9040461>.

ZHANG, Y; XIA, J; YU, J; RANDALL, M; ZHANG, Y; ZHAO, T; PAN, X; ZHAI, X; SHAO, Q. Simulation and assessment of urbanization impacts on runoff metrics: insights from landuse changes. *Journal Of Hydrology*, [S.L.], v. 560, p. 247-258, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.031>.

ZHAO, X; XIA, H; PAN, L; SONG, H; NIU, W; WANG, R; LI, R; BIAN, X; GUO, Y; QIN, Y. Drought Monitoring over Yellow River Basin from 2003–2019 Using Reconstructed MODIS Land Surface Temperature in Google Earth Engine. *Remote Sensing*, [S.L.], v. 13, n. 18, p. 3748, 18 set. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs13183748>.

ZOPE, P. E; ELDHO, T. I; JOTHIPRAKASH, V. Hydrological impacts of land use–land cover change and detention basins on urban flood hazard: a case study of poisar river basin, Mumbai, India. *Natural Hazards*, [S.L.], v. 87, n. 3, p. 1267-1283, 20 mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-017-2816-4>.

ZURQANI, H. A; POST, C. J; MIKHAILOVA, E. A; SCHLAUTMAN, M. A; SHARP, J. L. Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. *International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation*, [S.L.], v. 69, p. 175-185, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.006>.