



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

Jakcemara Caprario

**Desenvolvimento de ferramentas metodológicas para apoio à gestão
e manejo de águas pluviais urbanas considerando
a perspectiva das mudanças climáticas e a resiliência das cidades**

Florianópolis

2022

Jakcemara Caprario

**Desenvolvimento de ferramentas metodológicas para apoio à gestão
e manejo de águas pluviais urbanas considerando
a perspectiva das mudanças climáticas e a resiliência das cidades**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em
Engenharia Ambiental.
Orientadora: Profa. Alexandra Rodrigues Finotti, Dra.

Florianópolis

2022

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

Caprario, Jakcemara

Desenvolvimento de ferramentas metodológicas para apoio à
gestão e manejo de águas pluviais urbanas considerando a
perspectiva das mudanças climáticas e a resiliência das
cidades / Jakcemara Caprario ; orientador, Alexandra
Rodrigues Finotti, 2022.

196 p.

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

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. I. Finotti, Alexandra
Rodrigues. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III.
Título.

Jakcemara Caprario

**Desenvolvimento de ferramentas metodológicas para apoio à gestão
e manejo de águas pluviais urbanas considerando
a perspectiva das mudanças climáticas e a resiliência das cidades**

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

Prof. Marllus Gustavo Ferreira Passos das Neves, Dr.
Universidade Federal de Alagoas - UFAL

Profa. Patrícia Kazue Uda, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

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

Profa. Alexandra Rodrigues Finotti, Dra.

Orientadora

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Florianópolis, 2022

Ao meu esposo Guillermo Caprario, e
À minha filha, Maria Cecília,
com amor e esperança.

Nós vamos!!!

AGRADECIMENTOS

Ao meu esposo e companheiro de pesquisa Guillermo, pelo incentivo, cumplicidade, companheirismo e compreensão por tantos momentos mentalmente ausentes.

À minha filha Maria Cecília, que mesmo não entendendo o motivo, brincou sozinha durante os seus cinco primeiros anos de vida.

Aos meus pais Gladis e Inácio, pelo amor incondicional e apoio durante essa jornada.

Às Luluzinhas, Aline, Fabiane e Nívea, que acompanharam e torceram pelo sucesso desse trabalho, sempre me motivando nas horas de desespero e me criticando nas horas de construção de ideias.

Aos meus pupilos e grandes amigos, Paula, Fernando e Pâmela, por me auxiliarem muitas vezes de madrugada e final de semana na construção do Cadastro Técnico de Drenagem. Sem vocês eu não teria conseguido finalizar. Agradecimento duplo ao Fernando, por sempre estar disponível para me auxiliar com as dúvidas no programa de modelagem.

Aos amigos do LAUTEC, um agradecimento pela parceria do dia a dia, pelos bons momentos de confraternização e pelos cafés sem fim. Um agradecimento, ainda mais especial, à Larissa. Uma grande pesquisadora, sempre determinada e com princípios sociais que afloram a cada pensamento. Sua visão de Engenharia para todos me motiva, me faz querer ser alguém melhor, me faz querer fazer a diferença. Muito obrigada pela amizade e por todos os ensinamentos.

Ao Professor Julio Caetano Tomazoni, por inserir na minha vida a paixão ao geoprocessamento e sensoriamento remoto, guia de toda a minha jornada acadêmica.

À Professora Alexandra Rodrigues Finotti, pelo aceite de orientação e por sempre acreditar que eu seria capaz de executar esse trabalho.

À Secretaria de Infraestrutura da Prefeitura de Florianópolis, por ceder os projetos de pavimentação urbana. Um agradecimento especial ao João Henrique, por estar prontamente disponível e agilizar as reuniões e procedimentos burocráticos.

À CHI pela concessão da licença profissional do software PCSWMM.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental e à Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade de realizar o doutorado em um programa conceituado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo apoio financeiro à minha pesquisa.

MUITO OBRIGADA!

“UNLESS someone like you cares a whole awful lot,
nothing is going to get better. It’s not.” (Dr. SEUSS, 1971)

“Faça o teu melhor, na condição que você tem, enquanto
você não tem condições melhores, para fazer melhor
ainda!” (CORTELLA, s.d.)

RESUMO

O planejamento e adaptação das cidades frente às mudanças climáticas é uma tarefa desafiadora. O crescimento desordenado da urbanização e as alterações no regime hidrológico vêm intensificando a ocorrência e magnitude de inundações em ambientes urbanos. A abordagem tradicional de gestão das águas pluviais implica em intervenções corretivas locais, pós-eventos, exigindo grandes investimentos que na maioria das vezes não está disponível ao gestor público. Essa situação indica a necessidade de uma mudança na estratégia de manejo das águas pluviais, incluindo abordagens mais amplas que abranjam impactos de longo prazo. Com base no exposto, a presente tese tem como objetivo principal o desenvolvimento de ferramentas metodológicas de baixo custo, que possam auxiliar a implementação da gestão e manejo das águas pluviais em cenários de múltiplas inadequações, e que considere as perspectivas das mudanças climáticas. Para isso cinco etapas principais foram realizadas: (i) avaliar a distribuição espacial das ocorrências de inundação e sua relação com as características ambientais e artificiais da área; (ii) verificar a adequabilidade dos modelos climáticos na representação do clima local, avaliando as tendências nas projeções de precipitação; (iii) avaliar as condições físicas da infraestrutura de manejo de águas pluviais, identificando elementos que favoreçam possíveis estratégias de adaptação climática; (iv) avaliar o impacto hidráulico potencial de eventos extremos futuros no sistema de manejo de águas pluviais; (v) quantificar a resiliência à inundação pluvial, comparando os resultados com os da modelagem hidráulica do sistema. As três primeiras etapas foram aplicadas em toda a extensão do município de Florianópolis - SC, descrevendo a interação dos fenômenos e forma de gestão em escala regional. As últimas duas etapas foram aplicadas na sub-bacia Córrego Grande, detalhando localmente os impactos no sistema de manejo de águas pluviais e nas respectivas áreas de contribuição. Os resultados demonstraram que as relações entre as variáveis ambientais e artificiais da área e os eventos de inundação não são homogêneos no espaço. A intensidade máxima de precipitação aumentará ao longo tempo, chegando a 21% até o final do século. Apenas dois modelos climáticos, HadCM3 e MPEH5, apresentaram adequabilidade para a representação do clima local futuro. A prática de gestão das águas pluviais em Florianópolis demonstrou ser inadequada, com baixa cobertura de um sistema fragmentado e construído assistematicamente com um Plano Diretor de Drenagem Urbana que necessita de muitos aprofundamentos. Chuvas de projeto com períodos de retorno de 10 anos no cenário atual, serão antecipadas para 2 anos até o final do século, levando as infraestruturas atualmente vulneráveis a inundações ainda mais intensas. A resiliência das áreas urbanas reduzirá ao longo do tempo concordando com os impactos hidráulicos futuros modelados no sistema de manejo. A descentralização da infraestrutura de manejo demonstrou auxiliar no incremento da resiliência do sistema. De forma geral, todas as ferramentas e estudos desenvolvidos demonstraram utilidade e elevado potencial de exploração pelos gestores públicos como subsídio para um planejamento urbano que priorize investimentos em medidas de adaptação, com foco na redução de riscos, minimização dos impactos ocasionados por eventos extremos e aumento da resiliência das cidades.

Palavras-chave: Alterações climáticas. Drenagem urbana. Gestão de águas pluviais. Planejamento urbano. Resiliência à inundação.

ABSTRACT

Planning and adapting cities to climate change is a challenging task. The occurrence and magnitude of flooding in urban environments have been intensified by disordered urban growth and changes in the hydrological regime. The traditional approach to stormwater management implies local, post-event corrective interventions, requiring extensive investments from public managers. This situation indicates the need for a change in stormwater management strategy, including broad approaches that encompass longer-term impacts. Based on the above, the main objective of this thesis is to develop low-cost methodological tools, which can support the implementation of stormwater management in scenarios of multiple limitations, and that consider the perspectives of climate change. For this, five main steps were performed: (i) assess the spatial distribution of flooding events and their relationship with the environmental and artificial characteristics of the area; (ii) assess the suitability of climate models in representing the local climate, evaluating trends in precipitation projections; (iii) assess the physical conditions of the stormwater drainage infrastructure, identifying elements that favour possible climate adaptation strategies; (iv) assess the potential hydraulic impact of future extreme events on the stormwater drainage system; (v) quantify the pluvial flooding resilience and compares the results with the hydraulic modelling of the system. The first three steps were applied throughout the city of Florianópolis - SC, describing the interaction of phenomena and the management process on a regional scale. The last two steps were applied in the Córrego Grande sub-basin, detailing locally the impacts on the stormwater management system and respective areas of contribution. The results showed that the relationships between the environmental and artificial variables of the area and the flooding events are not homogeneous in space. The maximum intensity of precipitation will increase over time, reaching 21% by the end of the century. Only two climate models, HadCM3 and MPEH5, showed suitability for representing the future local climate. The stormwater management practice in Florianópolis proved to be inadequate, with low coverage of a fragmented system and unsystematically built with a Master Plan for Urban Drainage that needs much deepening. Design storm with a return period of 10 years in the current scenario will be brought forward to 2 years by the end of the century, inducing the infrastructure currently vulnerable to even more intense flooding. The resilience of urban areas will reduce over time, agreeing with future hydraulic impacts modelled on the management system. The decentralization of drainage infrastructure has been shown to increase system resilience. In general, all tools and studies developed showed usefulness and a high potential for exploitation by public managers as a subsidy for urban planning that prioritizes investments in adaptation measures that focuses on reducing risks, minimizing the impacts caused by extreme events and increasing the resilience of cities.

Keywords: Climate change. Flooding resilience. Stormwater management. Urban drainage. Urban planning.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma completo da pesquisa.	25
Figure 2 – Conceptual framework of methodology.....	33
Figure 3 – Flowcharts diagram of the spatial modelling. a) Hydrology modelling frame. b) Socio-hydrology modelling frame. In inverse modelling, there is the population knowledge inclusion, and the principal information originates from the social sphere looping (occurrence observation).	34
Figure 4 – Field photographs show the spatial dimension of some previous flooding events.	40
Figure 5 – Location of Florianópolis City with allocations of a flooding occurrence.	42
Figure 6 – Spatial representation of factors groundwater level (a), hydrography (b), elevation (c) slope (d), hydrogeology (e), and soil type (f).....	44
Figure 7 – Flooding sites locations and classification according to the spatial constraint multivariate clustering (K-means).....	50
Figure 8 – Schematic diagram for an overview of the developed methodology. The grey boxes correspond to the input data and the numbered white boxes correspond to the different steps within each module. See text for details.....	64
Figure 9 – Spatial representation of tide gauge location, weather station and groundwater zoning (a), hydrography and shoreline (b), hypsography (c), and land use classification (d).	74
Figure 10 – Performance of each random seed in reproducing the observed statistical parameters (a); Chi-square statistics for seasonal wet/dry series distribution (b) and daily rain distribution (c) for random seed value 541; Observed and simulated mean and standard deviation of precipitation for Florianópolis City with the chosen random seed (d); Total annual future precipitation trends from the projected time series by different GCMs and emission scenarios (e).....	76
Figure 11 – Changes in precipitation (%) relative to baseline with six GCMs in three different time horizons and two SRES, for 5-min storm duration and 10-year return period (a). Error bars indicate the standard deviations of the multimodel projections. Averaged IDF curves estimated from the historical rainfall and from the rainfall time series projected by the HADCM3 and MPEH5 models for the SRES A2 emission scenario, for different return periods: 2-years (b), 10-years (c), 25-years (d) and 50-years (e).	79
Figure 12 – Runoff peak flow from a small urban area of 18-hectare with 75% imperviousness for two emission scenarios and three future climate periods.....	81
Figure 13 – Sea level projections for low and high emission scenarios, RCP2.6 (blue) and RCP8.5 (red), respectively, and three future climate horizons. Error bars indicate the uncertainty ($\pm 10\%$) in the projections.	85
Figure 14 – Spatial extent of flooding in low elevation coastal zones induced by emission scenarios RCP2.6 (a) and RCP8.5 (b) for three future climate periods.....	86
Figure 15 – Potential impacts of the SLR on the ecologically sensitive areas such as mangroves (a), dunes and sandbanks (b), and built infrastructure such as edification (c), roads and highways (d).	88
Figure 16 – Sensitivity and potential saltwater intrusion sites in the Campeche Aquifer (a) and the Ingleses Aquifer (b) due to projections of sea level rise by 2100, for the emission scenario RCP8.5.....	90
Figure 17 – Organizational chart that links the entities involved, the information availability and the final destination of the DTC.	101

Figure 18 – Distribution of green and grey stormwater drainage infrastructure by administrative district (a); Compensatory techniques such as vegetated swale (b), infiltration well and trench (c), and rain garden (d) that constitute green infrastructure.....	102
Figure 19 – PVC pipes for drainage of small unpaved areas associated with infiltration wells (a) and densely urbanised central areas (b); Porous concrete pipes associated with infiltration wells in unpaved areas (c); Rare manholes associated with non-porous concrete pipes and infiltration wells in unpaved areas (d); Fragmentation of stormwater drainage network due to unit planning by urban road (e) and local solutions (f); Rare examples of sizing considering small urban basins (g) and (h).	105
Figura 20 – Representação espacial dos dados de entrada da sub-bacia Córrego Grande: (a) uso e ocupação da terra, (b) declividade, (c) Sistema de drenagem, (d) Elevação do terreno, (e) tipo de solo, e (f) coeficiente de deflúvio médio – <i>CN</i>	117
Figura 21 – Hidrogramas comparando a vazão modelada e observada para Evento#2 (a) e Evento #7 (b).	126
Figura 22 – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação atual (2001 -2018) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).	132
Figura 23 – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro distante (2070-2099) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).	133
Figura 24 – Composição do Índice de Resiliência à Inundação Pluvial (Plu-FRI).	143
Figura 25 – Localização da Sub-bacia Córrego Grande e delimitação da área urbanizada. ..	153
Figura 26 – Delimitação das áreas de contribuição da rede de drenagem.	155
Figura 27 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro próximo.	156
Figura 28 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro intermediário.	157
Figura 29 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro distante.	157

LISTA DE TABELAS

Table 1 – Example of converting local characteristics to numerical value.	35
Table 2 – Data used to create a spatial database of flooding influencing factors.....	43
Table 3 – Principal component loading and explained variance for the four components with Varimax normalized rotation.....	45
Table 4 – Results of the statistical tests of parametric and non-parametric correlation between environmental and anthropic variables.....	48
Table 5 – ANOVA results for flooding clusters.....	51
Table 6 – Tukey test result for flooding clusters.....	51
Table 7 – Summary of the best regression results in C1, C2, and C3 sub-regions.	51
Table 8 – Data used to build and assess the impacts of rainfall and sea level projections.....	73
Table 9 – Coefficients of the empirical IDF formula for each future horizon and emission scenario of the six GCMs and the historical series (2001-2018).....	77
Table 10 – Characteristic values and changes in the runoff peak flow (%) relative to baseline for HADCM3 and MPEH5 models.	82
Table 11 – Sea level projections and future climate horizons, based on the IPCC rates for the emissions scenarios RCP2.6 and RCP8.5.....	84
Table 12 – Potential flooding areas by emission scenario and future horizon.	86
Table 13 – Potential impact of sea level rise on ecosystem and urban infrastructure induced by scenario RCP8.5 for three future horizons.	88
Table 14 – Summary of surveyed roads, pipe diameters and stormwater drainage system in Florianópolis.....	103
Tabela 15 – Detalhes dos dados considerados neste estudo e suas fontes.	116
Tabela 16 – Parâmetros de calibração selecionados e incertezas atribuídas.	122
Tabela 17 – Características dos eventos utilizados para calibração e validação da modelo. .	122
Tabela 18 – Estatísticas de desempenho do modelo por evento de calibração e validação. ..	125
Tabela 19 – Mudanças projetadas na intensidade de precipitação (mm/h) para eventos de chuva com duração de 4h e diferentes períodos de retorno.....	129
Tabela 20 – Comparação das simulações de vazão realizadas para o cenário atual e cenários futuros de precipitação projetados para períodos de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos.	130
Tabela 21 – Escala de classificação dos parâmetros que compõe os Subíndices de capacidade adaptativa natural e artificial.	144
Tabela 22 – Faixa de valores para classificação da resiliência urbana.....	144
Tabela 23 – Pesos testados para ajuste do cálculo do índice Plu-FRI.....	152
Tabela 24 – Detalhes dos dados considerados neste estudo e suas fontes.	154
Tabela 25 – Intensidades de precipitação (<i>I10anos, 4h</i>) e cálculo do parâmetro variabilidade climática da precipitação (<i>Pvcp</i>) para três horizontes futuros.	155
Tabela 26 – Relação do número de áreas de contribuição e área de abrangência de cada classe de resiliência à inundação pluvial dentro da sub-bacia para três horizontes climáticos.....	158

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABR	Annual Benchmark Rate
A2	Cenário de emissão pessimista
ACP	Análise de Componente Principal
AICc	Akaike's Information Criterion
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANOVA	Analysis of Variance
AR4	Fourth Assessment Report
AR5	Fifth Assessment Report
B1	Cenário de emissão otimista
CA	Cluster Analysis
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CN	Curve Number
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DCDB	Digital Cadastral Data Bases
DTC	Drainage Technical Cadastre
DTM	Digital Terrain Model
DWG	DraWinG format
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
FC1	Near Future Climate
FC2	Intermediate Future Climate
FC3	Distant Future Climate
FRI	Flood resilience index
GCM	Global climate models
GEV	General Extreme value
GHG	Greenhouse Gas
GIS	Geographic Information System
GPS	Global Positioning System
IDF	Intensity-Duration-Frequency
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPUF	Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis
ISE	Integral Square Error
Koenker BP	Koenker's studentized Bruesch-Pagan statistic
LARS-WG	Long Ashton Research Station - Weather Generator
LECZ	Low Elevation Coastal Zones
LID	Low Impact Development
MBE	Mean Bias Error
MDE	Modelo Digital de Elevação
MEIC	Modelo Espacial de Inundação Costeira
MRCPtool	Master Recession Curve Parametrization tool

NSE	Nash-Sutcliffe Efficiency
OLS	Ordinary Least Squares
PCA	Principal Component Analysis
PCs	Principal Components
Plu-FRI	Pluvial Flooding Resilience Index
PVC	Policloreto de Vinila
RCM	Regional Climate Models
RCP	Representative Concentration Pathway
RFSM-EDA	Rapid Flood Spreading Method - Explicit Diffusion wave with Acceleration term
RMSE	Root Mean Square Error
RS	Remote Sensing
SDE	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável
Shp	Shapfile
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SLR	Sea Level Rise
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRES	Special Report Emissions Scenarios
SRTC	Sensitivity-based Radio Tuning Calibration
SWMM	Storm Water Management Model
UFRI	Urban Flood Resilience Index
UFSC	Federal University of Santa Catarina
VIF	Variance Inflation Factor
WG	Weather Generator

LISTA DE SÍMBOLOS

A	[ha]	Drainage area
A_{per}	[m ²]	Área permeável
A_{total}	[m ²]	Área de contribuição total
C	[-]	Runoff coefficient
C_{max}	[m]	Cota máxima
C_{min}	[m]	Cota mínima
D	[-]	Stormwater factor
d	[min]	Duration
dh	[m]	Distância horizontal entre cotas
E	[m]	Elevation factor
G	[-]	Hydrogeology factor
H	[-]	Hydrography factor
h	[years]	Number of year
i	[mm/h]	Rainfall intensity
I_a	[-]	Taxa de abstração inicial
I_{atual}	[mm/h]	Intensidade de chuva para o clima atual
I_{FC}	[mm/h]	Intensidade de chuva para o clima futuro
k	[-]	Bernard equation coefficients
L	[-]	Land use factor
Lc	[m]	Comprimento do conduto principal de drenagem pluvial
M	[-]	Matrix of eigenvectors
N	[-]	Number of data
n	[-]	Coefficiente de rugosidade de Manning
O	[-]	Soil type factor
p	[-]	p-value
P_{dc}	[-]	Parâmetro diâmetro do conduto
P_{dd}	[-]	Parâmetro densidade de drenagem
P_p	[-]	Parâmetro permeabilidade
P_{rf}	[-]	Parâmetro rota de fluxo
P_s	[-]	Parâmetro declividade média
P_{vcp}	[-]	Parâmetro variabilidade climática da precipitação
Q	[m ³ /s]	Maximum rate of runoff
r	[-]	Pearson test
R	[mm]	Rainfall factor
R^2	[-]	Multiple R-Squared
S	[cm]	Sea level factor
Si_1	[-]	Subíndice capacidade adaptativa natural
Si_2	[-]	Subíndice capacidade adaptativa artificial
Si_3	[-]	Subíndice Estressor externo
T	[years]	Return period

U	(%)	Incerteza na medição ou estimativa do parâmetro
V_{atual}	[-]	Valor atual do parâmetro
V_{inf}	[-]	Valor do limite inferior para o parâmetro
V_{max}	[m]	Highest value of elevation range
V_{sup}	[-]	Valor do limite superior para o parâmetro
X	[-]	Vector
X^2	[-]	Chi-square test of goodness
X_k	[-]	Spatial variables
Y	[-]	Dependent variable
y	[anos]	Número de anos do horizonte de projeção a partir do presente
Z	[-]	Conversion factor
β_0	[-]	Regression intercept
β_k	[-]	Regression coefficient
η	[-]	Bernard equation coefficients
θ	[-]	Bernard equation coefficients
λ	[-]	Bernard equation coefficients
ρ	[-]	Spearman's Rho test
τ	[-]	Kendall's tau test

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1	HIPÓTESE	22
1.2	OBJETIVOS	23
1.2.1	Objetivo Geral	23
1.2.2	Objetivos Específicos	23
1.3	SÍNTESE DA TESE	24
1.4	ORGANIZAÇÃO DO TEXTO	26
2	GEOSTATISTICAL STRATEGY TO BUILD SPATIAL COASTAL-FLOODING MODELS	27
2.1	INTRODUCTION	28
2.2	MATERIALS AND METHODS	32
2.2.1	Data collection of the influencing factors	33
2.2.2	Principal Components Analysis	36
2.2.3	Cluster analysis	37
2.2.4	Spatial coastal-flooding model	38
2.2.5	Model performances evaluation	38
2.2.6	A case study demonstrating the MEIC strategy application and performance evaluation	39
2.3	RESULTS AND DISCUSSIONS	44
2.3.1	Factors affecting the flooding occurrence	44
2.3.2	Spatial clusters of flooding sites	47
2.3.3	Spatial coastal-flooding model and performance evaluation	51
2.4	CONCLUSIONS	56
3	FRAMEWORK FOR INCORPORATING CLIMATE PROJECTIONS IN THE INTEGRATED PLANNING AND MANAGEMENT OF URBAN INFRASTRUCTURE	58
3.1	INTRODUCTION	59
3.2	METHODOLOGY	63
3.2.1	Rainfall projections: Module 1 – statistical downscaling	64
3.2.2	Rainfall projections: Module 2 – IDF relationships	66
3.2.3	Sea level projections: Module 3 – Definition of reference rates	68
3.2.4	Sea level projections: Module 4 – Geospatial modelling	69
3.3	FRAMEWORK APPLICATION: A CASE STUDY	70
3.4	RESULTS AND DISCUSSIONS	74
3.4.1	Rainfall projections: Module 1 – statistical downscaling	74
3.4.2	Rainfall projections: Module 2 – IDF relationships	77

3.4.3	Sea level projections: Module 3 – Definition of reference rates	84
3.4.4	Sea level projections: Module 4 – Geospatial modelling.....	85
3.5	CONCLUSIONS	91
4	CHALLENGE IN THE STORMWATER Management IN DEVELOPING COUNTRIES: a case study of Florianópolis, Brazil	94
4.1	INTRODUCTION	95
4.2	METHODOLOGY AND DATA	97
4.2.1	Case study and input data.....	97
4.2.2	Methodology for stormwater map preparation	98
4.3	RESULTS	100
4.4	DISCUSSION.....	106
4.5	CONCLUSION	108
5	IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS CHUVAS DE PROJETO E DESEMPENHO HIDRÁULICO DO SISTEMA DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS	111
5.1	INTRODUÇÃO	112
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	115
5.2.1	Área de estudo e dados de entrada.....	115
5.2.2	Modelagem chuva-vazão	117
5.2.3	Calibração e validação do modelo.....	120
5.2.4	Simulação de cenários futuros	123
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	124
5.3.1	Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo	124
5.3.2	Simulação de cenários futuros e adequação da rede	128
5.4	CONCLUSÕES	134
6	ÍNDICE DE RESILIÊNCIA À INUNDAÇÃO PLUVIAL – UMA FERRAMENTA PARA APOIAR O PLANEJAMENTO E A ADAPTAÇÃO DAS CIDADES	136
6.1	INTRODUÇÃO	137
6.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	141
6.2.1	Capacidade adaptativa natural (<i>Si1</i>)	145
6.2.1.1	Declividade média (<i>Ps</i>).....	146
6.2.1.2	Permeabilidade (<i>Pp</i>).....	146
6.2.2	Capacidade adaptativa artificial (<i>Si2</i>)	147
6.2.2.1	Tipo da infraestrutura (<i>P_{ii}</i>).....	148
6.2.2.2	Rota de fluxo (<i>P_{rf}</i>)	149
6.2.3	Estressor externo (<i>Si3</i>).....	149
6.2.3.1	Variabilidade climática da precipitação (<i>P_{vcp}</i>)	150

6.2.3.2	<i>Variabilidade do nível do mar (P_{vnm})</i>	150
6.2.4	Atribuição de pesos aos parâmetros de capacidade adaptativa	151
6.3	Estudo de caso: Região urbanizada da Sub-Bacia Córrego Grande	152
6.4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	154
6.5	CONCLUSÕES	160
7	PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES E CONCLUSÕES GERAIS	162
	REFERÊNCIAS	164
	APÊNDICE A – Characterization of the environmental and anthropogenic variables of each event and flooding site in the study area	184
	APÊNDICE B – Changes in precipitation (%) relative to baseline with six GCMs in three different time horizons and two SRES, for a storm with 10-year return period and four durations: 10-min (a), 15-min (b), 30-min (c) and 60-min (d).	188
	APÊNDICE C – Averaged IDF curves estimated from the historical rainfall and from the rainfall time series projected by the HADCM3 and MPEH5 models for the SRES B1 emission scenario, for different return periods: 2-years (a), 10-years (b), 25-years (c) and 50-years (d).	189
	APÊNDICE D – Hidrogramas comparando a vazão simulada e observada na calibração - Evento #5 (a) e na validação - Evento #1 (b), Evento #3 (c), Evento #4 (d) e Evento #6 (e).	190
	APÊNDICE E – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro próximo (2010 -2039) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d)	192
	APÊNDICE F – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro intermediário (2040 -2069) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d)	193
	APÊNDICE G – Cálculo e conversão em escala comum dos parâmetros característicos para determinação dos Subíndices de capacidade adaptativa. Onde P_s é o parâmetro declividade média, P_p é o parâmetro permeabilidade, P_{ii} é o parâmetro tipo da infraestrutura, P_{rf} é o parâmetro rota de fluxo, Si_1 é o Subíndice de capacidade adaptativa natural, e Si_2 é o Subíndice de capacidade adaptativa artificial.	194
	ANEXO A – Locais de ocorrência de inundações relatados pela comunidade da sub-bacia Córrego Grande durante o Diagnóstico participativo dos problemas de drenagem urbana pertencente à UTP 04 – Itacorubi	196

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas de manejo de águas pluviais são estruturas fundamentais para gerenciar o escoamento superficial e controlar inundações em áreas urbanas, influenciando diretamente a economia, a saúde e o bem-estar público (BAKHSHIPOUR *et al.*, 2019; BINESH *et al.*, 2019; KUMAR *et al.*, 2021; GARSHASBI *et al.*, 2022). A eficácia desses sistemas está ligada diretamente às características de precipitação da região, particularmente a intensidade e a quantidade de chuva (KUMAR *et al.*, 2021). Os projetos são dimensionados com base em registros passados de precipitação, assumindo a hipótese de estacionariedade das precipitações e do clima (MATTOS *et al.*, 2021). No entanto, as alterações no uso da terra, o crescimento da urbanização e os recentes efeitos das mudanças climáticas têm potencializado o risco de falhas estruturais (XU *et al.*, 2020), causando inundações pluviais e possíveis danos às propriedades, além de interrupções no sistema de transporte (KNIGHT *et al.*, 2021; UDNOON *et al.*, 2021). A inundação pluvial refere-se à inundação em áreas urbanizadas causada por eventos chuvosos que ultrapassam a capacidade do sistema, podendo ocorrer quando a capacidade do solo absorver a água de forma eficaz é superada (DANO, 2021) ou quando os sistemas de manejo de águas pluviais são sobrecarregados pelo fluxo excessivo transbordando para as vias (MOORE *et al.*, 2016; VAN DUIN *et al.*, 2021).

As inundações pluviais são um problema crescente para as cidades em todo o mundo. Manejar as águas pluviais sob as incertezas climáticas é uma preocupação tanto em comunidades construídas quanto naquelas que continuam a sofrer mudanças no uso da terra (LIU *et al.*, 2018). Em resposta, muitos países adotam sistemas de drenagem pluvial em larga escala para gerenciar as águas superficiais de forma eficaz (KIM *et al.*, 2017). No entanto, essa abordagem é considerada insustentável e de alto custo, apenas transferindo o volume de escoamento para a jusante, geralmente ambientes já densamente ocupados (QIU *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2020; MATTOS *et al.*, 2021). Planejar um sistema de manejo de águas pluvial eficiente em países em desenvolvimento é um desafio. Os municípios geralmente trabalham sob limitações orçamentárias, devendo alocar os recursos com sabedoria e tomar decisões para encontrar o equilíbrio ideal entre os objetivos do serviço e os custos de implantação da infraestrutura (BAKHSHIPOUR *et al.*, 2021). A ausência de diagnósticos consistentes acerca do sistema e do ambiente é corrente, dificultando a gestão da estrutura. Complementa o cenário, a ausência de monitoramento de longo prazo das variáveis ligadas à

precipitação e ao escoamento, além da ausência de controle e planejamento da urbanização. Estes fatores elevam a atividade de gestão do sistema a um grau elevado de não conformidades com as boas práticas internacionais. Essa situação indica a necessidade de buscar estratégias de gestão que considere abordagens mais amplas e que incluam os impactos de longo prazo (BERTILSSON *et al.*, 2019; BINESH *et al.*, 2019). Uma das estratégias mais difundidas na literatura nos últimos anos é a abordagem de resiliência.

No contexto das inundações urbanas, a resiliência representa a capacidade da cidade, área ou sistema de resistir às inundações ao longo do tempo, sendo capaz de se adaptar e continuar funcionando, mesmo em condições de estresse (REZENDE *et al.*, 2019a). A capacidade de aumentar a resiliência das áreas, ou a capacidade dos sistemas de drenagem de águas pluviais continuarem funcionando por meio de estratégias adaptativas é uma área de pesquisa ativa (MOORE *et al.*, 2016). Avaliar o estado atual e futuro esperado da resiliência é uma base para que as cidades saibam onde estão, ajudando a identificar pontos fortes e fracos, apoiando assim a decisão sobre estratégias, ações e medidas a serem tomadas a curto, médio e longo prazo (CARDOSO *et al.*, 2020; LIANG *et al.*, 2020). Portanto, para tornar a resiliência útil no processo de tomada de decisão é essencial ser capaz de medi-la e avaliá-la (BERTILSSON *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2019b). Os índices compostos oferecem um caminho potencial para lidar com a natureza multivariada e complexa dos sistemas urbanos, sendo cada vez mais utilizados para facilitar a comunicação entre cientistas, formuladores de políticas e o público (KOTZEE; REYERS, 2016).

Um índice composto agrega matematicamente um conjunto de indicadores individuais para fornecer de forma simples e representativa a medida sintética de um atributo de um sistema, sem a necessidade de modelar rigorosamente o sistema como um todo (BERTILSSON *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2019a). A finalidade desses índices geralmente se refere à avaliação e caracterização precoce para fins de planejamento ou gestão. Contudo, os índices não avaliam o efeito real, mas dão uma indicação da situação, com uma ideia aproximada do resultado (VERÓL *et al.*, 2019). Deve-se considerar que a utilização de índices está sempre relacionada com simplificações do sistema, não sendo indicada a sua utilização como ferramenta de decisão isolada. No entanto, a simplicidade de cálculo e a facilidade de encontrar informações tornam essa abordagem muito útil na fase de planejamento (BERTILSSON *et al.*, 2019). Embora várias ferramentas para quantificar a resiliência tenham sido desenvolvidas, principalmente na última década, as inundações urbanas decorrentes dos sistemas de drenagem de águas pluviais pouco têm sido abordadas

(CARDOSO *et al.*, 2020). Esta é uma lacuna importante, particularmente necessária em países em desenvolvimento, visando o enfrentamento aos eventos extremos associados aos impactos das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que lidam com o processo de urbanização (JARAMILLO *et al.*, 2018).

Nesta tese buscou-se entender as relações de causa e efeito entre as características ambientais e antropogênicas e a ocorrência de inundações passadas em áreas urbanas, utilizando a combinação de técnicas estatísticas e análise geoespacial. A combinação das técnicas resultou em uma estratégia para construir Modelos Espaciais de Inundação Costeira, denominada MEIC. A análise inclui fontes alternativas como base de informação incorporando o princípio nascente da hidrologia social. Uma estrutura metodológica de obtenção e incorporação de projeções climáticas na fase de design do planejamento e gestão integrada das áreas urbanas foi desenvolvida considerando as limitações das cidades em países em desenvolvimento. A estrutura é composta por módulos independentes permitindo a definição de opções e estratégias de adaptação às mudanças climáticas e assim, reduzir custos futuros. O cadastro técnico de drenagem é a peça chave para o processo de gestão de inundações urbanas. É um desafio para os planejadores urbanos projetar sistemas de manejo de águas pluviais e estratégias de adaptação sem ter informações básicas e precisas das condições atuais da infraestrutura. Desta forma, um cadastro técnico piloto de drenagem urbana foi construído para o município de grande porte, Florianópolis, uma das cidades mais desenvolvidas do Brasil, descrevendo toda sua complexidade no contexto das limitações das rubricas orçamentárias características dos países em desenvolvimento.

Ainda nesta tese, a capacidade adaptativa natural de pequenas áreas de contribuição e a capacidade adaptativa da infraestrutura de drenagem de águas pluviais foram combinadas com um estressor climático, que representa a variação da precipitação ao longo do tempo. Essa combinação permite quantificar e mapear a resiliência à inundação pluvial por meio de um índice composto. O índice resultante foi denominado Plu-FRI (Pluvial Flooding Resilience Index) e possui as seguintes potencialidades: (i) fornece uma avaliação quantitativa da resiliência às inundações pluviais; (ii) a espacialização permite uma visão geral da área, identificando regiões que necessitam priorização de investimentos; (iii) é de fácil replicação permitindo o uso em diferentes âmbitos espaciais; (iv) avalia o estado atual e futuro esperado da resiliência frente as alteração climáticas; e (v) é uma ferramenta simples, de baixo custo e rápida aplicação, demandando poucos parâmetros de entrada. Essas potencialidades permitem

explorar diversas questões sobre resiliência urbana que têm motivado pesquisas ao redor do mundo, como por exemplo:

- Como mensurar quantitativamente a resiliência à inundação em áreas urbanas frente às alterações climáticas? (CARDOSO *et al.*, 2020; BERTILSSON *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2019a);
- Como incluir o conceito de resiliência na gestão das águas pluviais e no processo de tomada de decisões? (VAN DUIN *et al.*, 2021, REZENDE *et al.*, 2019b)

O Plu-FRI foi testado na área urbanizada da sub-bacia Córrego Grande, uma das mais importantes bacias contribuintes do manguezal Itacorubi, sofrendo grande pressão urbana com modificações tanto no uso do solo quanto nos sistemas de drenagem natural e artificial. Este recorte foi escolhido devido à existência de uma grande quantidade de informações do sistema de manejo de águas pluviais, além de dados monitorados de vazão e precipitação, que permitiram a modelagem hidrológica e hidráulica do sistema para comparação com os resultados do índice. Ressalta-se ainda, que a sub-bacia Córrego Grande já foi uma área de estudo adotada pelo Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias, no qual a pesquisadora está inserida, mas infelizmente foi descontinuada ao longo dos anos.

1.1 HIPÓTESE

As mudanças climáticas têm demonstrado influência direta sobre o ciclo hidrológico, aumentando a probabilidade de eventos extremos. As alterações na frequência e intensidade das precipitações, combinadas como o aumento da complexidade das cidades e rápida urbanização, aumentam a pressão nas sociedades, trazendo grandes desafios ao planejamento e gestão urbana. Enquanto países desenvolvidos lidam com planos diretores de melhoria ambiciosos, incluindo investimentos importantes e caros em redes de drenagem e tecnologias complexas (DORVAL *et al.*, 2010), países em desenvolvimento ainda possuem um gerenciamento reativo, focando na minimização dos impactos após a ocorrência de eventos extremos e priorizando investimentos em serviços básicos essenciais (FADEL *et al.*, 2018). Esta situação se deve a deficiência de monitoramento hidrológico e espacial, escassez de registros históricos contínuos e confiáveis das variáveis climáticas, expansão urbana

descontrolada, falta de instrumentos legais, falta de recursos financeiros e tecnológicos, número reduzido de profissionais, baixa capacidade técnica dos gestores locais e, principalmente, falta de informações sobre os dispositivos e infraestruturas já instaladas.

Conhecer o ordenamento das comunidades, a localização das infraestruturas, as características ambientais, e as interações entre si, são essenciais para apoiar tomada de decisões e a priorização estratégica. Neste contexto, faz-se de suma importância desenvolver ferramentas e estruturas que simplifiquem e facilitem o processo de obtenção de informações, fornecendo uma representação confiável e holística do sistema atual. Essas ferramentas devem ainda incluir as perspectivas das mudanças climáticas e as múltiplas limitações dos países em desenvolvimento, permitindo assim, aprimorar o planejamento, adaptação e gestão urbana municipal em busca de cidades resilientes. Desta forma, se faz a hipótese de que é possível desenvolver ferramentas metodológicas facilitadas e de baixo custo para apoio à gestão e manejo das águas pluviais, e que considerem as perspectivas das mudanças climáticas e as limitações técnicas, orçamentárias e operacionais dos países em desenvolvimento.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Desenvolver ferramentas metodológicas confiáveis cientificamente, simples e de baixo custo, que possam auxiliar a implementação adequada da gestão e manejo das águas pluviais em cenários de múltiplas inadequações, e que considere as perspectivas das mudanças climáticas.

1.2.2 Objetivos Específicos

Objetivo específico 1: Avaliar a distribuição espacial das ocorrências de inundação no município de Florianópolis e sua relação com as características ambientais e artificiais, utilizando para tal informações baseadas em fontes alternativas.

Objetivo específico 2: Verificar a adequabilidade dos modelos climáticos na representação do clima em Florianópolis, avaliando as tendências nas projeções de precipitação.

Objetivo específico 3: Avaliar as condições físicas e de cobertura do atual sistema de manejo de águas pluviais do município de Florianópolis, identificando elementos que favoreçam possíveis estratégias de adaptação climática.

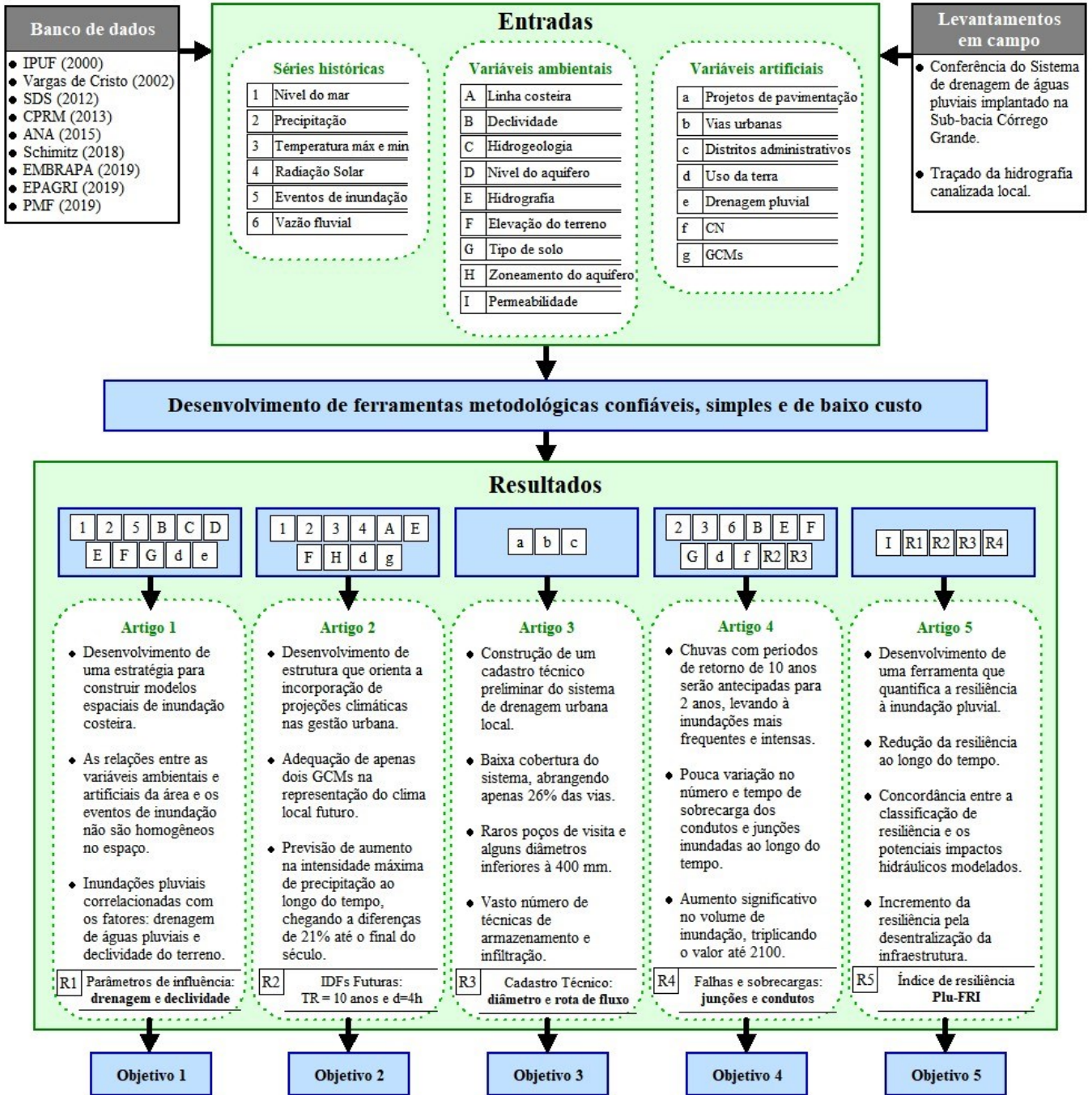
Objetivo específico 4: Avaliar o impacto hidráulico potencial de eventos extremos futuros no atual sistema de manejo de águas pluviais da sub-bacia Córrego Grande.

Objetivo específico 5: Quantificar a resiliência à inundação pluvial e comparar a concordância do método com os resultados obtidos por modelagem hidrológica e hidráulica do sistema de manejo de águas pluviais da sub-bacia Córrego Grande.

1.3 SÍNTESE DA TESE

O fluxograma da pesquisa apresentado na Figura 1 resume as etapas que serão realizadas para o desenvolvimento e avaliação das ferramentas metodológicas.

Figura 1 – Fluxograma completo da pesquisa.



Fonte: Preparado pelo autor.

1.4 ORGANIZAÇÃO DO TEXTO

O presente trabalho está organizado em 7 capítulos. O capítulo 1 apresenta a introdução, as principais justificativas, a hipótese testada e os objetivos. O capítulo 2 apresenta o desenvolvimento de uma estratégia para construir Modelos Espaciais de Inundação Costeira (MEIC) com base na relação entre a distribuição espacial de pontos de inundação e as características ambientais e artificiais da área. Este capítulo está estruturado na forma de artigo, intitulado “*Geostatistical strategy to build Spatial Coastal-Flooding Models*” que foi publicado no ano de 2021 na revista *Urban Water Journal*. O capítulo 3 apresenta o desenvolvimento de uma estrutura de modelagem para orientar a incorporação de projeções climáticas no planejamento e gestão integrada de áreas costeiras. Este capítulo está estruturado na forma de artigo, intitulado “*Framework for incorporating climate projections in the integrated planning and management of urban infrastructure*” que foi publicado no início de 2022 na revista *Urban Climate*. O capítulo 4 apresenta a construção do Cadastro Técnico de Drenagem para o município de Florianópolis, descrevendo toda a complexidade da infraestrutura no contexto de um país em desenvolvimento. Este capítulo está estruturado na forma de artigo, intitulado “*Challenge in the stormwater in developing countries: a case study of Florianópolis, Brazil*” que está em revisão no *Anuário do Instituto de Geociências*. O capítulo 5 apresenta uma análise do comportamento das precipitações futuras locais, e a avaliação dos potenciais impactos hidráulicos destes eventos extremos no atual sistema de manejo de águas pluviais da sub-bacia Córrego Grande. Este capítulo está estruturado na forma de artigo em português, intitulado “*Impacto das mudanças climáticas nas chuvas de projeto e desempenho hidráulico do sistema de manejo de águas pluviais*” que será submetido para a revista *Journal of Water Management Modeling*. O capítulo 6 apresenta o desenvolvimento da ferramenta Plu-FRI (Pluvial Flooding Resilience Index) para medir quantitativamente e mapear a resiliência à inundação pluvial em áreas urbanas. Este capítulo está estruturado na forma de artigo em português, intitulado “*Índice de Resiliência à Inundação Pluvial – uma ferramenta para apoiar o planejamento e adaptação das cidades*” que será submetido para a revista *Landscape and Urban Planning*. Por fim, o capítulo 7 apresenta as principais contribuições e conclusões da tese.

2 GEOSTATISTICAL STRATEGY TO BUILD SPATIAL COASTAL-FLOODING MODELS

Referência: CAPRARIO, Jakcemara; AZEVEDO, Larissa Thainá Schmitt; SANTANA, Paula Lidia; WU, Fernando Kit; UDA, Patrícia Kazue; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Geostatistical strategy to build spatial coastal-flooding models. **Urban Water Journal**, v.19, n.4, p. 395-409, 31 dez. 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2021.2022720>.

Para a aplicação de alternativas de planejamento e gestão do espaço urbano, as relações causais entre a distribuição de fatores ambientais e artificiais/antropogênicos e os locais de inundação precisam ser bem esclarecidas. Desta forma, o objetivo deste estudo foi desenvolver uma estratégia para construir Modelos Espaciais de Inundação Costeira com base na relação entre a distribuição espacial de pontos de inundação e as características ambientais e artificiais de determinada área. O objetivo foi alcançado por meio da combinação de técnicas estatísticas, como PCA, análise de cluster, ANOVA e regressão OLS, relacionando geoespacialmente fatores de influência obtidos de bancos de dados online abertos. Foram avaliados 10 possíveis fatores de influência: precipitação, hidrografia, elevação do terreno, declividade, tipo de solo, uso do solo, drenagem pluvial, nível do mar, nível do aquífero e hidrogeologia. A estratégia geoestatística foi testada na cidade litorânea de Florianópolis - Brasil, que apresenta alta vulnerabilidade ambiental e frequentes inundações. No total, foram inventariados 108 registros fotográficos de inundações locais, totalizando 60 pontos distintos distribuídos entre as principais regiões de ocupação urbana do município. Os resultados deste estudo revelaram o seguinte:

- As relações entre variáveis ambientais e artificiais e eventos de inundação não são homogêneas no espaço.
- Cada fator de influência carregou fortemente em apenas um dos quatro componentes principais, mostrando uma relação claramente identificável com a ocorrência de inundações.
- Com base no número de eventos e na variável de agrupamento foram identificadas três sub-regiões distintas na alocação das ocorrências de inundação.
- A análise de regressão OLS construiu três Modelos Espaciais de Inundação

Costeira considerando 8 fatores (nível do mar, precipitação, hidrografia, hidrogeologia, uso do solo, tipo de solo, elevação do terreno e drenagem de águas pluviais).

- O modelo da sub-região C1 explicou 76% das ocorrências de inundação, sendo estas decorrentes da elevação do nível do mar, altos níveis de precipitação, hidrografia local e leito rochoso poroso, este último relacionado à baixa profundidade e pontos de afloramento.
- O modelo da sub-região C2 explicou 68% das ocorrências de inundação. A ausência de hidrografia local, predominância de rochas cristalinas fraturadas e superfícies cada vez mais impermeabilizadas impactam a ocorrência de inundações na sub-região.
- O modelo da sub-região C3 apresentou baixo desempenho na modelagem espacial dos eventos de inundação, explicando apenas 40% das ocorrências. As inundações nesta sub-região são impactadas positivamente pela baixa precipitação local e negativamente pela baixa elevação do terreno e má cobertura do sistema de manejo de águas pluviais.
- A estratégia teve como base princípios socio-hidrológicos, considerando a população como parte decisiva do sistema, contribuindo para a observação, compreensão e divulgação dos fenômenos. Ficou evidente que a hidrologia pode ser aprimorada reconstruindo e estudando o passado, complementando análises temporais e espaciais por meio de bancos de dados humanos.

2.1 INTRODUCTION¹

Floods are the most significant and most expensive natural disaster to which modern society is exposed. Between 1980 and 2018, the global economic losses exceeded \$1 trillion (2018 values), and hundreds of thousands of lives were lost due to floods (ROSENZWEIG *et al.*, 2021). The combined action between high population density, artificial changes in the environment and climate change further aggravate flooding worldwide (WAHAB; TIONG, 2016). Recent climate change related events, such as higher intensity precipitation events, extreme temperatures, and rising sea levels, have been exposing the vulnerability of the urban

¹ This Chapter was adapted from Caprario *et al.* (2021a).

environment, including the increased flooding risks on a regional scale, especially in coastal areas (AKBARPOUR; NIKSOKHAN, 2018; DURAND *et al.*, 2018; PASQUIER *et al.* 2018).

The impact of natural hazards on the coastal environment goes far beyond the political-administrative territorial units. Coastal areas are densely populated and frequently have urban centres located at low terrain elevation, being susceptible to different disasters, such as coastal, river or urban flooding, rising tides, and saltwater intrusion into groundwater (ALMEIDA; MOSTAFAVI, 2016; DURAND *et al.*, 2018; MALIK; ABDALLA, 2016; PASQUIER *et al.*, 2018). Local governments are responsible for managing these aspects within their jurisdiction. However, the task of analysing and proposing prevention and control measures of flooding in coastal areas is complex. Thus, the development of coastal areas management policies requires an understanding of the involved multiple factors and their interactions in the socioeconomic-environmental context (PERRONE *et al.*, 2020).

In coastal cities in developing countries these problems become even more critical. The vulnerability to extreme climate events is high and the capacity to manage flooding is low (OGIE; ADAM; PEREZ, 2019). The scarcity of fiscal and technological resources and inadequate urban planning are prevalent in these countries. This reverberate on management and control of disaster risks, which are essentially reactive (FADEL *et al.*, 2018; KOVACS; DOUSSIN; GAUSSENS, 2017; WANG *et al.*, 2016). With financial restrictions, funds for public projects are generally used for basic needs, affecting flooding management and leading to significant economic and social consequences. In addition, there is mismanagement of public funds, which negatively affects spending on measures to mitigate flooding and minimize the scarcity of monitored data to support decision making (OGIE; ADAM; PEREZ, 2019). The scenario is no different in Brazil, the fifth largest country in the world in terms of territory and population, which is considered an emerging power with the sixteenth biggest coastal extension.

With about 9000 km of coastline and 17 states bordering the Atlantic Ocean, Brazil has diverse climatic and environmental conditions attributing great potential for coastal studies (SILVA *et al.*, 2016). The country constantly suffers from extreme events of precipitation, storms and rising sea levels, and as a result, flooding is a recurring annual problem that affects millions of people (PEZZOLI; CARTACHO, 2013). The lack of historical records and monitored data make it difficult to verify flooding levels in most Brazilian coastal cities. Therefore, flooding management suffers from uncertain planning and

inadequate preparation (SILVA *et al.*, 2016; OGIE; ADAM; PEREZ, 2019). According to Myronidis, Stathis, and Sapountzis (2016), it is crucial to determine and quantify how flooding hazards increase over time due to coastal zone urbanization, to avoid possible flaws in future urban design. In light of the constraints in allocating government resources, restricted availability of monitoring data, and the need for low complexity computational methodologies in most districts, new strategies that simplify the process and provide a reliable and holistic representation of the system are required.

The development of geospatial technology like Remote Sensing (RS), Geographic Information System (GIS), and Global Positioning System (GPS) open up new vistas to explore both physical and social dynamic geographic phenomena by allowing modelling and examining their relationship, e.g., cause and effect relationship, in a place-based context (ROY, 2014). Knowing where people and things are, their location, and their relationship to each other is essential to support strategic priorities and decision-making. However, the integration of spatial technologies with analytical approaches is often desirable to produce improved information. As jointly play a significant role in mapping, monitoring, and managing dynamic geographic processes, such as emergencies and natural disasters (LÜ *et al.*, 2018).

Geospatial models are critical tools to statistically investigate the geographic relationship between several explanatory variables and a phenomenon. Modelling involves a mathematical and statistical procedure that types through complex data, and the relationships between data, patterns, and its trends establishing an integration to the existing info into a logical context of equations, functions, and relations to reflect the system actions (JUMAAH *et al.*, 2019; MOLLALO; VAHEDI; RIVERA, 2020). The use of spatial modelling provides a promising approach to estimating flooding occurrence parameters for large-scale regions. The models can offer detailed info and accurate maps of susceptibility to flooding, only overlaying the spatial information of the parameters describing the model (NANDI *et al.*, 2016). Besides, spatial models can predict future flooding areas and provide information on the suitability of the site for resilient cities development.

There is a vast library of the combination of statistical modelling techniques and geospatial analysis in providing an effective tool for reducing the complexity of large-scale data set and enabling the identification of relationships between their components (ZHU; WANG; RIOUAL, 2017). Due to their relative simplicity in data requirements, low cost of operation, and quick execution, these methods have worldwide applicability in a wide range

of subject areas (NANDI *et al.*, 2016; OGIE; ADAM; PEREZ, 2019). Examples go from recharge flows or aquifer vulnerability (e.g., ARORA; REDDY, 2013; MUHAMMAD *et al.*, 2016; ZHU; WANG; RIOUAL, 2017) passing by hydro-energetic performance (e.g., ASBAHI *et al.*, 2019; JARAMILLO; STONE; MORRISON, 2018), space-time characterized stream temperatures and droughts (e.g., GOCIC; TRAJKOVIC, 2014), air quality and ecosystem services models from spatial correlation (e.g., JUMAAH *et al.*, 2019; LYU *et al.*, 2019). Otherwise, few studies have provided the application of these techniques in pluvial and river flooding management themes (e.g., NANDI *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016), and none provided the application in coastal flooding planning and control.

Physical processes in coastal environments present many interactions that are not essentially simple to quantify and model (PERRONE *et al.*, 2020). Coastal projects should consider the lessons learned from past events (PEZZOLI; CARTACHO, 2013). The relationship between environmental and artificial factors with historical events can simplify understanding of flooding occurrences and provide relevant information to urban planning (WANG *et al.*, 2016). The spatial distribution of flooding events depends upon local geological, geographical, topographical, climatological, hydrological, and artificial factors (NANDI *et al.*, 2016). Hence, variables selection that best expresses the behaviour of these environments is a key factor for coastal flooding management.

Based on the vast number of variables involved in flooding studies and the ease of addressing them by geospatial analysis and statistical techniques, a new strategy denominated MEIC (Modelo Espacial de Inundação Costeira - Spatial Coastal-Flooding Model) was developed and is in this paper. MEIC is based on the association between the spatial distribution of flooding points and their relationship with the environmental and artificial characteristics of the area. The innovation is that instead of using rainfall projection by statistical analysis, the strategy combines statistical analysis from documented occurrences of flooding events from alternative databases (e.g., electronic newspaper) transformed into geospatial information. This paper can provide useful knowledge as a primary source. The benefit is seeing how people perceived an event, enabling multiple perspectives about an issue, and permitting researchers to trace the historical development of subjects (FLIERL, 2021). Levy (2014) discusses data from social science to address the emerging of an amount of information coming from media, social media, and the internet that starts to study as a scientific phenomenon. The knowledge from the flooding consequences from this alternative source assembles with the robustness of the geospatial analysis. In addition, the models seek

to fill the information gap on the hydrological, topographical, and geological interactions that occur in the area. Thus, it relates the impact of artificial activities on flooding occurrence. The strategy was applied in a coastal city located in the southern region of Brazil, where there are high environmental vulnerabilities and constant urban and coastal flooding, representing the reality of most coastal cities. The results provide information that can support decision-making by government agencies, seeking socially and economically viable alternatives, considering limited resources, concerning the choice of protection measures and adaptation of existing infrastructure.

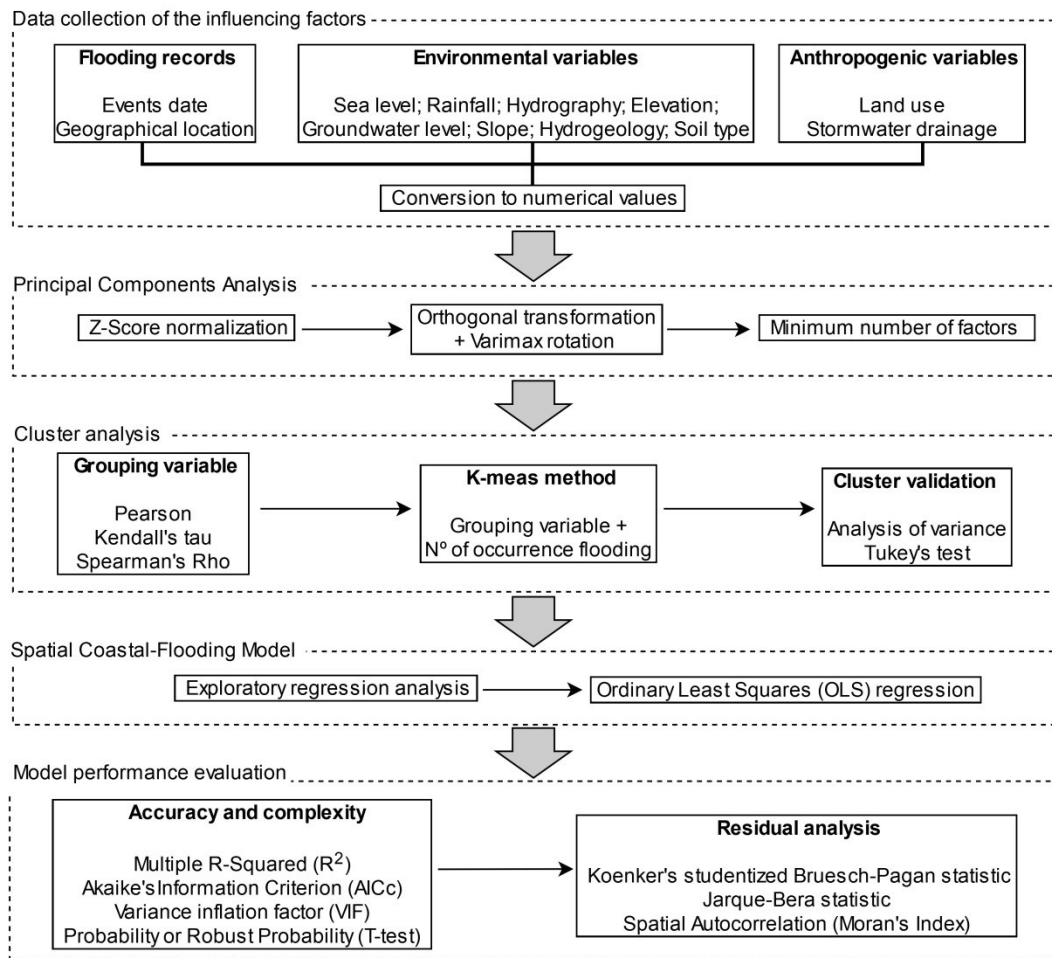
MEIC establishes the following basic principles and requirements:

- Robustness, ensuring statistically significant relationships based on past events.
- Suitable for urbanized coastal areas, requiring flood influencing factors such as sea level data, micro-drainage network, hydrogeology and groundwater level maps.
- Basic knowledge of Geographic Information System (GIS) and statistical methods requirements.
- Data from free and easily accessible online databases.
- Low-cost and simplified application.

2.2 MATERIALS AND METHODS

The bases for application of the MEIC strategy consist of five steps: (1) data collection of the influencing factors, to create the database for statistical analysis; (2) Principal Component Analysis (PCA), aiming to reduce the number of influencing factors; (3) Cluster Analysis (CA), to group the flooding sites in sub-regions with similar characteristics; (4) Spatial Coastal-Flooding Model, to model, examine, and explore spatial relationships between dependent variables and possible explanatory variables; and (5) Model performance evaluation, aiming to evaluate the statistical quality of the model accuracy and complexity. The conceptual framework of the MEIC strategy is shown in Figure 2.

Figure 2 – Conceptual framework of methodology.



Source: Caprario *et al.* (2021a).

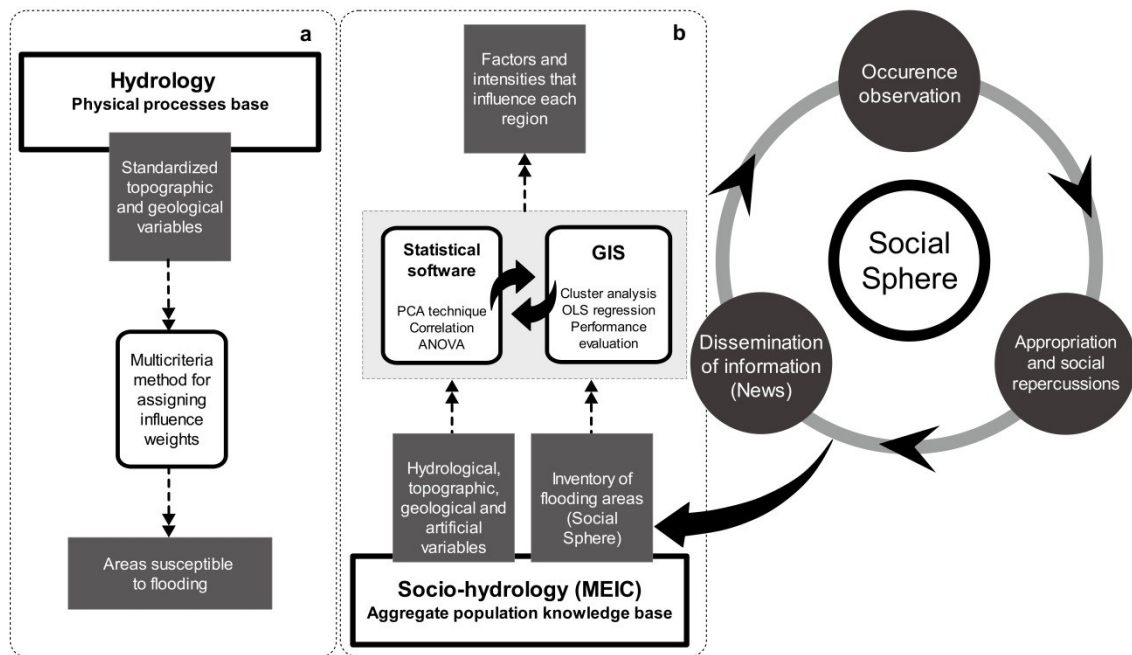
2.2.1 Data collection of the influencing factors

The focus of the strategy is to explain the flooding occurrence associated mainly with coastal areas. In this way, information regarding flooding events in a previously established area was gathered through documentary analysis in electronic newspapers, televised news, and news websites. Social media were not a source of information collection. The collected information is related to the event date and geographical location. The origin of the flooding events was not distinguished, being considered pluvial, rivers and coastal flooding.

The unconventional information collection method adopted, aims to overcome the lack of monitored data taking advantage of the information mediated by the social system, commonly overlooked in this type of study. In the conventional strategies defined by hydrology (Figure 3a), we start from the monitored environmental and hydrological database,

going through multi-criteria analysis and modelling, reaching possible flooding areas. In the MEIC strategy, we perform inverse modelling (Figure 3b) starting from the real problem, with information filtered by the social system through the publication of catastrophic events, atwart statistical and geospatial modelling techniques, and arriving at the actual source of the problem.

Figure 3 – Flowcharts diagram of the spatial modelling. a) Hydrology modelling frame. b) Socio-hydrology modelling frame. In inverse modelling, there is the population knowledge inclusion, and the principal information originates from the social sphere looping (occurrence observation).



Source: Caprario *et al.* (2021a).

Thus, the data collected is regarding the influencing factors of the environmental and artificial variables that operate in each flooding location inventoried. For this purpose, we adopted 10 influencing factors: rainfall, hydrography, elevation, slope, soil type, land use, and stormwater drainage, revised from literature and systematized in an urban flooding study by Caprario and Finotti (2019), aggregated by sea level, groundwater level, hydrogeology maps added to the present study. A total of 60 distinct flooding points were inventoried, distributed among the principal urban occupation regions of the municipality.

All the information was compiled in a spreadsheet, as presented in Appendix A. The influencing factors described by site characteristics (e.g., land use, soil type, and hydrogeology) are converted into numerical values to spatialize and to convert in common

scale. The values ranged from 0 to 3 according to the degree of influence on the flooding occurrence and the contribution for the runoff, with 0 representing minimum or no degree and 3 representing a maximum degree or areas naturally flooded (please refer to an example of converting local characteristics to numerical values in Table 1). The hydrography and stormwater drainage factors, represented by a binary system with 0 attributed to the absence and 1 the presence of the factor at the event local. The values for sea level and rainfall correspond to the maximum level and accumulated precipitation on the day when flooding occurred, respectively. The values of elevation, slope, and aquifer level come from local spatial data.

Table 1 – Example of converting local characteristics to numerical value.

Factor	Characteristics	Numerical values
Land use	Forest	0
	Undergrowth	1
	Urbanization	2
	Water bodies	3
Hydrogeology	Aquiclude	0
	Sedimentary	1
	Crystalline	2
Hydrography	Absence	0
	Presence	1

Source: Caprario *et al.* (2021a).

Land use – The converted numerical values of this factor respect the condition that the lower human interference, the less the chance of flooding. So, areas covered by forest or even undergrowth may considerably have great infiltration capacity, reducing the chances of flooding. The density of vegetation cover is also a differentiating factor between the values. Runoff is more likely in bare fields than in those with good vegetation cover. Urbanized areas, differently, received high value, thence the enormous possibility of flooding befalls due to the high rates of impervious surface. If sustainable urbanization accomplished of sustainable urban drainage systems is present, the values should be different, not the case in our application. The maximum value goes to areas covered by water bodies since they are naturally flooding.

Soil type – Soil texture has an impact on flooding occurrence. Sandy soils tend to have greater infiltration rates and better internal drainage, opposite characteristics from clay soils. The classification of the soil type factor contemplates four categories based on the water absorption conditions, depth, and texture. The Acrisols class was considered more susceptible

to flooding than the Arenosols, since its composition has a more considerable amount of clay, making it difficult to infiltrate. The Cambisols class received the lowest value due to its sandy character and location mainly associated with massif areas. It is important to note that mangrove discriminated soil received the maximum value since they are also naturally flooded.

Hydrogeology – The converted numerical values respect the condition of hydraulics and soil permeability. So, areas with unconsolidated aquifers of sedimentary bedrock were considered less susceptible to flooding than consolidated aquifers of crystalline bedrock, receiving less value, given its coarse texture and high permeability that favours the aquifer recharge. Areas classified as Aquiclude received the lowest value due to being directly associated with the highest elevation areas of the land (massif).

2.2.2 Principal Components Analysis

The PCA technique was applied to quantify the main relationships between the environmental and artificial variables and obtain principal components (PCs) that are the most representative of the events. PCA analysis aimed to reduce the number of possible correlated factors into a smaller number of vectors (LUO *et al.*, 2019). The use of PCA as a precursor to cluster analysis, as it separates the factors that were likely to display collinearity and lead to a more stable clustering result (NANDI *et al.*, 2016)

Initially, z-score normalization standardizes the numerical values of each factor to reduce the impacts of magnitude and variability. According to Myronidis and Ivanova (2020), the standardization of the independent variables ensures that the latter variables had equal weights during the PCA analysis. Subsequently, the PCs were derived using Equation (1).

$$PC = [M^T].X \quad (1)$$

where M is the matrix of Eigenvectors $[e_1, e_2, e_3, \dots, e_m]$ and $X = [X_1, X_2, X_3, \dots, X_m]$ is a variable vector. PC are selected successively to account for the maximum variability in the data (WAHAB; TIONG, 2016). The Kaiser criterion is the base for the number of components to keep, for which only the components with eigenvalues greater than 1 are retained (ZHU; WANG; RIOUAL, 2017).

2.2.3 Cluster analysis

Several types of hydrological, topographical, geological, and artificial variables can have different influences on coastal environments and local urban infrastructures, and thus the frequency and severity of flooding can vary significantly. The interactions among multiple categories of variables should not be neglected or underestimated (WANG *et al.*, 2015). Intending to determine the grouping variable, Pearson (r) parametric correlation method and Kendall's tau (τ) and Spearman's Rho (ρ) rank non-parametric correlations were applied. The application of statistical methods is commonly used in hydrology to measure the dependence between variables (TOSUNOĞLU; ONOF, 2017). The Pearson correlation method always requires normal data distribution, but there is no restriction for Kendall's tau use (more accurate with smaller sample sizes) and Spearman's Rho (sensitive to error and discrepancies in data) non-parametric correlations. Thus, the three statistical correlation methods were used together in order to ensure that if the assumptions of the parametric test are violated, we still can choose at least one non-parametric alternative as a backup analysis.

The Spatially Constrained Multivariate Clustering tool was used to sequentially cluster flooding sites. By adopting multi-objective optimization, this tool finds spatially contiguous clusters of features based on attributes similarity and location similarity. Spatial clustering considering geographic coordinate information is an analytical method that divides the whole dataset into groups looking for a solution maximizing clusters (KIM; CHO, 2019). The different sub-regions were clustered based on the similarity of the grouping variable and the number of flooding occurrences in each location. The flooding sites were partitioned by the clustering algorithms based on the K-means method widely used in geoscience studies, for example, grouping the level of damage from natural disasters and risk management (XIE *et al.*, 2018). These algorithms, whose advantage is the simple implementation in search of clusters, minimize the sum of squared errors within each group and therefore is implicitly based on pairwise Euclidean distance (HAAF; BARTHEL, 2018). Convergence of algorithm indicates the solution is locally ideal when partitioning reduce to the maximum extent or when the relocation of the cluster occurs (SEHGAL *et al.*, 2018). Cluster centroids are calculated based on the average of all observations, where a factor inclusion happens only if at least one other cluster member is a nearest-neighbour (XIE *et al.*, 2018).

Analysis of Variance (ANOVA) technique and Tukey's test was applied, with a 0.05 significance level, in order to check if there is a significant difference between the clusters.

The null hypothesis assumes that the mean (average) value of those variables for each cluster is equal, while the alternative hypothesis states that, at least, one is different. All statistics analysis were performed using the STATISTIC® 8.0 software, and the spatial constraints and models were developed in the ArcGIS® 10.1 software. More detailed information about correlation methods, cluster analysis (CA) and ANOVA can be obtained from (HAAF; BARTHEL, 2018; SEHGAL *et al.*, 2018; TOSUNOĞLU; ONOF, 2017; WANG *et al.*, 2015; XIE *et al.*, 2018).

2.2.4 Spatial coastal-flooding model

Ordinary Least Squares (OLS) is the best known of all regression techniques, and it has been the starting point for all spatial regression analysis (JUMAAH *et al.*, 2019). This analysis allows modelling, examining, and exploring spatial relationships between dependent variables and possible explanatory variables.

The OLS regression model assumes that the spatial relationships between dependent and independent variables are static, i.e. it does not vary over space (WANG *et al.*, 2016). Thus, the method provides a global model of the factors that need comprehension by creating the Spatial Coastal-Flooding Model (MEIC), which represents each cluster by a single regression equation. OLS regression for k independent factors is specified as

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k \quad (2)$$

where Y is the dependent variable that explains spatial variables $X_1, X_2, X_3, \dots, X_k$, that is, the input factors causing the flooding; β_0 is the regression intercept that represents the expected value for the dependent variable if all the independent variables are zero; and β_k is the respective regression coefficient for an explanatory variable ($X_1, X_2, X_3, \dots, X_k$). Detailed descriptions of the OLS regression model are in Jumaah *et al.*, (2019).

2.2.5 Model performances evaluation

One of the most crucial steps of the MEIC strategy is the performance evaluation of the obtained Spatial Coastal-Flooding Model. The goal of this step was to evaluate the statistical quality of the model accuracy and complexity, in addition to its ability to deal with

spatial autocorrelations. The values of R^2 (Multiple R -Squared) and AICc (Akaike's Information Criterion) evaluates the MEIC performance. R^2 indicates the ability of the model to explain the variance in the dependent variable, so a higher R^2 implies a better model performance. The AICc indicates the model accuracy and complexity, so a lower AICc value indicates a closer approximation to reality (MOLLALO; VAHEDI; RIVERA, 2020).

The variance inflation factor (VIF) and Probability or Robust Probability calculus determine any multi-collinearity among the explanatory factors of the model. For instance, probability values for the used factors in the equation must be less than 0.05, indicating that none of the explanatory variables affects the dependent variable (MOLLALO; VAHEDI; RIVERA, 2020). In addition, a T -test assesses whether the explanatory variable is statistically significant.

Koenker (BP) statistic (Koenker's studentized Bruesch-Pagan statistic) evaluated the stationarity of the model and the Jarque-Bera statistic determined the normality of the computed residues at a 95% confidence level. Finally, Spatial Autocorrelation (Moran's Index) checked the spatially random regression residual. The value of Moran's Index range from -1 to 1 , where a value of 0 indicates perfect spatial randomness. If there is significant spatial autocorrelation in a regression model, it violates the assumption of randomly distributed and independent residues (MOLLALO; VAHEDI; RIVERA, 2020). Thus, the model efficiency would be considered suspect, and the results would not be reliable.

2.2.6 A case study demonstrating the MEIC strategy application and performance evaluation

The study area is Florianópolis city, capital of Santa Catarina State, in the southern region of Brazil. Florianópolis is one of the most developed cities in the country, with the third-highest human development index score (0.847) among all municipalities (GUERRA *et al.*, 2017; YIGITCANLAR *et al.*, 2018), ranks as 2nd most populous municipally in the State (approximately 500,000 inhabitants). The city extends over an area of 432 km² surrounded by the Atlantic Ocean, is composed of the main island (97% of the territory), a small continental part (approximately 3%), and uninhabited islands surrounding it. Florianópolis has a diversity of ecosystems, rich in beaches, lagoons, lakes, dunes, sandbanks, marshes, and mangroves, with 42% of the territory established as a permanent preservation area. In this way, almost the

entire urbanized portion, that is, without physical limitations for its implementation, has already been occupied (IDOM-COBRAPE, 2015b).

The municipality benefits from precipitation driven by orographic factors, where the indexes are highly variables (from 1100 to 2700 mm/year) and more intense during the summer. The density of water resources associated with the vast sedimentary plains and favourable rainfall conditions make the city prone to constant flooding, causing social and economic disruption (CAPRARIO; FINOTTI, 2019). The authors did not find any scientific publications or technical reports that could provide valuable information on the spatial dimension of past flooding in the region. On the other hand, several field photographs that were captured during the flooding events provide a spatial notion of flooded areas. Figure 4 shows some flooded areas in events of past flooding in Florianópolis city.

Figure 4 – Field photographs show the spatial dimension of some previous flooding events.



Source: Naim Campos/RBS TV, 2013



Source: Hotel Canasvieira Internacional, 2014



Source: Flávio Tin/ND, 2015



Source: NSC TV, 2016



Source: Andrey Lanhi/ND, 2016



Source: Osvaldo Sagaz/RBS TV, 2017



Source: Tiago Ghizoni/Diário Catarinense, 2018



Source: Eveline Poncio/NSC TV, 2018



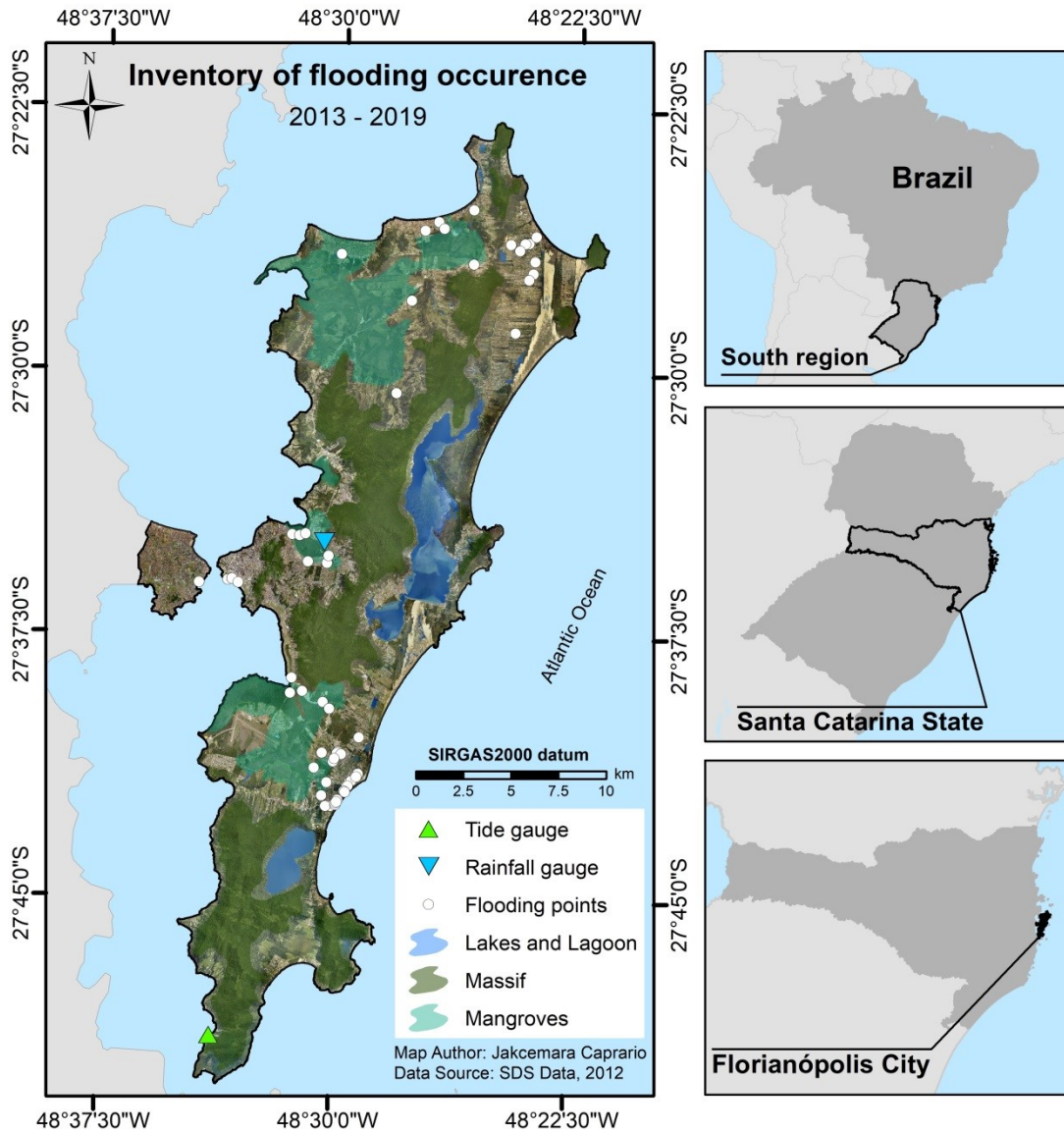
Source: James Tavares/Secom, 2019

Source: Caprario *et al.* (2021a).

The municipality has three well-defined hydrogeological systems based on bedrock lithology and its potential to store and transport water. These are (1) consolidated aquifer of crystalline basement made by intensely fractured granulite–gneiss (water capture flow ranging between 2.0 and 9.0 m³/h); (2) unconsolidated sedimentary aquifer of marine and coastal deposits (water capture flow ranging between 20.0 and 90.0 m³/h); and (3) granulite–gneiss Aquiclude (unfavourable zone for wells) (CPRM, 2013; IDOM-COBRAPE, 2015a; RAMA; MIOTLIŃSKI, 2020). Thus, the region stands out due to its excellent underground water potential, contributing part of the municipality's public water supply. However, the shallow free aquifers close to mangrove swamps and a complex estuarine system subject to tides give high environmental vulnerability to the coastal system. In addition to its high environmental vulnerability, the municipality has poor coverage of the stormwater drainage system (characterized as absolute separator) that regularly exceeds the volumetric capacity of drainage networks, overflowing to backyards, streets, sidewalks or other urban infrastructure (CAPRARIO *et al.*, 2019).

For the MEIC strategy application, we inventoried the allocations of flooding events in Florianópolis from 2013 to 2019, using documentary records published in local media. The raw data consisted of 108 pieces of photographic evidence, where each evidence described an inundated site during a specific flooding event, totalling 60 distinct points distributed among the central regions of urban occupation (Figure 5). Data of duration and depth of flooding for each event were not available in most records. Therefore, only the inundation frequency described the flooding occurrence in Florianópolis City.

Figure 5 – Location of Florianópolis City with allocations of a flooding occurrence.



Source: Caprario *et al.* (2021a).

A spatial database for the Florianópolis City contemplates information about 6 of the 10 flooding influencing factors for all points inventoried. In addition, missing spatial data such as maximum daily sea level, daily accumulated rainfall, land use, and the presence of a stormwater system were investigated in loco or on a nearby gauge station. The information that composes the database referring to the ten flooding influencing factors was collected from online and free databases, as shown in Table 2. Figure 6 shows the spatial data used in 6 of the 10 flooding influencing factors considered in the strategy.

Table 2 – Data used to create a spatial database of flooding influencing factors.

Variables	Influencing factors	Units	Observations	Source
Hydrological	Groundwater level	m	Generated from 178 static level points to a 2-m grid.	CPRM (2013) ^a
	Daily sea level	cm	Maximum sea level measured on the day the flooding occurred.	EPAGRI (2019) ^b
	Daily rainfall	mm	Accumulated precipitation on the day the flooding occurred.	EPAGRI (2019) ^b
	Hydrography	-	Presence or absence of water bodies at the flooding occurrence site.	ANA (2015) ^c
Topographical	Elevation (DEM)	m	Generated from contour lines with 5 meter contour intervals to a 1-m grid.	IPIUF (2000) ^d
	Slope	%	Generated from DEM to a 100-m grid.	IPIUF (2000) ^d
Geological	Hydrogeology	-	Scale of 1:500,000	CPRM (2013) ^a
	Soil type	-	Scale of 1:250,000	EMBRAPA (2004) ^e
Artificial	Land use	-	Class with the highest predominance at the flooding occurrence site.	In loco
	Stormwater drainage	-	Presence or absence of stormwater drainage infrastructure at the flooding occurrence site.	In loco

^a CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais [Mineral Resources Research Company]

^b EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina [Agricultural Research and Rural Extension of Santa Catarina]

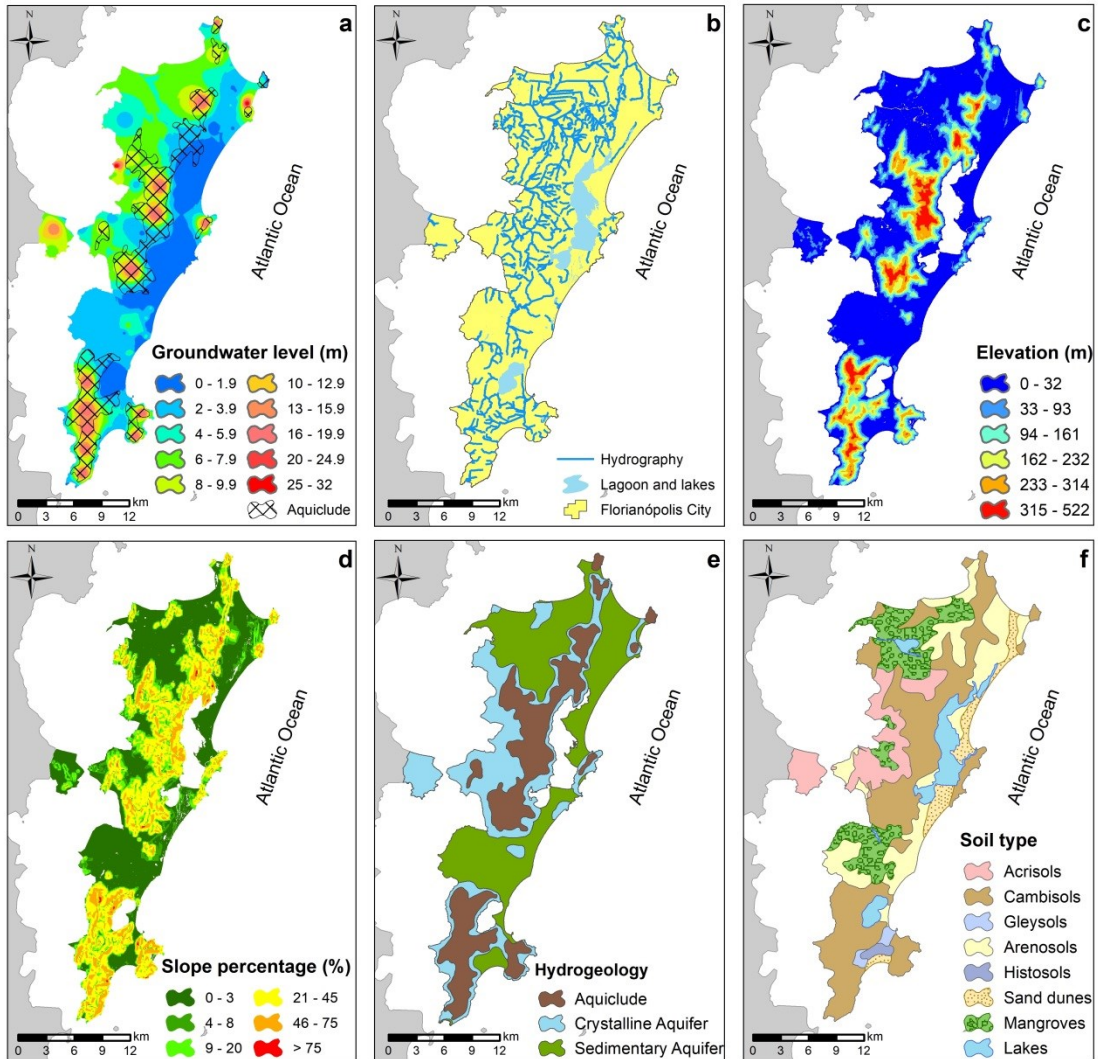
^c ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [National Water Agency]

^d IPIUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis [Urban Planning Institute of Florianópolis]

^e EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias [Brazilian Agricultural Research Corporation]

Source: Caprario *et al.* (2021a).

Figure 6 – Spatial representation of factors groundwater level (a), hydrography (b), elevation (c) slope (d), hydrogeology (e), and soil type (f).



Source: Caprario *et al.* (2021a).

2.3 RESULTS AND DISCUSSIONS

2.3.1 Factors affecting the flooding occurrence

From the standardized environmental and artificial variables in this study, the principal components came from the correlation matrix, which computed the 10 flooding influencing factors. As a result, only the first four components extracted conformed with the Kaiser criterion, presenting eigenvalues greater than 1. The components explain 70% of the total variance in the spatial and temporal distribution of the flooding. The Varimax normalized rotation maximized these four principal axes variance (per ZHU; WANG;

RIOUAL, 2017). Table 3 presents the interactions between factors for these components and their respective variance.

Table 3 – Principal component loading and explained variance for the four components with Varimax normalized rotation.

Factors	Principal components			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Sea level	0.287	<u>0.860</u>	0.019	0.144
Rainfall	0.183	<u>-0.826</u>	0.277	0.111
Elevation	<u>-0.618</u>	0.133	-0.507	0.144
Hydrography	<u>0.887</u>	0.141	0.048	0.008
Stormwater drainage	0.215	-0.057	0.219	<u>0.741</u>
Land use	<u>0.667</u>	-0.411	-0.095	0.057
Soil type	<u>0.842</u>	0.150	-0.044	-0.004
Hydrogeology	0.140	-0.219	<u>0.844</u>	0.035
Slope	-0.246	0.077	-0.211	<u>0.665</u>
Groundwater level	-0.432	0.078	<u>0.631</u>	0.015
Eigenvalue	2.752	1.714	1.551	1.051
Cumulative eigenvalue	2.752	4.466	6.017	7.068
Explained variance (%)	27.518	17.140	15.507	10.510
Cumulative % of the variance	27.518	44.658	60.165	70.675

Bold and underlined values: loading >0.6 (significant interactions)

Source: Caprario *et al.* (2021a).

Each variable loaded strongly onto only one of four principal components, showing a clear identifiable relationship with flooding occurrence.

The first component (PC1) explains the amount of the variance (27.5%), characterized by the highest loading to hydrography, soil type, and land use (loading >0.6). They also have the highest negative correlation with the elevation factor. So, sites with hydrography, clay soils (Acrisols), densely urbanized, and low terrain elevation tend to have a higher occurrence of flooding events. Nandi *et al.* (2016) and Wang *et al.* (2016) supported these findings and identified land elevation, slope angle, and distance from the hydrography as determining variables for flooding occurrence. According to Nandi *et al.* (2016), 83 % of flooding events occur within 500 m from the hydrography in the floodplains, being low-lands with an elevation between 100 and 200 m above the sea level were found to be the most susceptible areas to flooding. PC1 reflects all types of environmental and artificial variables established in the study. Because of the association between the land use factors, elevation and hydrography, component 1 was defined as the component “urbanization” referring to the process of development and urban occupation.

PC2 contains only hydrological variables, explaining 17.1% of the variance. This component was defined as the component “storm surge” because of its highly positive loading with the sea level factor. This positive loading is possibly consistent with the increase in storm surge events, rising tide, and sea level rise reported for the entire south coast of Brazil (SILVA *et al.*, 2016). However, this component still presented a highly negative loading with the rainfall factor. The negative loading for the rainfall, opposed to the positive of the sea level, may come from low levels of accumulated daily rainfall (less than 2 mm), which characterize approximately 53% of the inventoried events. These low rainfall levels are directly associated with information on the rise in the maximum daily sea level, which in these events range between 50 and 100 cm above the reference.

Component PC3 was defined as the “underground” component because of its positive loadings with the hydrogeology factor and groundwater level, the only two underground components adopted in the study. This component contains 15.5% of the variance, suggesting that the studied flooding events have the presence of fractured crystalline aquifers and the superficiality of groundwater level in the study area influence. It also indicates that all of the studied flooding sites are to some extent reliant or related to the underground water flow of the coastal area. These findings are supported by Nandi *et al.* (2016), who also identified the occurrence of flooding more frequently over aquifer rocks such as basal, coastal, and alluvial aquifers, where excess runoff could not drain simply into the subsurface due to impermeable bedrock. The porosity and permeability (hydraulic properties) of bedrock may influence flooding potential. Less porous, compact, and impermeable aquifer rocks make an infiltration of rainwater difficult, thus increasing flooding potential.

Finally, component PC4 contains 10.5% of the variance, and its definition as the “stormwater” component comes from its positive loading in stormwater drainage factor and slope, the two factors often related to the urban stormwater drainage system. Therefore, sites with a predominance of large areas of coastal plains (slope of 0-3%) and that do not have a stormwater drainage system tend to have more cases of flooding. These findings are supported by Wang *et al.* (2016) and Gaitan, ten Veldhuis, and van de Giesen (2015), who found that local blockage of stormwater inlets, or the nonexistence of these, is the major reported cause of urban flooding incidents, occurring even during small rainfall events. Wang *et al.* (2016) add that improper urban planning leads to the development of flood-prone areas and poor drainage system design in which insufficient drainage capacity occurs in flat areas.

2.3.2 Spatial clusters of flooding sites

After applying PCA and identifying the minimum number of factors for constructing the spatial coastal-flooding model, we determine the grouping variable, for example, the factor that has the highest significant statistical correlation. This grouping variable will be used together with the number of flooding occurrences, thus defining the conditions of spatial constriction and avoiding multi-collinearity between the influencing factors. Parametric and non-parametric correlation coefficients observed in the study area for all factors influencing the flooding occurrence are in Table 4.

The influencing factors had both positive and negative correlations. The highest significant correlation of 0.760 was obtained between hydrography and soil type, while the lowest significant correlation of -0.168 was between hydrography and groundwater level. Trends of the influencing factors were considered statistically significant at the 5% significance level using the Pearson test, Kendall's tau test, and Spearman's Rho test. The results of parametric and non-parametric tests confirm the strong correlation between the hydrography and soil type factors. Since both factors do not vary in time, only in space, the hydrography factor was the grouping variable. The general results of the PCA substantiate the choice of this factor between two correlates, where hydrography presented the highest loading among all the factors analysed.

The frequency of flooding at different spatial scales changes depending on geographical locations, environmental characteristics, artificial alterations, and local hydrological factors. Three clusters came from the K-means, based on the number of events and the grouping variable. Figure 7 shows the geographical allocation of the three clusters (C1, C2, and C3). The cluster C1 corresponds to the area between the Massifs under the influence of the largest mangrove in the region (Rio Tavares). The cluster C2 corresponds to the North and West of Florianópolis under the influence of the Ratonas, Saco Grande and Itacorubi mangroves. The cluster C3 corresponds to the East and South areas of Florianópolis, influenced by lakes, lagoons, and outcrops of the aquifer.

Table 4 – Results of the statistical tests of parametric and non-parametric correlation between environmental and anthropic variables.

Factors	Test	Factors									
		Sea level	Rainfall	Elevation	Hydrography	Stormwater drainage	Land use	Soil type	Hydrogeology	Slope	Groundwater level
Sea level	r	1.000	-0.545*	0.004	0.323*	0.101	-0.105	0.286*	-0.053	0.046	-0.142
	ρ	1.000	-0.402*	-0.280*	0.307*	0.100	-0.111	0.293*	0.018	-0.221*	-0.131
	τ	1.000	-0.307*	-0.201*	0.258*	0.084	-0.090	0.247*	0.015	-0.156*	-0.091
Rainfall	r	-0.545*	1.000	-0.280*	0.102	0.161	0.308*	0.069	0.444*	-0.072	0.012
	ρ	-0.402*	1.000	-0.232*	0.049	0.119	0.258*	0.046	0.408*	-0.081	-0.181
	τ	-0.307*	1.000	-0.173*	0.043	0.105	0.221*	0.045	0.357*	-0.059	-0.128
Elevation	r	0.004	-0.280*	1.000	-0.503*	-0.111	-0.342*	-0.408*	-0.460*	0.223*	0.033
	ρ	-0.280*	-0.232*	1.000	-0.634*	-0.170	-0.323*	-0.492*	-0.519*	0.306*	-0.039
	τ	-0.201*	-0.173*	1.000	-0.529*	-0.142*	-0.271*	-0.386*	-0.433*	0.187*	-0.031
Hydrography	r	0.323*	0.102	-0.503*	1.000	0.132	0.494*	0.760*	0.066	-0.142*	-0.201*
	ρ	0.307*	0.049	-0.634*	1.000	0.132	0.491*	0.749*	0.066	-0.244*	-0.202*
	τ	0.258*	0.043	-0.529*	1.000	0.132*	0.475*	0.722*	0.066	-0.206*	-0.168*
Stormwater drainage	r	0.101	0.161	-0.111	0.132	1.000	0.139	0.080	0.180	0.016	-0.047
	ρ	0.100	0.119	-0.170	0.132	1.000	0.137	0.061	0.180	-0.013	-0.060
	τ	0.084	0.105	-0.142*	0.132*	1.000	0.133*	0.059	0.180*	-0.011	-0.050
Land use	r	-0.105	0.308*	-0.342*	0.494*	0.139	1.000	0.400*	0.126	-0.124	-0.221*
	ρ	-0.111	0.258*	-0.323*	0.491*	0.137	1.000	0.369*	0.119	0.132	-0.262*
	τ	-0.090	0.221*	-0.271*	0.475*	0.133*	1.000	0.337*	0.116	0.101	-0.214*
Soil type	r	0.286*	0.069	-0.408*	0.760*	0.080	0.400*	1.000	0.035	-0.097	-0.265*
	ρ	0.293*	0.046	-0.492*	0.749*	0.061	0.369*	1.000	0.019	-0.152	-0.243*
	τ	0.247*	0.045	-0.386*	0.722*	0.059	0.337*	1.000	0.018	-0.115	-0.188*
Hydrogeology	r	-0.053	0.444*	-0.460*	0.066	0.180	0.126	0.035	1.000	-0.166	0.271*
	ρ	0.018	0.408*	-0.519*	0.066	0.180	0.119	0.019	1.000	-0.157	0.254*
	τ	0.015	0.357*	-0.433*	0.066	0.180*	0.116	0.018	1.000	-0.133*	0.211*

Continues on the next page

Table 4 – Continuation.

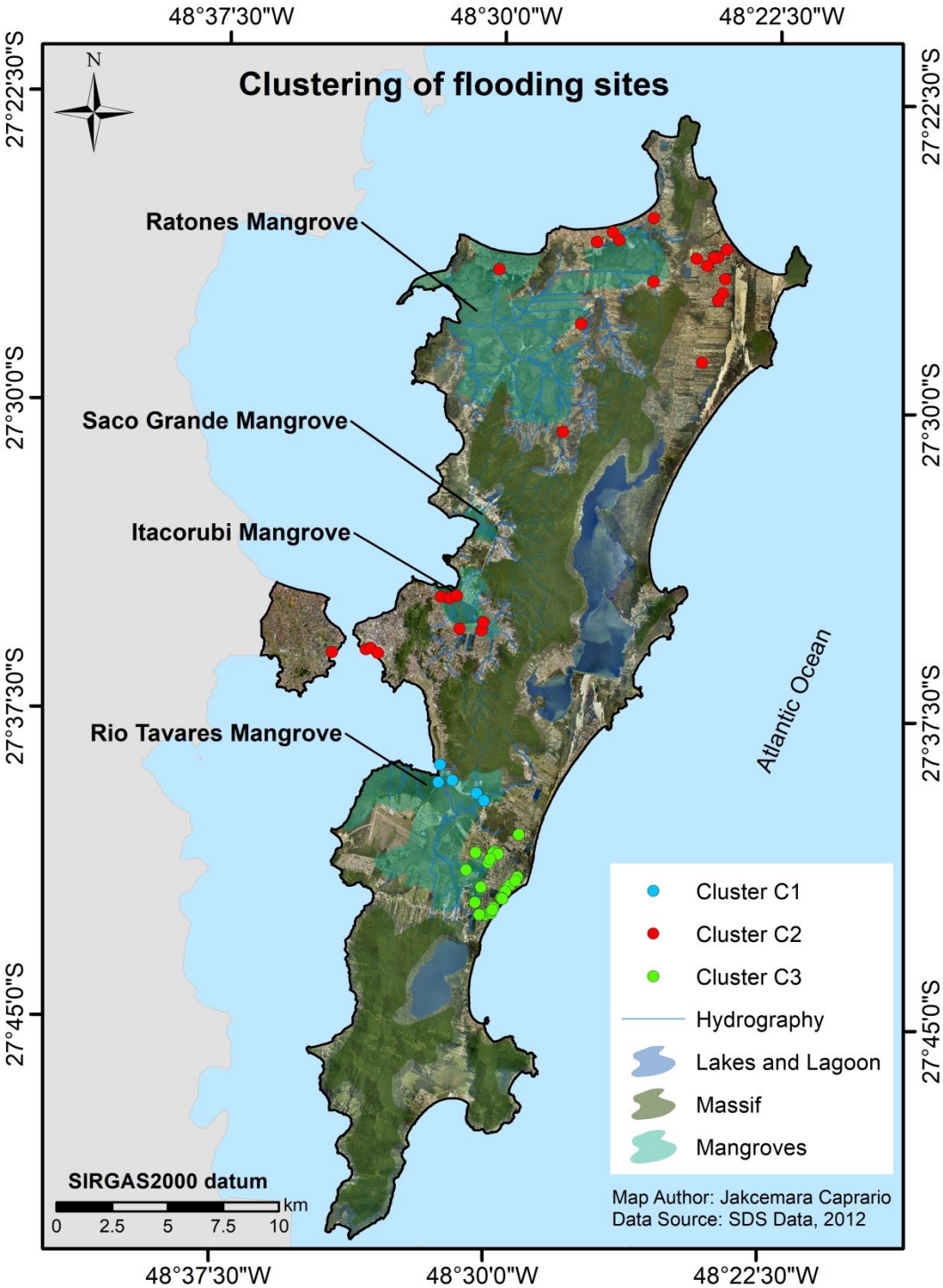
Factors	Test	Factors									
		Sea level	Rainfall	Elevation	Hydrography	Stormwater drainage	Land use	Soil type	Hydrogeology	Slope	Groundwater level
Slope	<i>r</i>	0.046	-0.072	0.223*	-0.142	0.016	-0.124	-0.097	-0.166	1.000	0.094
	<i>ρ</i>	-0.221*	-0.081	0.306*	-0.244*	-0.013	0.132	-0.152	-0.157	1.000	0.014
	<i>τ</i>	-0.156*	-0.059	0.187	-0.206*	-0.011	0.101	-0.115	-0.133*	1.000	0.016
Groundwater level	<i>r</i>	-0.142	0.012	0.033	-0.201*	-0.047	-0.221*	-0.265*	0.271*	0.094	1.000
	<i>ρ</i>	-0.131	-0.181	-0.039	-0.202*	-0.060	-0.262*	-0.243*	0.254*	0.014	1.000
	<i>τ</i>	-0.091	-0.128	-0.031	-0.168*	-0.050	-0.214*	-0.188*	0.211*	0.016	1.000

r: Pearson test, *ρ*: Spearman's Rho test, *τ*: Kendall's tau test. Bold and underlined characters represent the biggest trends identified by 3 statistical methods together.

* Statically significant trends at the 5% significance level.

Source: Caprario *et al.* (2021a).

Figure 7 – Flooding sites locations and classification according to the spatial constraint multivariate clustering (K-means)



Source: Caprario *et al.* (2021a).

The results of ANOVA and the Tukey test (Table 5 and Table 6, respectively) show that these three clusters are possibly heterogeneous regions ($F_0 > F_{0.05,2,105} = 3.09$), being the clusters statistically different from each other at the 0.05 significance level.

Table 5 – ANOVA results for flooding clusters.

Source of variation	Sum of squares	Degree of freedom	Mean square	F_0
Clusters	25.921	2	12.960	16.784
Error	81.079	105	0.772	
Total	107.000	107		

Source: Caprario *et al.* (2021a).

Table 6 – Tukey test result for flooding clusters.

Tukey test	Cluster	Mean
a	C1	0.829
b	C2	0.079
c	C3	-0.574

Source: Caprario *et al.* (2021a).

2.3.3 Spatial coastal-flooding model and performance evaluation

Ordinary Least Squares regression explores all possible combinations of the 10 influencing factors to obtain an observed flooding occurrence for each sub-region explanation. Summary of the best regression results in C1, C2, and C3 sub-regions are in Table 7.

Table 7 – Summary of the best regression results in C1, C2, and C3 sub-regions.

Factor	Coefficient	Standard Error	T-test	Probability	Robust probability	VIF	
Intercept	0.119	0.194	0.614	0.548	0.188	----	
Sea level	0.885	0.174	5.097	0.000*	0.000*	4.148	
Rainfall	0.447	0.184	2.433	0.028*	0.007*	3.967	
Hydrography	1.302	0.261	4.994	0.000*	0.000*	5.342	
Hydrogeology	1.577	0.290	5.432	0.000*	0.000*	6.119	
Sub-region C1	F statistic: $F(4,15) = 12.088^*$			Wald Statistic = 938.441*			
	$R^2 = 0.763$			Koenker (BP) Statistic = 5.806			
	Adj $R^2 = 0.700$			Jarque-Bera Statistic = 4.460			
	AICc = 41.858			Moran's Index = 0.086			
	Continues on the next page						

Table 7 – Continuation.

	Factor	Coefficient	Standard Error	T-test	Probability	Robust probability	VIF
Sub-region C2	Intercept	-0.087	0.101	-0.858	0.395	0.358	----
	Hydrography	-0.308	0.128	-2.408	0.020*	0.128	2.805
	Land use	0.346	0.086	4.044	0.000*	0.000*	1.969
	Soil type	-0.361	0.134	-2.697	0.009*	0.098	2.501
	Hydrogeology	0.605	0.088	6.839	0.000*	0.000*	1.277
	<i>F</i> statistic: F(4,47) = 25.020*			Wald Statistic = 98.478*			
	<i>R</i> ² = 0.680			Koenker (BP) Statistic = 4.242			
	Adj <i>R</i> ² = 0.653			Jarque-Bera Statistic = 4.970			
	AICc = 98.105			Moran's Index = - 0.041			
	Factor	Coefficient	Standard Error	T-test	Probability	Robust probability	VIF
Sub-region C3	Intercept	-0.747	0.136	-5.490	0.000*	0.000*	----
	Rainfall	-0.256	0.150	-1.713	0.096	0.009*	1.039
	Elevation	0.396	0.153	2.579	0.015*	0.012*	1.044
	Stormwater drainage	0.255	0.078	3.273	0.003*	0.000*	1.025
		<i>F</i> statistic: F(3,32) = 7.178*			Wald Statistic = 17.531*		
	<i>R</i> ² = 0.402			Koenker (BP) Statistic = 28.269*			
	Adj <i>R</i> ² = 0.346			Jarque-Bera Statistic = 0.891			
	AICc = 68.637			Moran's Index = - 0.047			

VIF = Variance Inflation Factor (value >7.5 indicate redundancy among factors); N_{C1} = 20; N_{C2} = 52; N_{C3} = 36; R^2 = Multiple R-Squared; Adj R^2 = Adjusted R-Squared; AICc = Akaike Information Criterion; * p <0.05

Source: Caprario *et al.* (2021a).

We develop three analytical models of the spatial distributions of coastal flooding after the regression analysis. The developed modelling equations for the C1, C2, and C3 sub-regions are in Equations (3), (4), and (5), respectively.

$$MEIC_{C1} = 0.119 + 0.885 S + 0.447 R + 1.302 H + 1.577 G \quad (3)$$

$$MEIC_{C2} = -0.087 - 0.308 H + 0.346 L - 0.361 O + 0.605 G \quad (4)$$

$$MEIC_{C3} = -0.747 - 0.256 R + 0.396 E + 0.255 D \quad (5)$$

where *MEIC* represents the Spatial Coastal-Flooding Model, *S* (cm) represents the sea level, *R* (mm) represents the rainfall, *H* represents the hydrography, *G* represents Hydrogeology, *L* represents the land use, *O* represents the soil type, *E* (m) represents the elevation, and *D* represents the stormwater drainage.

These equations do not produce the absolute values of the occurrence of coastal flooding but denote the closed or near approximated to the real value. The significance of coefficients represents the best optimization of value that can be estimated (JUMAAH *et al.*, 2019). Among the 10 factors considered, 8 were able to explain the flooding that occurred in the sub-regions. Being excluded by the regression models are the Groundwater level and Slope factors. The factors maintained by the regression models were provided by different combinations, with only one constant of the hydrological type variables in all sub-regions.

The $MEIC_{C1}$ performed well in the spatial modelling of coastal flooding events for the sub-region C1, explaining 76% of the occurrences ($R^2 = 0.763$) with the best approximation to reality (AICc = 41.858) among all models built. The VIF of these factors was relatively low, ranging from 3.967 to 6.119, which indicates no significant multi-collinearity. Additionally, the explanatory variable were all statistically significant ($p < 0.05$). The model also ensured stationarity (Koenker = 5.806), normality (Jarque-Bera = 4.460), and spatial randomness of residues (Moran's I = 0.086), demonstrating that it is adequate to explain the relationships between the number of floods and the influencing factors.

The results suggest that the sub-region C1 is mainly affected by variables of the hydrological and geological type. The flooding events come from sea level rise, high rainfall levels, local hydrography, and porous bedrock (unconsolidated sedimentary aquifer). Despite the high permeability of the rocky basement, it has low soil depth (0 – 4 m) and is considered an aquifer recharge area with several outcrop points. It should be cognizant that this sub-region localizes between the massifs under the influence of the largest mangrove in the region (Rio Tavares) and faces increasing pressure from urbanization, with disorderly expansion and irregular occupation of environmental preservation areas. It is noteworthy that this area is home to a lower-income population, being inland, with no scenic attractions, close to the Florianópolis International Airport, and access highway to the southern sector of the island (IDOM-COBRAPE, 2015b).

A coastal flooding study conducted in the municipality indicates that between 1.4 and 1.6 km² of urbanized coastal areas lie within the flooding level of 1 m by the end of the century, most of which by residential development occupation (IDOM-COBRAPE, 2015a). The study also estimates that, among the flooded zones in this scenario, are some areas recognized for their high ecological and scenic value, such as mangroves, lagoons, and sandbanks. A similar coastal flooding study conducted in the Santos Bay - SP, showed a loss of 26.3% of the riparian zone of existing mangroves was identified until 2100, corresponding

to 27.4 km² (ALFREDINI; ARASAKI, 2018). According to the authors, without this retention area, a larger amount of sediment will be carried to the inner nautical areas of Santos Port, silting and increasing the dredging volumes of maintenance. Thus, the relevance of mangroves is highlighted as an ecosystem based solution for climate resilience of coastal cities, constituting the first barrier to rising sea levels. They help to ameliorate the coastal erosion and the impact of extreme events.

The model constructed for the sub-region C1 still indicates the prioritization of investments for retention and temporary storage of runoff. Implementation of detention basins, linear parks and multifunctional civic spaces is indicated, providing amenity benefits while delivering runoff flow attenuation and biodiversity benefits. Coastal engineering constructions that protect the region from advancing sea levels, such as storm surge barriers or tide gates, are also indicated. Those coastal defence measures are often chosen as an alternative to close off estuaries, and it establishes at various locations around the world, for example, The Netherlands, New Orleans, Singapore, St. Petersburg, Venice (JONKMAN *et al.*, 2013; MOOYAART; JONKMAN, 2017).

The *MEIC*_{C2} performed well in the spatial modelling of coastal flooding events for the sub-region C2, explaining 68% of the occurrences ($R^2 = 0.680$) with good approximation to reality (AICc = 98.105). The VIF of these factors was low, ranging from 1.277 to 2.805, which indicates no significant multi-collinearity. Additionally, the explanatory variable were all statistically significant ($p < 0.05$). The model also ensured stationarity (Koenker = 4.242), normality (Jarque-Bera = 4.970), and spatial randomness of residues (Moran's I = -0.041), demonstrating that it is adequate to explain the relationships between the number of floods and the influencing factors.

Hydrological, geological, and artificial variables affect the sub-region C2. The absence of local hydrography impacts the flooding in this sub-region. The geological constitution of the soil presents a predominance of sandy texture (Arenosol). Flooding in this region relates to some areas with a predominance of fractured crystalline bedrock and increasing impervious surfaces by urbanization. The porosity and permeability of bedrock may influence potential flooding. Highly porous rocks aid the rain infiltration, reducing flooding potential, whereas the opposite is with lesser porosity, compact, and impermeable bedrock (NANDI *et al.*, 2016). A highlight is that this sub-region presents lowlands with an elevation between 0 and 4 m above sea level, flat slope (0-3%), and predominantly urbanized with some builds on mangrove areas. Approximately 76% of the municipal population

estimated for the year 2020 resides in sub-region C2. In the central sector, 275,288 inhabitants are concentrated on a densely urbanized agglomeration, while in the northern sector, 102,721 inhabitants are distributed in small agglomerates (IDOM-COBRAPE, 2015b). Although most of the population resides in this sub-region, the flooding severity is still associated with the occupation of risk areas close to mangroves. According to IDOM-COBRAPE (2015a), the main highways in the region are susceptible to flooding resulting from return periods of 10 to 25 years due to its proximity to water resources and mangroves. Thus, the model constructed for the sub-region C2 indicates the need to prioritize investments aimed at the storage and infiltration of runoff (e.g., compensatory techniques) and control of local increase of impervious rates. Infiltration swale and wells, rain gardens, green roofs, and permeable paving implementations are indicated to overflow management. However, urban compensatory techniques always take a form that responds to the location, character, drivers, and opportunities associated with the site.

Finally, $MEIC_{C3}$ showed poor performance in the spatial modelling of coastal flooding events for the sub-region C3, explaining only 40% of the occurrences ($R^2 = 0.402$) with good approximation to reality ($AICc = 68.637$). The VIF of these factors was deep low, ranging from 1.025 to 1.044, which indicates no significant multi-collinearity. Additionally, the explanatory variable were all statistically significant ($p < 0.05$). The model ensured normality (Jarque-Bera = 4.970) and spatial randomness of residues (Moran's I = -0.041); however, it failed in stationarity (Koenker = 28.269), not ensure the consistency of relationships in space.

In sub-region C3, topographical variables replace geological variables. Flooding events in this sub-region are negatively impacted by the low elevation of the terrain and poor coverage of the stormwater drainage system. In addition, the low local precipitation decreases the flooding that occurs in the region, positively impacting the model. Approximately 16% of the municipal population (77,969 inhabitants) estimated for the year 2020 resides in sub-region C3. Despite the low population density and lower level of consolidation, the region has a permanent resident population with predominance of single-family houses, consuming large urban areas (IDOM-COBRAPE, 2015b). According to Caprario and Finotti (2019), the sub-region C3 faces increasing pressure from urbanization, with disorderly expansion and low coverage (only 13%) of an undersized drainage network system characterized as an absolute separator. The model of this region indicates the need to prioritize investment for a stormwater drainage system implementation. It is noteworthy that due to the low terrain

elevation and the superficiality of the groundwater level, this region has many areas of recharge and the outcrop of the aquifer. Storm surge and erosion are constantly observed in the region and require careful coastal planning.

The low performance of the $MEIC_{C3}$ model suggests the need for more environmental and artificial variables considered detailed analysis. One of the hypotheses is a subsidence process in this sub-region, considering the constant groundwater extraction by the local water supply company and the local community itself.

2.4 CONCLUSIONS

We highlight in this paper a strategy based on socio-hydrological principles, which considers the population as a decisive part of the system, contributing to the observation, understanding, and dissemination of phenomena in the places where the people live. We emphasize that hydrology can be improved by reconstructing and studying the past, complementing temporal and spatial analyses through human databases (social sphere), bringing essential contributions where the conventional system has failed.

The results highlight the potential of the proposed strategy to spatially modelling flooding in coastal areas using information available in free and easily accessible online databases. The first results are promising and show that the MEIC strategy can be a statistically robust and effective tool for city planning. In addition, the combination of statistical techniques and geospatial analysis has demonstrated the good capacity to explain the spatial distribution of the flooding points and their relationship with the characteristics of each location.

With 10 available explanatory factors, the best MEIC model can explain 76% of the distribution of flooding events, with an AICc of 41.858. The worst performance of the MEIC model can still explain 40% of the flooding events, showing significant spatial autocorrelation in the residues, which reveals both the complexity of coastal flooding and the limitations of the strategy. The novelty and discovery of our study are that relationships between environmental and artificial variables and flooding are not homogeneous.

In addition to the primary function of the MEIC strategy, analyses of the distribution of classes for each influencing factor within their sub-regions provide valuable information. However, it is important to stress that the spatial data sets may be subject to an error that may affect the final quality of the results. In the case of higher quality input data unavailability (for

example, increased accuracy and spatial resolution), influencing factors data improvement is possible when including validation in loco of the information.

For future studies, research efforts could focus on including other influencing factors (e.g., the process of local subsidence and coastal erosion), taking further advantage of the versatility of strategy. The replacement of the influencing factors of land use and soil type by the Curve Number (CN) parameter can be an option to include the processes of surface runoff and water storage capacity in the soil. In addition, other values of absolute loadings can restrict the flooding influence factors, for example, the consideration of only factors with correlation loadings above 0.75 in each PC. Another characteristic to be considered for a better performance of the strategy would be to include the accumulated precipitation of two to five days in advance, thus integrating the soil moisture conditions.

3 FRAMEWORK FOR INCORPORATING CLIMATE PROJECTIONS IN THE INTEGRATED PLANNING AND MANAGEMENT OF URBAN INFRASTRUCTURE

Referência: CAPRARIO, Jakcemara; TASCA, Fabiane Andressa; SANTANA, Paula Lidia; AZEVEDO, Larissa Thainá Schmitt; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Framework for incorporating climate projections in the integrated planning and management of urban infrastructure. *Urban Climate*, v.41, p. 101060, jan. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2021.101060>.

A projeção das mudanças climáticas na fase de design do planejamento urbano permite capacitação para a adaptação urbana e evita custos econômicos futuros. Muitas comunidades costeiras ainda mantêm respostas reativas de adaptação devido à falta de conhecimento sobre: Como integrar as projeções climáticas nos processos de planejamento de resiliência das cidades? Como escolher um modelo climático global para reduzir as projeções climáticas para escalas locais? Existe diferença significativa entre os cenários de emissão a curto (2010-2039), médio (2040-2069) e longo prazo (2070-2100) para as diferentes variáveis climáticas locais? É possível definir opções e estratégias de adaptação ao clima considerando as limitações das cidades litorâneas dos países em desenvolvimento? Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi desenvolver uma estrutura de modelagem para orientar a incorporação de projeções climáticas no planejamento e gestão integrada de áreas costeiras. O objetivo foi alcançado por meio do desenvolvimento de 04 módulos independentes, combinando técnicas de downscaling estatístico com base em um gerador meteorológico estocástico e modelagem geoespacial de zonas costeiras de baixa elevação. A estrutura foi testada na cidade litorânea de Florianópolis. Os resultados deste estudo revelaram o seguinte:

- Apenas 2 dos 6 GCMs (HadCM3 e MPEH5) previram tendências consistentes na precipitação anual para ambos os cenários de emissão, portanto, considerados apropriados para a representação do clima local futuro.
- Não foi identificada diferença significativa entre os cenários de emissões de curto e médio prazo, para projeções de precipitação e vazão de pico de escoamento. No entanto, as projeções de chuvas extremas apresentam diferenças de até 21% entre a série histórica e a

projeção de longo prazo.

- Exceto para o horizonte de projeção de curto prazo com período de retorno de 50 anos, todos os períodos de retorno e durações de chuva preveem um aumento na intensidade máxima da precipitação.
- Para a projeção do nível do mar, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas extensões das áreas inundadas, no médio e longo prazo, por ambos os cenários de emissões. A extensão das áreas alagadas induzidas pelo pior cenário até o final do século chegará a 10% da área total municipal, sendo estas localizadas principalmente ao redor de deltas de rios e planícies costeiras de baixa altitude.
- O sistema de dunas permanecerá ativo e preservado. No entanto, com uma elevação do nível do mar de 1.53 ± 0.15 m até o final do século, a extensão das inundações cobrirá 5.88 km² de áreas ecologicamente sensíveis, sendo a maioria manguezais, praias e restingas. Destaca-se a importância de preservação dos manguezais, constituindo este a primeira barreira à elevação do nível do mar nas áreas costeiras.
- Para a infraestrutura construída, apenas 4% das áreas costeiras urbanizadas estão dentro do nível de inundação de 90 anos, sendo a maioria ocupada por empreendimentos residenciais. Para projetos de grande porte, é perceptível a inundação da área superficial da principal estação de tratamento de efluentes do município ainda no primeiro horizonte de projeção (2010-2039). Estradas e rodovias terão aproximadamente 5% da área atual inundada, dificultando e até impedindo a mobilidade e o acesso a algumas regiões importantes da cidade.

3.1 INTRODUCTION²

Global climate changes are caused by the increase in the Earth's average temperature due to human activities. According to the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2014), an increase of 2°C in the average temperature of the

² This Chapter was adapted from Caprario *et al.* (2022).

Earth appears to be inevitable over the coming years, even if all of the actions to reduce emissions and capture the carbon come to fruition. It can result in sea level rise (18-59 cm), increasing the frequency of extreme events such as heavy rainfall, heat waves, high winds and hurricanes, storm tides and severe droughts, whose impacts have catastrophic consequences for the ecosystems and mankind. It has become the main threat to which modern society is exposed, especially in coastal areas.

In coastal areas, population densities are higher, centres are low elevation, and landscape and oceanic alteration act in combination, affecting the environments by different natural hazards. Besides, these areas also contain much of the world's biodiversity, which could be lost with unprecedented consequences. The effects combined of sea-level rise, subsidence, population growth and urbanisation could aggravate the situation (AKBARPOUR; NIKSOKHAN, 2018; PASQUIER *et al.*, 2019) increasing more than threefold total population and ecosystems that will be exposed until the 2070s (HANSON *et al.*, 2011). Hanson *et al.* (2011) esteem that 40 million people are affected annually for some extreme event caused by climate change in coastal zones, leaving at least US\$3,000 billion in financial assets.

Despite this, the mitigation of, and adaptation to the effects of global climate change are now the greatest challenges for humanity. Financial impediments and prioritization of investments in essential services are the main barriers to undertaking adaptive measures in these cities (ADDANEY; COBBINAH, 2019). In addition, the ability to implement urban adaptation measures is greatly affected by administrative routines and practices, and climate change issues are still centred in environmental departments (GIULIO *et al.*, 2019), limiting decision-making. Because of all these, planned adaptation measures still concentrate on current hazard impacts rather than taking into account projected climate change. This is mainly due to the lack of monitoring and the scarcity of continuous and reliable historical records of climate variables (OGIE *et al.*, 2020), affecting the capacity of local governments to design and implement effective adaptation measures. It is more difficult to manage plans for adaptation to and mitigation of their effects, due to the inability to forecast them precisely. It must be stated that the real effects of global change will be felt by people at the local level and local governments must prepare for the new scenarios.

To circumvent these limitations, simplified frameworks that guide managers in the process of incorporating observed and projected future climate trends into urban planning has been developed. It also avoids future costs with retrofitting and mitigates

the effects of disaster, allowing the reallocation of financial resources to other essential services. There are different frameworks proposed in the literature. Chan *et al.* (1999) proposed a framework for an integrated assessment of the impacts of climate change on infectious diseases. Jones (2001) developed a framework to assess biophysical and socio-economic climate impacts on individual exposure units identified as potentially vulnerable to climate change. Grasso (2007) proposed an ethical framework for climate mitigation and adaptation strategies through the use of four domains of international distributive justice and the consequent criteria of equity. Füssel (2007) developed a conceptual framework of vulnerability to climate change that combines a nomenclature for describing any vulnerable situation in terms of the vulnerable system, the hazard(s) of concern, the attribute(s) of concern, and a terminology for vulnerability concepts based on the vulnerability factors included. This conceptual framework allows to concisely describing any vulnerability concept in the literature as well as the differences between alternative concepts. Kriegler *et al.* (2014) presented a framework based on the concept of shared climate policy assumptions. It allows the variety of alternative socioeconomic evolutionary paths to be coupled with the library of climate model simulations. O'Neill *et al.* (2014) proposed a framework that envisions combining pathways of future radiative forcing and their associated climate changes with alternative pathways of socio-economic development. Van Vuuren *et al.* (2014) developed a framework that considers the level of radiative forcing of the climate system (as characterised by the representative concentration pathways) and a set of alternative plausible trajectories of future global development (described as shared socio-economic pathways). Forino *et al.* (2015) developed a Conceptual Governance Framework for Climate change adaptation and disaster risk reduction, which includes various configurations of state, market, and social actors, and includes bridging arrangements between them. Few studies have considered the development of frameworks that guide the process of incorporating precipitation projections into the design of resilient cities (e.g., HAYHOE *et al.*, 2015; SHASTRI *et al.*, 2019). However, frameworks to guide the incorporation of both precipitation and sea level projections in the integrated planning and management of coastal areas have not been evidenced.

To design a framework based on climate projections, Global climate models (GCMs) are needed. GCMs are appropriate tools to simulate changes in atmospheric circulation and understand what climate might look like in the future (BIRARA *et al.*, 2020). GCMs use emission scenarios, population projections, technology, and energy

supply as inputs (HAYHOE *et al.*, 2015). However, the GCMs are coarse resolution and can hardly be applied directly to studies on local and regional scales, requiring the use of dynamic and/or statistical downscaling approaches (TOFIQ; GUVEN, 2014). In dynamic downscaling, regional climate models (RCM) are nested within the GCMs to downscale climatic projections, making complex design and computationally expensive (BIRARA *et al.*, 2020). In contrast, in statistical downscaling, a statistical relationship is established between local historical observations (predictand) and large-scale climate model simulations (predictor), making it faster and simpler in use, and less computationally expensive (BIRARA *et al.*, 2020). So, the statistical downscaling method has become a wide applicability worldwide tool used for obtaining future local scenarios (BIRARA *et al.*, 2020), covering the most diverse research areas. Some studies have analysed superficial and underground recharge flows (e.g., OLSSON *et al.*, 2017; TARIKU; GAN, 2018). Others have evaluated the hydraulic resilience of stormwater systems (e.g., BINESH *et al.*, 2019; DURAND *et al.*, 2018), or the management of watersheds (e.g., BIRARA *et al.*, 2020). Others still have considered the application of statistical downscaling in the field of flooding management and control (e.g., LIU *et al.*, 2018).

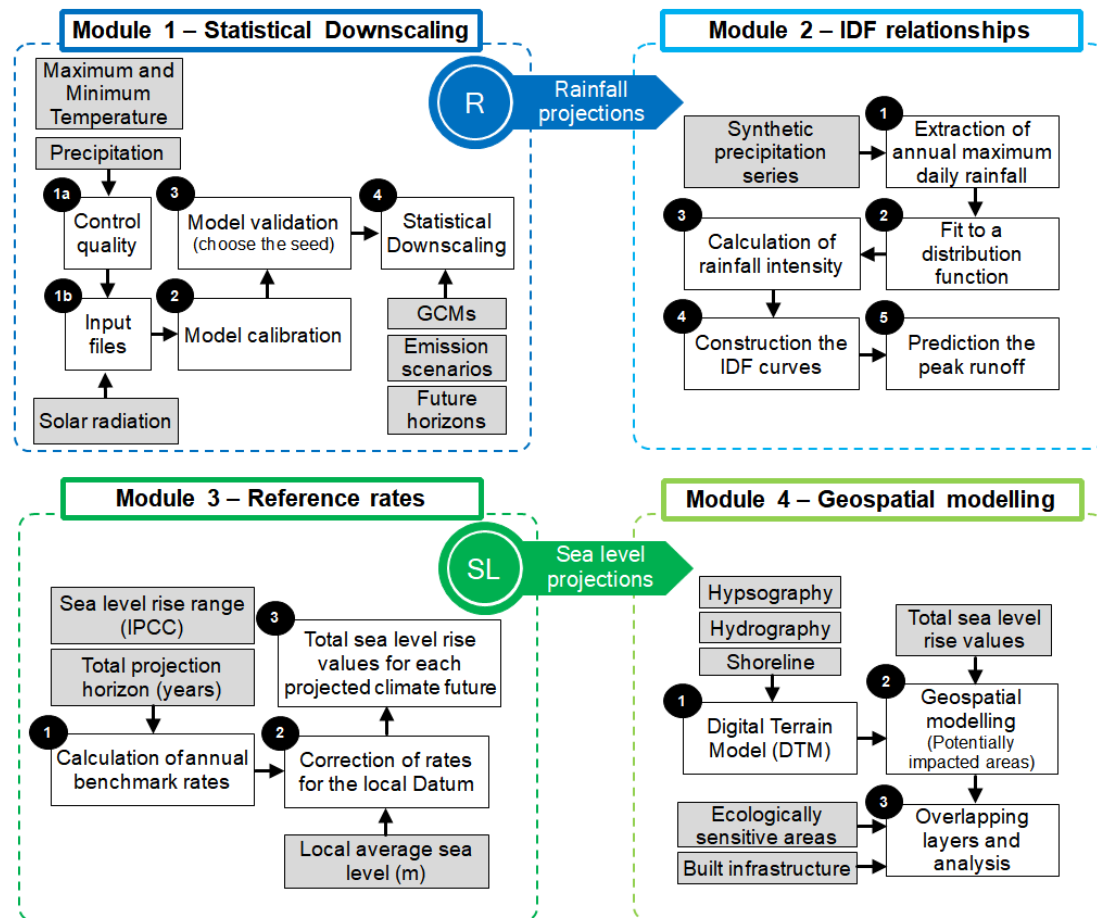
Considering climate change impacts by including projections in spatial planning increases the adaptive capacity of a country, as it allows managers to effectively plan all urban infrastructures. However, many coastal communities still keep reactive adaptation responses due to a lack of knowledge about how to incorporate this information in planning. Studies from 2002 to 2017, relating the anticipation of future scenarios associated with climate change were analysed by Ferro-Azcona *et al.* (2019). From 192 papers only 19.27% incorporated the set of projections formulated by the IPCC. Combining planning horizons and climate change scenarios is a complex issue for urban managers, particularly the challenge of translating climate projections into parameters needed for planning infrastructure (GIULIO *et al.*, 2019). Hence, brings into question: How to integrate the climate projections into resilience planning processes of cities? How to choose a GCM for downscaling climate projections on local scales? Is there a significant difference in the short, medium and long-term between the emission scenarios for the different local climatic variables? Is it possible to define climate adaptation options and strategies considering the limitations of coastal cities in developing countries?

To answer the questions bypassing the identified limitations, this paper developed a modelling framework to guide the incorporation of climate projections in the integrated planning and management of coastal areas. The framework was designed in independent modules, combining statistical downscaling techniques based on a stochastic weather generator and geospatial modelling of Low Elevation Coastal Zones (LECZ). The independence of the modules allows the application of the framework in any region of the world. It also allows incorporating more easily the evolution of model representation of this new field study that is expected to come. In addition, the framework contributes to increasing studies that incorporate climate projections, using data obtained from free and easily accessible local databases, and simple geoprocessing and downscaling tools. The framework was applied in an important city on the Brazilian coast, where high environmental vulnerabilities are observed, mainly concerning mangroves, lagoon and inland lakes, and constant flooding caused by extreme rainfall and tidal conditions, representing the reality of most coastal developing countries. The derived preliminary information from this study can be used as a baseline for future research and planning efforts, providing insights helpful about the nature of vulnerabilities in local contexts.

3.2 METHODOLOGY

The proposed framework consists of four modules: (1) statistical downscaling for rainfall projections, (2) Intensity-Duration-Frequency (IDF) relationships for assessing impacts on the stormwater design, (3) definition of annual reference rates for sea level projections and (4) geospatial modelling and overlapping data for analysis of environmental and infrastructure susceptibility. Figure 8 presents a general schematic diagram of the methodology for incorporating climate projections.

Figure 8 – Schematic diagram for an overview of the developed methodology. The grey boxes correspond to the input data and the numbered white boxes correspond to the different steps within each module. See text for details.



Source: Caprario *et al.* (2022).

3.2.1 Rainfall projections: Module 1 – statistical downscaling

This module consists of the production of future synthetic precipitation series derived from observed local daily climatic information and statistical downscaling of GCMs. A stochastic Weather Generator (WG), denominated Long Ashton Research Station - Weather Generator (LARS-WG) version 5.0 was used to construct 90-year daily climate scenarios. LARS-WG produces synthetic daily time series of maximum and minimum temperatures, precipitation and solar radiation using daily data monitored to compute a set of parameters for probability distributions and correlations between the weather variables (SEMENOV; STRATONOVITCH, 2010). LARS-WG can simulate based on a single year of daily data. However, a longer observed data record may help capture infrequency climate events such as droughts. The process of generating synthetic daily time series is divided into four distinct steps.

The first step corresponds to the quality control and preparation of local climate files. Local daily historical series of maximum and minimum temperature and precipitation were checked for quality and homogeneity. This process is necessary to detect artificial change-points due to the typos, missing or duplicate data and outliers, besides minimizing bias in climate trends (CHISANGA *et al.*, 2017). All quality control and homogeneity tests were performed using the ClimPACT2 and RHTest software. More detailed information on how to use this software can be obtained from Chisanga *et al.* (2017). After quality control, two files were prepared for input data in the stochastic generator. The first file (.st) contains station location information (station name, latitude, longitude and elevation for the site) and presentation of data (name of the file containing the observed weather data and the format of the data in the file). The second file (.dat) containing the observed local historical series, without headers, separated by spaces or tabs, in the following order: year (four digits), Julian day (i.e., from 1 to 365 or 366), minimum temperature (°C), maximum temperature (°C), precipitation (mm) and solar radiation (MJ/m².day). Missing data were coded with a value of -99.0.

The second step is model calibration, where the observed dataset is analysed statistically. Statistical parameters such as monthly totals, standard deviation and wet/dry spell lengths were computed, to generate synthetic data with the same characteristics. The annual cycle of temperature is described using sine and cosine curves (Fourier series).

In the third step, the ability of the weather generator to reproduce the statistical parameters of observed data in synthetic series was checked. This process is denominated model validation. The stochastic component of LARS-WG is controlled by a random-number seed that reproduces the statistical parameters in the synthetic series. There is six pre-set random seeds value (541, 1223, 1987, 2741, 3571 and 4409). Each random seed generates a weather time series with the same statistical characteristic of the observed series, but different on a day-to-day basis. To choose the seed with the best performance in reproducing the observed statistical parameters, six synthetic series of 100 years were generated one for each random seed. The performance of each random seed was evaluated by comparing the probability distributions for the synthetic and observed data using the mean bias error (MBE) and Chi-square goodness-of-fit test (χ^2), and the means and standard deviations using the t-test and F-test, respectively. All of the tests calculate a p-value, which is used to accept or reject the hypotheses that the

two sets of data (observed and generated for each seed) could belong to the same distribution. A p-value of 0.05 was used as the acceptable significance limit of the model. An MBE value close to zero and a very high p-value (corresponding low χ^2 and t value) means the simulated climate is likely to be the same as the observed climate; hence must be accepted. More detailed information on how to assessment of the weather generator performance in reproducing the statistical parameters by random seeds can be obtained from Osman *et al.* (2014).

Finally, in the fourth step, future climatic series were downscaled from the large predictor variables of HadCM3, GFCM21, INCM4, IPCM4, MPEH5 and NCCCSM GCMs for the period 2010–2099. Two extreme and opposite climate scenarios of greenhouse gas (GHG) emissions proposed in the Fourth Assessment Report (AR4) by IPCC (2007) were adopted: a sustainable world with stringent mitigation scenario (B1: Optimistic) and a heterogeneous world with very high emission scenario (A2: Pessimistic). For each emission scenario, three future horizons were created: 2010-2039 (FC1: Near Future Climate), 2040-2069 (FC2: Intermediate Future Climate) and 2070-2099 (FC3: Distant Future Climate). The GCMs used in this study were chosen because they are contained in the LARS stochastic generator and present both the B1 and A2 emission scenarios. Detailed descriptions of the LARS-WG statistical base can be found in Semenov and Stratonovitch (2010).

3.2.2 Rainfall projections: Module 2 – IDF relationships

The purpose of this module is to assess the impacts of the future climatic series of precipitation on the planning and designing of stormwater projects. Quantification of rainfall is generally done using IDF curves, estimating reliable rainfall intensities for different durations and recurrence intervals. Therefore, to assess the impacts of climate change on the design storms for a typical urban area, IDF curves were generated for each future horizon and emission scenario of the six GCMs chosen. The IDF curves construction process can be summarized into four steps (SUN *et al.*, 2019):

- (1) Extract the extreme rainfall intensities through annual maximum analysis;
- (2) Fit the extreme rainfall intensity time series to a theoretical distribution function (e.g., Extreme Value Type I - Gumbel, General Extreme value - GEV, Weibull, Normal, Log-normal, Pearson Type III or Log-

- Pearson Type III);
- (3) Calculate the rainfall intensity, for each duration (from 60 minutes to 1440 minutes) and return period (2, 5, 10, 25, 50, 100 and 500 years), based on the selected distribution function; and
 - (4) Construct the IDF curves following the empirical formula (e.g., Bernard, Kimijima, Sherman or Talbot) through regression or optimization techniques of the coefficients.

The Gumbel theoretical distribution function was adopted in calculating the frequency factor and determining the design rainfall. The Brazilian method that relates rainfall of different durations (RRDD method) was used to convert and disaggregate daily rainfall into shorter durations. The disaggregation coefficients used were established by the Environmental Company of the State of São Paulo - CETESB (1980). Rain disaggregation into sub-hourly durations was not performed, to preserve the statistical characteristics of the precipitation series and avoid adding uncertainties in the determination of IDF relationships. The rainfall intensity-duration relationship was described by the general form of Bernard equation:

$$i = \frac{\lambda T^k}{(d+\theta)^\eta} \quad (6)$$

where i is the rainfall intensity (mm/h), d is the duration (min), T is the return period (years), and λ , k , θ , and η are the coefficients that characterize the equation for a given location .

The Solver utility function in Excel was used for solving and optimizing the coefficients of the empirical formula. The coefficients were determined based on the minimum of Root Mean Square Error ($RMSE$), between the IDF relationships produced by the frequency analysis and that simulated by the Bernard equation. As restrictions, all coefficients must be positive values and $0 < \eta < 1$. A Generalized Reduced Gradient (GRG) nonlinear solver was employed to obtain the optimum values. The estimated coefficients were assessed using the coefficient of determination (R^2). The $RMSE$ is given by:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(i_{obs} - i_{est})^2}{N}} \quad (7)$$

where i_{obs} is observed intensity produced by the frequency analysis, i_{est} is estimated intensity by Bernard equation, and N is the number of data to process. More detailed information on how to construct the IDF curves and establish the coefficients of the empirical formula can be obtained from Sun *et al.* (2019).

For illustration, the impact of the projected climate change scenarios on the peak rate of runoff for a small urban area of 18 hectares with an imperviousness value of 75% was determined. A drainage length of 2 km and a fixed slope of 1% have been restricted to the basin since it represents a typical condition for urban watersheds (NGUYEN *et al.*, 2010). The Rational method was used to predict the peak runoff for the return period (2-year, 5-year, 10-year and 50-year) of the observed series and climate series projected by GCMs. The Rational method is given by:

$$Q = \frac{CiA}{Z} \quad (8)$$

where Q is the maximum rate of runoff (m^3/s), C is a runoff coefficient (dimensionless), i is the rainfall intensity (mm/h), A is the drainage area (ha) and Z is conversion factor (360 for m^3/s).

Possible feedbacks from the changing pattern of urbanization were not included, assuming that present conditions will remain identical for the next 90 years. The projections, therefore, remain incomplete without considering the impacts of future urban growth. Failing to consider this feedback is a significant limitation of this module.

3.2.3 Sea level projections: Module 3 – Definition of reference rates

Sea level projections were created assuming that sea level rise (SLR) occurs gradually at a constant rate each year. This was adopted due to most developing countries have short sea level measurement periods. Two benchmark rates for annual sea level rise were calculated based on the highest values of the range proposed in the Fifth Assessment Report (AR5) of the IPCC (2014) for the stringent mitigation scenario (RCP2.6: Optimistic) and very high emission scenario (RCP8.5: Pessimistic). These likely ranges are 0.26 to 0.55 m (RCP2.6) and 0.52 to 0.98 m (RCP8.5). Unlike module 1, the projections for AR5 were adopted in this module, as it has higher elevation rates,

corrected by the significant improvement in the modelling and interaction processes between glaciers and continents (IPCC, 2014). To calculate the benchmark rates, as in module 1, a total projection horizon of 90 years (2010-2099) was considered. Annual benchmark rates were derived by:

$$ABR = \frac{V_{max}}{h} \quad (9)$$

where ABR (m/year) is the annual benchmark rate for each emission scenario, V_{max} (m) is the highest value of the elevation range proposed by IPCC and h (years) is the number of years of the total projection horizon.

Sea level rise was calculated for each projection future horizon (FC1, FC2 and FC3), multiplying the benchmark rate of each emission scenarios by the total number of years elapsed since the base year (2010). The total elevation values calculated refer to the official Vertical Datum of the country, being necessary the correction for the local sea level Datum adding in all future horizons the local average value of the monitored sea level. If there is no local monitoring, the values can be considered without correction. In this case, greater uncertainties in the projections should be considered. In this framework, medium confidence limits of 10 to 90% were considered in the projections of sea level increase, as established by the IPCC (2014).

Possible changes in the frequency or intensity of storms, as well as changes in coastal geomorphology due to erosion, sediment accumulation or land subsidence, were not included, assuming that present conditions will persist. The inclusion of these dynamic processes would add complexity to the study due it is not well-known worldwide. Failing to consider these processes is a significant limitation of this module.

3.2.4 Sea level projections: Module 4 – Geospatial modelling

The purpose of this module is to provide managers with a preliminary view of sea level rise impacts on coastal ecosystems and infrastructure. First, SLR projections were applied the above to a Digital Terrain Model (DTM) to illustrate spatially the extent to which low elevation coastal zones (LE CZ) are vulnerable in each emission scenario and future horizon. The digital terrain model was created from vector hypsographic, hydrographic and shoreline data.

Second, the continuous areas potentially subject to SLR for each projection future horizon were obtained using a geospatial modelling algorithm that performs iterative Cell-by-Cell analysis of the MDT. This algorithm selects and extracts all cells with terrain elevation values less than or equal to the reference value defined. Data means for each future horizon in each emission scenario were compared by Student's t-test for two independent samples, both at 0.05 significance level.

Third, the potentially impacted areas, ecologically sensitive areas spatial data (such as mangroves, dunes, sandbanks and groundwater zoning) and built infrastructure data (such as edification, roads and highways) were overlapped. Finally, the potential impact that SLR can have on the susceptible ecosystem and urban infrastructure was analysed by looking at the intersection of the overlapping layers.

Data and maps provided can be used to support decision-making, helping to assess trends and prioritize actions for different scenarios. Being able to visualize potential impact from SLR is a powerful management and planning tool for coastal communities. All geospatial data analyses and overlapping were performed with ESRI ArcGIS Desktop™ software.

3.3 FRAMEWORK APPLICATION: A CASE STUDY

The framework was applied to the Florianópolis City, on the East Coast of Santa Catarina State, in the southern region of Brazil. This State presents the greatest threats from global warming. The first hurricane observed in the South Atlantic happened within its boundaries, in 2004. Also, the State of Santa Catarina has experienced heavy rains for the last years. Florianópolis, the capital of this State, is characterized through its diversity of ecosystems, rich in beaches, lagoons, lakes, dunes, sandbanks, marshes, and mangroves (CAPRARIO *et al.*, 2019). The region is famous for its natural beauty and paradisiac beaches.

The city extends over an area of 432 km² surrounded by the Atlantic Ocean, with the island portion corresponding to 97% of the territory. Florianópolis ranks as 2nd most populous municipally in the State (500,000 inhabitants), and the 21st largest metropolitan region in Brazil. Florianópolis faces many problems similar to other developing countries: deficient sea level observation data, absence of continuous and reliable historical records along the coast, and limited financial resources. There is a perception between managers that the risk of local damage is real. However, adaptation

measures still concentrate on current hazard impacts rather than taking into account projected climate change.

Florianópolis largely benefits from precipitation driven by orographic factors, where the indexes are highly variables (from 1100 to 2700 mm/year) and more intense during the summer. The large sedimentary plains and favourable rainfall conditions make the city prone to constant pluvial, rivers and coastal flooding. The municipality still stands out due to its excellent underground water potential, contributing part of the municipality's public water supply. However, the presence of shallow free aquifers (e.g., Campeche and Ingleses Aquifers) close to mangrove swamps and a complex estuarine system subject to tides, give high environmental vulnerability to the coastal system.

Florianópolis adopts some strategies for sustainable drainage, including compensatory techniques for storage and infiltration, for example, infiltration wells and ditches, trenches and rain gardens. However, these structures are implemented without technical criteria of design and suitability, being only occasional solutions to current problems. It should be noted that the municipality does not have a master plan and technical records of the drainage system and stormwater management, and it is unaware of the coverage and status of the infrastructure implemented in the field. In 2015, the municipality prepared an Action Plan, nominated *Sustainable Florianópolis*, which presents solutions to routine problems in the approaches of Land Use, Territorial Planning, Integrated Management of Basic Sanitation, Vulnerability to disasters and Climate Change, among others (IBAM-PMF, 2015). Although it includes population projections, urban occupation and sea level rise, this plan does not define practices, tools or even future horizons to be considered. In the same year, the municipality established by Decree No. 14,942 of July 21, 2015 (FLORIANÓPOLIS, 2015) a Special Commission to propose measures linked to drainage and stormwater management and subsidize the preparation of the drainage master plan. This commission is composed of members of the Municipal Executive Branch and members of the academic community of the Federal University of Santa Catarina - UFSC. As an initial milestone of this partnership, a *Participatory diagnosis of urban drainage in Florianópolis* was published in 2019, which presents the drainage problems and possible cause-effect relationships identified in each of the regions of the municipality (DREMAP, 2019).

In the State context, despite the improvement of public policies regarding climate change and disaster management, there is also no definition of specific planning tools. In Santa Catarina, with Law No. 14,829 of August 11 of 2009, the *State Policy on*

Climate Change and Sustainable Development was approved, providing only for the fostering of public and private initiatives that contribute to the achievement of the stabilization of greenhouse gas concentrations (SANTA CATARINA, 2009). In 2012, the State government completed the *Inventory of Greenhouse Gas Emissions of the Direct and Indirect Public Administration*, taking the first step towards low carbon emission management. On the national level, with Ordinance No. 150 of May 10 of 2016, the *National Plan for Adaptation to Climate Change* was instituted, which defines adaptation strategies for eleven sectors listed as potentially vulnerable to climate change and priorities for the development of the country. However, the plan only discusses the main vulnerabilities and knowledge gaps presenting general guidelines that guide the implementation of adaptive measures aimed at increasing national climate resilience (BRASIL, 2016). Therefore, despite numerous attempts at legislation and action plans, public policies regarding climate change and disasters are still not articulated with other instruments and tools of urban planning, for example, master plans for stormwater drainage and land parcelling.

For the application of the framework, daily time series of maximum and minimum temperatures, solar radiation and accumulated precipitation from 2001 to 2018 were collected from Cetre/EPAGRI weather station. To correct the local sea level Datum, the historical series of low water records during the syzygy from 2012 to 2018 was collected from Caieira/EPAGRI tide gauge. An average value of 0.55m was obtained from the local monitored sea level series.

A spatial database was constructed for the Florianópolis City identifying information about the shoreline, hydrography, hypsographical curves, groundwater zoning, built infrastructure (edification, roads and highways) and ecologically sensitive areas (mangrove, dune and sandbank). The overlapping of these layers and the supervised classification of a local aerophotogrammetric image of the year 2012 provided the land use map, used to analyse the potential impact of sea level projections. The information that composes the spatial database was collected from online and free databases (Table 8). Figure 9 shows the spatial data used to analyse the potential impact of projections on the susceptible ecosystem and urban infrastructure.

Table 8 – Data used to build and assess the impacts of rainfall and sea level projections.

Data type	Units	Source	Produced data
Historical precipitation series (2001-2018)	mm	EPAGRI ^a , 2019	
Historical series of minimum and maximum temperature (2002-2018)	°C	EPAGRI ^a , 2019	Rainfall Projections
Historical series of solar radiation (2007-2018)	MJ/m ² .day	EPAGRI ^a , 2019	
Historical series of sea level rise (2012-2018)	cm	EPAGRI ^a , 2019	Correction for the local sea level Datum
Shoreline	-	ANA ^b , 2015	MDT
Hydrography	-	ANA ^b , 2015	
Hypsographical curves (5 meter contour interval)	m	IPUF ^c , 2000	
Groundwater zoning	-	CASAN ^d , 2002	Ecologically sensitive areas
Land use	-	Authors	Built infrastructure and ecologically sensitive areas

^a EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina [Agricultural Research and Rural Extension of Santa Catarina]

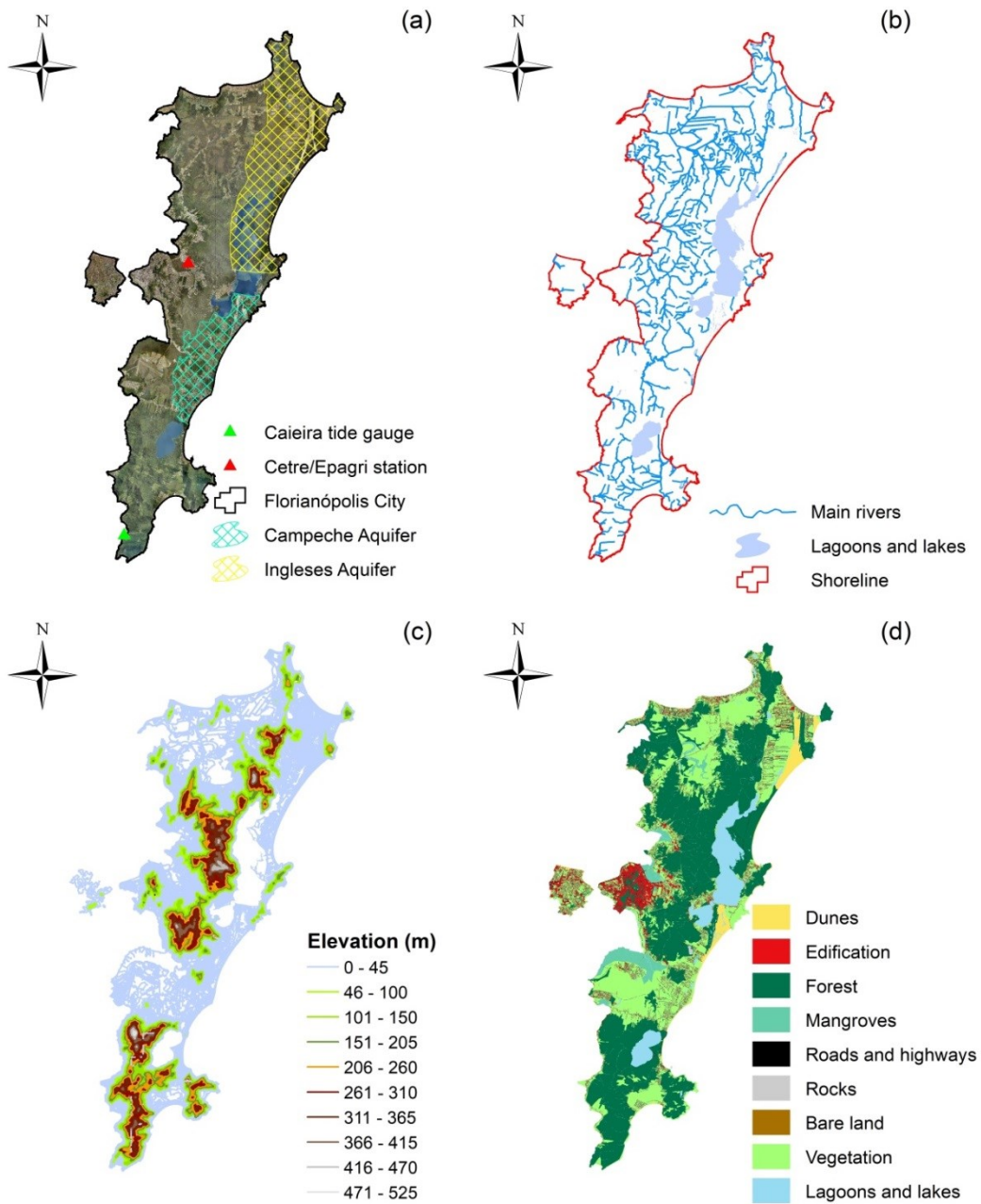
^b ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [National Water and Sanitation Agency]

^c IPUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis [Urban Planning Institute of Florianópolis]

^d CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento [Water and Sanitation Company of Santa Catarina]

Source: Caprario *et al.* (2022).

Figure 9 – Spatial representation of tide gauge location, weather station and groundwater zoning (a), hydrography and shoreline (b), hypsography (c), and land use classification (d).



Source: Caprario *et al.* (2022).

3.4 RESULTS AND DISCUSSIONS

3.4.1 Rainfall projections: Module 1 – statistical downscaling

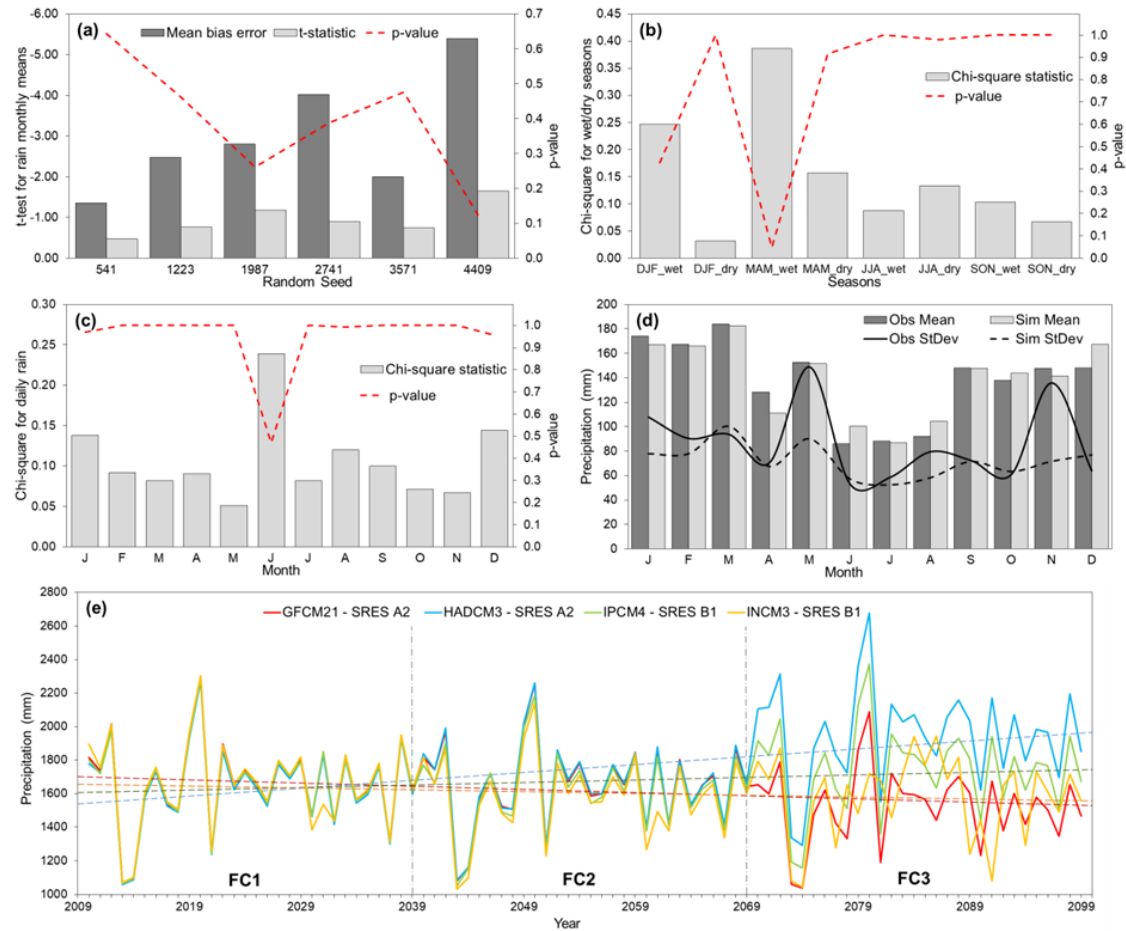
In this module, the GCMs is adjusted proportionately to local station climate parameters based on monthly changes of rainfall amount, daily wet and dry series

duration and standard deviation. The model was calibrated based on daily historical series of precipitation, maximum and minimum temperature and solar radiation observed in Florianópolis for the period 2001–2018 (18 years).

The LARS-WG model went through the validation process, where its ability in reproducing the statistical parameters of observed data in synthetic series was checked. The performance of LARS-WG in reproducing the statistical parameters of observed data are shown in Figure 10. Six synthetic series were generated and compared to determine which random seed gives the best fit in simulating mean monthly rain (Figure 10a). The random seed 541 revealed the best performance in the fitting statistics, with the lowest values for bias and t-statistic, and a high p-value accepting the hypotheses that the observed data and generated belong to the same distribution. Therefore, it was chosen to reduce the scale of the GCMs and the other seeds were discarded.

The Chi-Square statistics for seasonal wet/dry and daily rain distribution were, in general, fitted well by the seed 541 (Figure 10b and Figure 10c). Nonetheless, the fit was poor for wet season (MAM) and moderate for wet season (DJF) and daily rain distribution (June) due to the variation between the occurrence of extreme events and the lack of rain in those months. This is consistent with other studies conducted for nearby regions. For example, the Brazilian Panel on Climate Change (PBMC, 2016) Special Report reported weak signs of change in precipitation for summer (DJF) and autumn (MAM) in the Vale do Itajaí using projections from the Eta-HadGEM2 and Eta-MIROC5 models. These negative rainfall anomalies are frequent, which is reflected in the extreme weather index of consecutive dry days, which are more frequent in future projections than in the present climate. The monthly mean rain and standard deviation yielded by random seed value 541 and the corresponding ones calculated from the observed data reveal a very good fit for both statistics (Figure 10d). Overall, the means monthly were very well modelled. In terms of standard deviation, seed showed a moderate fit, underestimating the standard deviation for January, May, August and November.

Figure 10 – Performance of each random seed in reproducing the observed statistical parameters (a); Chi-square statistics for seasonal wet/dry series distribution (b) and daily rain distribution (c) for random seed value 541; Observed and simulated mean and standard deviation of precipitation for Florianópolis City with the chosen random seed (d); Total annual future precipitation trends from the projected time series by different GCMs and emission scenarios (e).



Source: Caprario *et al.* (2022).

The LARS-WG calibrated and validated with the random seed 541 was applied to GCMs, namely HadCM3, GFCM21, INCM4, IPCM4, MPEH5 and NCCCSM. We obtain the precipitation projections for three future horizons (2010-2039, 2040-2069 and 2070-2099) and two emission scenarios SRES A2 and B1. The precipitation projections using four GCMs, as well as their respective linear trends, for different emission scenarios and total future horizon (2010-2099) are illustrated in Figure 10e. Discrepancies among projections from the different climate models can be due to systematic differences in the models such as the resolution, initial conditions, and emphasized physical processes (MARSOOLI; LIN, 2020).

3.4.2 Rainfall projections: Module 2 – IDF relationships

This module quantifies the future climatic series of precipitation, providing rainfall and peak flow rates for the designs of the drainage systems. The coefficients of the empirical IDF formula solved by the Solver utility function for each future horizon and emission scenario of the six GCMs and baseline (2001-2018) can be found in (Table 9).

Table 9 – Coefficients of the empirical IDF formula for each future horizon and emission scenario of the six GCMs and the historical series (2001-2018).

Global Climate model	Emission scenario SRES	Future horizon	Coefficients				Root Mean Square Error (<i>RMSE</i>)	Coefficient of determination (R^2)
			λ	k	θ	η		
Historical		2001-2018	853	0.15	0.10	0.69	2.1079	0.9922
GFCM21	A2	2010-2039	915	0.13	0.09	0.69	1.8061	0.9941
		2040-2069	910	0.13	0.09	0.69	1.8300	0.9940
		2070-2099	865	0.14	0.09	0.69	1.8946	0.9933
		2010-2039	906	0.13	0.09	0.69	1.7434	0.9943
	B1	2040-2069	957	0.13	0.09	0.69	1.9035	0.9941
		2070-2099	961	0.14	0.09	0.69	2.1804	0.9930
HADCM3	A2	2010-2039	892	0.13	0.09	0.69	1.7421	0.9942
		2040-2069	923	0.13	0.16	0.69	1.8861	0.9938
		2070-2099	1042	0.13	0.09	0.69	1.9912	0.9943
	B1	2010-2039	911	0.13	0.09	0.69	1.7859	0.9942
		2040-2069	937	0.13	0.09	0.69	1.7807	0.9944
		2070-2099	962	0.14	0.09	0.69	2.0034	0.9937
INCM3	A2	2010-2039	839	0.13	0.01	0.69	1.6304	0.9942
		2040-2069	894	0.12	0.10	0.69	1.5881	0.9948
		2070-2099	797	0.13	0.10	0.69	1.5064	0.9944
	B1	2010-2039	898	0.13	0.10	0.69	1.7233	0.9943
		2040-2069	858	0.13	0.10	0.69	1.6263	0.9944
		2070-2099	802	0.12	0.10	0.69	1.4454	0.9947
IPCM4	A2	2010-2039	907	0.13	0.30	0.69	1.7856	0.9942
		2040-2069	950	0.14	0.10	0.69	1.9885	0.9937
		2070-2099	844	0.14	0.10	0.69	1.7403	0.9938
	B1	2010-2039	905	0.13	0.10	0.69	1.7746	0.9942
		2040-2069	904	0.14	0.09	0.69	1.9078	0.9936
		2070-2099	963	0.14	0.09	0.69	1.9789	0.9938

Continues on the next page

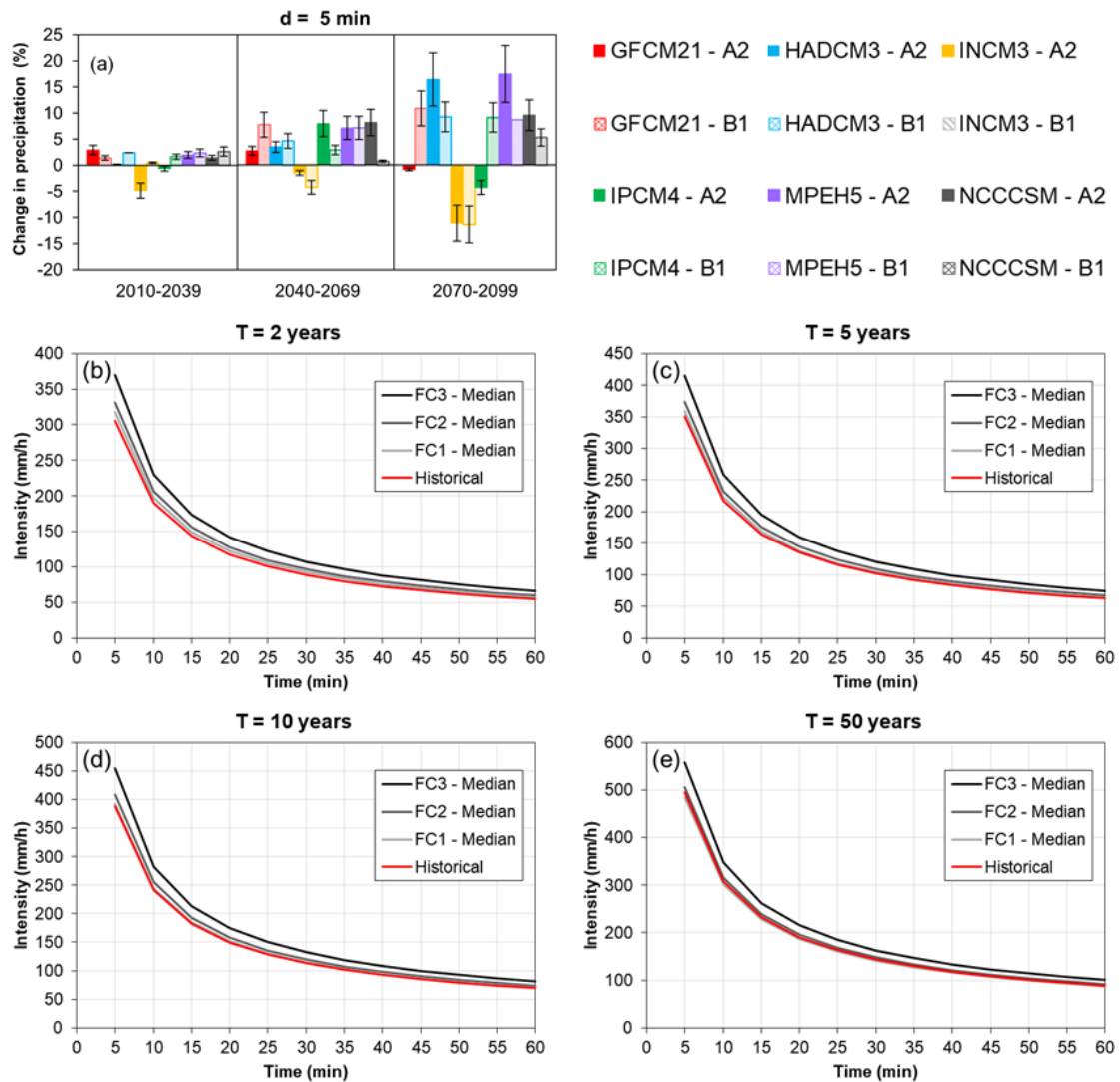
Table 9 – Continuation.

Global Climate model	Emission scenario SRES	Future horizon	Coefficients				Root Mean Square Error (<i>RMSE</i>)	Coefficient of determination (R^2)
			λ	k	θ	η		
MPEH5	A2	2010-2039	907	0.13	0.09	0.69	1.7856	0.9941
		2040-2069	956	0.13	0.09	0.69	1.8478	0.9943
		2070-2099	1054	0.13	0.10	0.69	1.9809	0.9945
	B1	2010-2039	912	0.13	0.09	0.69	1.7764	0.9942
		2040-2069	945	0.14	0.10	0.69	1.9504	0.9938
		2070-2099	965	0.13	0.09	0.69	1.9246	0.9940
NCCCSM	A2	2010-2039	905	0.13	0.10	0.69	1.7563	0.9942
		2040-2069	963	0.13	0.09	0.69	1.8898	0.9941
		2070-2099	979	0.13	0.10	0.69	1.8873	0.9943
	B1	2010-2039	905	0.13	0.01	0.69	1.7536	0.9943
		2040-2069	910	0.12	0.09	0.69	1.6512	0.9947
		2070-2099	937	0.13	0.10	0.69	1.8471	0.9941

Source: Caprario *et al.* (2022).

The statistical indices for evaluation of estimated coefficients from simulated and observed values of intensity showed high accuracy. The Solver utility function performance was excellent for all computed IDF curves, with very low *RMSE* values (≤ 2.1804) and extremely high R^2 values (≥ 0.9920). Maximum rainfall intensities mainly depend on the emission scenario and the projection horizon adopted, varying widely from one GCM to another. Figure 11a shows the changes in precipitation predicted between the six GCMs and baseline, for a 5-min storm duration and 10-year return period. Change in precipitation estimated for other storm durations (10-min, 15-min, 30-min and 60-min) can be found in Appendix B. Other return periods followed the same trends; therefore they were omitted in this study.

Figure 11 – Changes in precipitation (%) relative to baseline with six GCMs in three different time horizons and two SRES, for 5-min storm duration and 10-year return period (a). Error bars indicate the standard deviations of the multimodel projections. Averaged IDF curves estimated from the historical rainfall and from the rainfall time series projected by the HADCM3 and MPEH5 models for the SRES A2 emission scenario, for different return periods: 2-years (b), 10-years (c), 25-years (d) and 50-years (e).



Source: Caprario *et al.* (2022).

The results indicated no significant changes in precipitation among the 6 GCM at both emission scenarios in the near future climate (2010-2039). INCM3 projected a decline in precipitation in the intermediate future climate (2040-2069) varying from 1 to 4.2% while the others GCMs predicted increased precipitation compared to the baseline climate. Similar results to the INCM3 projection were obtained by Weschenfelder *et al.* (2019) in their study in Porto Alegre/RS, where the projections for the period 2046-2065 showed no changes with average deviations of less than 3%.

In the distant future climate (2070-2099), 3 out of 6 GCMs (HADCM3, MPEH5 and NCCCSM) have predicted increased annual rainfall in both emission scenarios which varied from 5 to 17.5%. In general, 3 out of 6 GCMs (GFCM21, HADCM3 and MPEH5) showed constant trends over time for both emission scenarios. However, GFCM21 showed dubious trends, reducing changes in precipitation for the extreme emission scenario and increasing for the reduced emission scenario. Therefore, only the models HADCM3 (United Kingdom) and MPEH5 (Germany) were considered suitable for the representation of the future local climate. According to Her *et al.* (2019), the impact of multi-GCM ensemble uncertainty on hydrological projections for small watersheds could be an order of magnitude larger than that of multi-parameter ensemble uncertainty. Thus, the selection of appropriate GCMs is not only a watershed modeller's first decision, but it is also one of the most critical ones.

The average IDF curves computed for the historical series and projected by the HADCM3 and MPEH5 models for the SRES A2 emission scenario in three different time horizons are shown in Figure 11b, Figure 11c, Figure 11d and Figure 11e. The IDF curves esteemed from the SRES B1 projections can be found in Appendix C. Except for the FC1 projection horizon for the 50-year return period, all the return periods and rainfall durations predict an increase in maximum rainfall intensity. Moreover, the ratio between projected and historical IDFs varies widely from one climate horizon to another, decreasing the ratio as the rainfall duration increases and the return period.

The most extreme rainfall projections from SRES A2 emission scenarios give maximum differences up to 21% between the historical and FC3 median IDF (Figure 11b). The softer projections predict a decline lower than 2% in maximum rainfall intensities between the historical and FC1 median IDF (Figure 11e). Similar relations were found for the projections from SRES B1 emission scenarios. However, the ratios between the projected and historical IDFs are very small, predicting maximum differences lower than 12%.

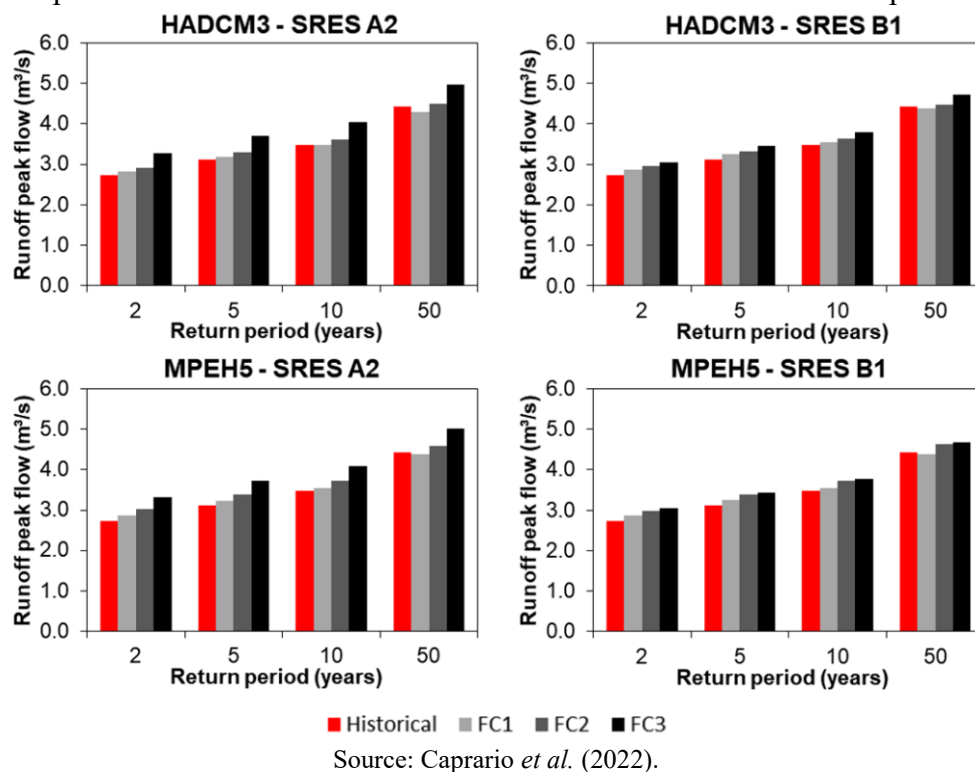
Our findings agree with those from other studies conducted for the Southeast and Southern regions of Brazil. For example, Schardong and Simonovic (2013) projected an increase of between 4 and 26% in precipitation for São Paulo city from the historical period of 1961–1997 to the future period of 2081–2100 using the CCCma Canadian model for two emission scenarios (SRES A2 and B1). More recently, based on projections from six climate models, Weschenfelder *et al.* (2019) projected an

increase of between 3 and 24% in precipitation for Porto Alegre city from the historical period of 1974–2014 to the future period of 2080–2099.

In general, the FC1 projection horizon showed a low or even lower change in the maximum precipitation intensity for both emission scenarios, being considered insignificant changes. The same was observed in the FC2 projection horizon for the 10-year (Figure 11d) and 50-year (Figure 11e) return periods in both emission scenarios. The FC3 projection horizon, on the other hand, showed significant changes in precipitation intensity for both emission scenarios, despite the higher ratio observed in SRES B1 being lower than all those observed in SRES A2.

Similarly, based on the IDF curves computed for the historical series and projected by the HADCM3 and MPEH5 models for two emission scenarios (SRES A1 and SRES B1) and three future (FC1, FC2, and FC3) periods the corresponding design storm models could be estimated. For purposes of illustration, Figure 12 shows the impact of the projected climate change scenarios by the HADCM3 and MPEH5 models on peak flows for a small urban area of 18-hectare area with a 75% impervious surface.

Figure 12 – Runoff peak flow from a small urban area of 18-hectare with 75% imperviousness for two emission scenarios and three future climate periods.



In general, increasing trends in flow characteristics were found for both models. However, the ratio between the peak flow projected for each future horizon and the historical series varies relatively from one emission scenario to another, decreasing the ratio as the return period increase. Compared to the historical series, the peak flow computed for the SRES B1 varying from 1 to 12%, depending on the future climate horizon and return period (Table 10). An exception is made for the 50-year return period, which showed a decrease in peak flows for the future horizon FC1 compared to the historical series. In general, higher relative increments of runoff are obtained for the lower return periods and distant future climate (2070-2099). The same trend is observed for the SRES A2, although in this case, the relative increment on the peak flow has been varying from 0.15 to 22%.

Table 10 – Characteristic values and changes in the runoff peak flow (%) relative to baseline for HADCM3 and MPEH5 models.

Return period (years)	Emission scenario SRES	Future horizon	HADCM3			MPEH5		
			Runoff peak flow (m ³ /s)	Change in runoff peak flow (%)	Change between emission scenarios (%)	Runoff peak flow (m ³ /s)	Change in runoff peak flow (%)	Change between emission scenarios (%)
T=2	Historical		2.73	-	-	2.73	-	-
	B1	FC1	2.88	5.52	-	2.88	5.59	-
		FC2	2.95	8.28	-	2.99	9.76	-
		FC3	3.05	11.72	-	3.05	11.79	-
	A2	FC1	2.82	3.29	-2.16**	2.86	5.03	-0.54**
		FC2	2.92	6.95	-1.24	3.02	10.61	0.77
FC3		3.28	20.41	7.21	3.32	21.84	8.25	
T=5	Historical		3.13	-	-	3.13	-	-
	B1	FC1	3.24	3.71	-	3.24	3.73	-
		FC2	3.32	6.18	-	3.39	8.28	-
		FC3	3.45	10.31	-	3.44	10.02	-
	A2	FC1	3.17	1.49	-2.19**	3.23	3.27	-0.45**
		FC2	3.30	5.41	-0.73	3.40	8.60	0.29
FC3		3.69	18.12	6.62	3.73	19.37	7.83	
T=10	Historical		3.47	-	-	3.47	-	-
	B1	FC1	3.55	2.37	-	3.55	2.35	-
		FC2	3.63	4.62	-	3.72	7.18	-
		FC3	3.79	9.25	-	3.77	8.70	-
	A2	FC1	3.48	0.15	-2.21**	3.54	1.95	-0.39**
		FC2	3.62	4.26	-0.35	3.72	7.11	-0.07**
FC3		4.04	16.42	6.16	4.08	17.53	7.51	

Continues on the next page

Table 10 – Continuation.

Return period (years)	Emission scenario SRES	Future horizon	HADCM3			MPEH5		
			Runoff peak flow (m ³ /s)	Change in runoff peak flow (%)	Change between emission scenarios (%)	Runoff peak flow (m ³ /s)	Change in runoff peak flow (%)	Change between emission scenarios (%)
T=50	Historical		4.42	-	-	4.42	-	-
	B1	FC1	4.39	-0.69*	-	4.38	-0.79*	-
		FC2	4.47	1.09	-	4.62	4.67	-
		FC3	4.72	6.83	-	4.67	5.70	-
	A2	FC1	4.29	-2.89*	-2.27**	4.37	-1.04*	-0.25**
		FC2	4.49	1.63	0.53	4.58	3.72	-0.92**
		FC3	4.97	12.57	5.10	5.01	13.38	6.77

* Negative values of change in runoff peak flow indicate model underestimation (observed values are greater than simulated)

** Negative values of change between emission scenarios indicate that the runoff peak flow generated in the SRES B1 scenario is greater than SRES A2

Source: Caprario *et al.* (2022).

Moreover, Table 10 shows that there were no significant changes in the peak flow esteemed for both emission scenarios and GCMs. Compared to the SRES B1, increments on peak flow above 1% in SRES A2 were observed only in the FC3 future horizon, values that do not exceed 9% increment. Thus, it is clearly shown that there is no significant difference between the emission scenarios, in the short and medium-term, for precipitation projections and runoff peak flow.

While impact assessments are commonly based on the output of state-of-the-art GCM simulations, the process of urban planning operates with finer scales detailing neighbourhoods and sometimes even street level. In future urban climate assessment, there is a need to not only estimate the climate behaviour, but also the socioeconomic evolution of the urban system (SMID; COSTA, 2017; SHASTRI *et al.*, 2019). We acknowledge that the most cutting edge approach to providing future climate information with finer scales is to combine downscaling techniques with further statistical advancement and bias corrections, including changes in local land use management feedback. Models uncertainty must be kept in mind during the planning efforts. The use of the preliminary results directly in decision making is not recommended without much more detailed local scale studies. Hence, the action taken based on localized future projections should favour measures of relatively low cost and large benefits (SMID; COSTA, 2017). For example, instead of increasing the capacity of a stormwater drainage system, which does not guarantee sufficient functionality

under long-term climate change, the city may deploy compensatory techniques of storage and infiltration at a lower cost.

3.4.3 Sea level projections: Module 3 – Definition of reference rates

This module calculates and corrects annual reference rates for sea level projection at a local scale based on low and high emission scenarios, RCP2.6 and RCP8.5, respectively. The annual reference rates for each emission scenario calculated from the values proposed by the IPCC, as well as the projections of sea level rise for each future climate horizon are shown in Table 11. It is emphasized that the nonlinear interactions between SLR and storm tides, as well as changes in coastal geomorphology were neglected, being some limitations to our estimates.

Table 11 – Sea level projections and future climate horizons, based on the IPCC rates for the emissions scenarios RCP2.6 and RCP8.5.

Emission scenario	V_{max}^a (m)	ABR ^b (m/year)	Sea level without Datum correction (m)			Sea level corrected for local Datum (m)		
			FC1	FC2	FC3	FC1	FC2	FC3
RCP 2.6	0.55	0.0062	0.18	0.37	0.55	0.73±0.07	0.92±0.09	1.10±0.10
RCP 8.5	0.98	0.0108	0.32	0.65	0.97	0.87±0.09	1.20±0.12	1.53±0.15

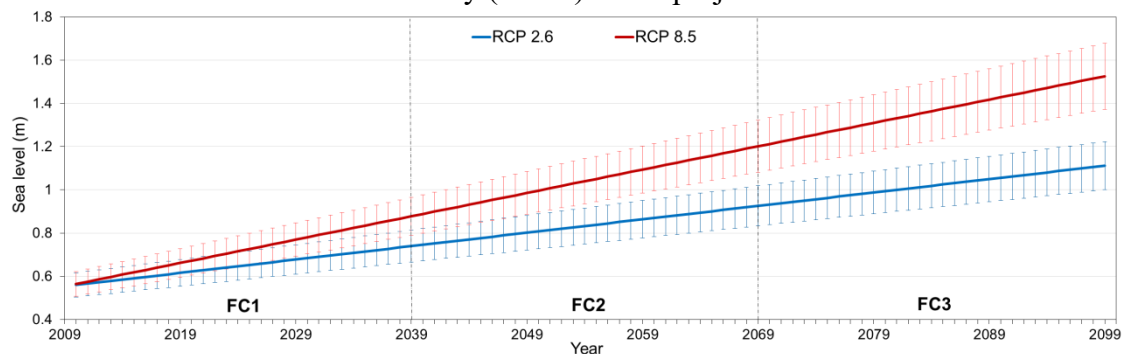
^a V_{max} is the highest value of the elevation range proposed by IPCC (2014)

^b ABR is the annual benchmark rate for each emission scenario

Source: Caprario *et al.* (2022).

In both RCP scenarios, the annual benchmark rates for sea level exceed that observed globally (2.0 mm/year) during 1971–2010 (IPCC, 2014), with the rate of rising for RCP2.6 and RCP8.5 during 2010–2100 of 6.2 to 10.8 mm/years, respectively. The corrected projections indicate that the sea level rise by 2100 is 0.55 m (medium confidence) above the baseline reference level for the stringent mitigation scenario (RCP2.6 - optimistic). For the very high emission scenario (RCP8.5 - pessimistic), the projected rise reaches approximately 1 m more than the reference level (medium confidence). Sea level projections until the year 2100 esteemed from the RCP2.6 and RCP8.5 can be found in the supplementary materials (Figure 13).

Figure 13 – Sea level projections for low and high emission scenarios, RCP2.6 (blue) and RCP8.5 (red), respectively, and three future climate horizons. Error bars indicate the uncertainty ($\pm 10\%$) in the projections.



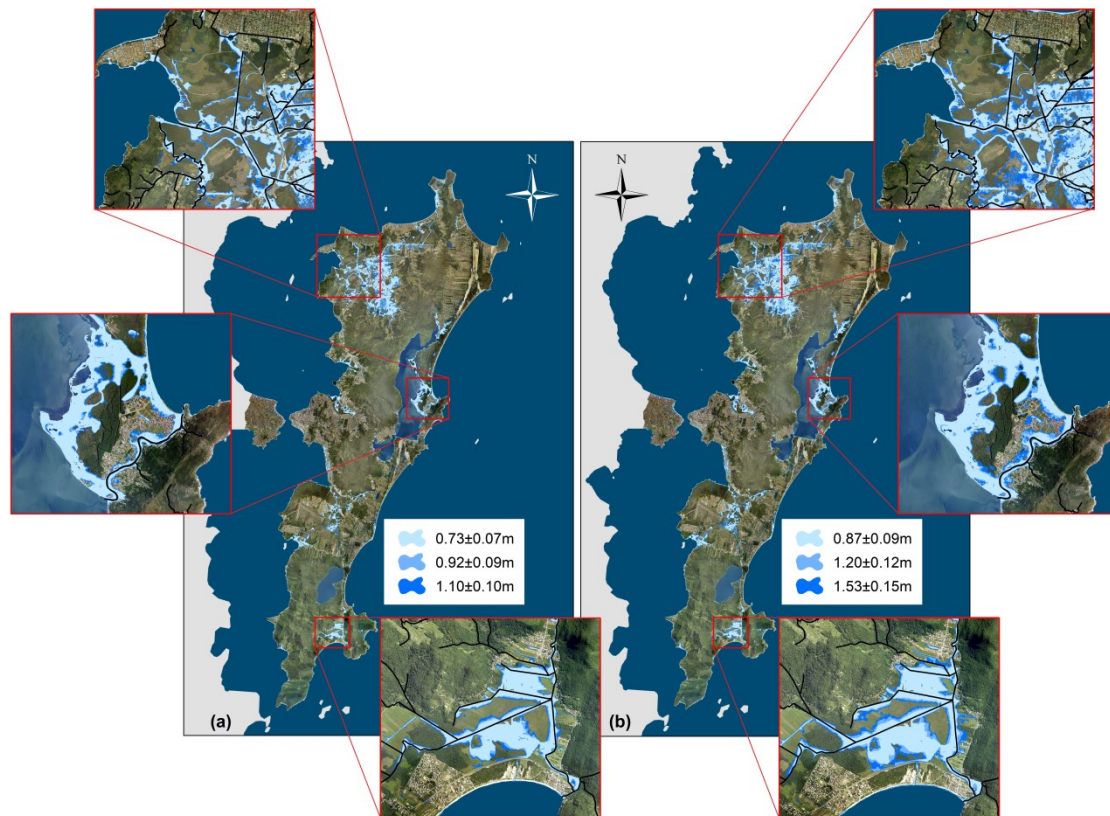
Source: Caprario *et al.* (2022).

Our findings are consistent with Rodríguez and Lasa (2016) that projected for the coast of the Santa Catarina State an increase of between 0.5 m and 0.72 m above the reference level for the emission scenarios RCP4.5 and RCP8.5 until the year 2100. It is noteworthy that this study used a 32-year (1978-2010) downscaling of retroanalysis and projected based on the boundary conditions of 21 GCMs.

3.4.4 Sea level projections: Module 4 – Geospatial modelling

This module provides a preliminary view of the spatial extent of flooded areas induced by RCP2.6 and RCP8.5 scenarios until the year 2100, and sea level rise impacts on coastal ecosystem and urban infrastructure. The extent of flooding is defined as the area above the mean-higher-high-water level that is normally dry but becomes wet during a storm event. Potential flooding resulting from geospatial modelling of LECZ for both emission scenarios are shown in Figure 14 and Table 12.

Figure 14 – Spatial extent of flooding in low elevation coastal zones induced by emission scenarios RCP2.6 (a) and RCP8.5 (b) for three future climate periods.



Source: Caprario *et al.* (2022).

Table 12 – Potential flooding areas by emission scenario and future horizon.

Future horizon	Flooded area				p-value*
	RCP2.6		RCP8.5		
	km ²	%	km ²	%	
2010-2039	22.90	5.30	25.73	5.96	0.04
2040-2069	28.34	6.56	34.45	7.98	0.06
2070-2099	33.92	7.85	43.40	10.05	0.08

*Student's t-test at 0.05 significance level

Source: Caprario *et al.* (2022).

The flooded areas are mainly located surrounding river deltas, and low-lying coastal plains, dramatically increasing the extent of flooding as sea level rises. Considering the shoreline as 0.0 m, the extent of flooded areas induced by RCP2.6 (Figure 14a) and RCP8.5 (Figure 14b) scenarios until the end of the century will reach 33.92 km² (8%) and 43.40 km² (10%), respectively. Although the emission scenarios used are extreme and opposite, no statistically significant differences were observed in the extensions of the flooded areas, in the medium and long-term, by both scenarios. Therefore, only the flooded areas by emission scenario RCP8.5 were considered for analysis of environmental and infrastructure susceptibility.

For purposes of illustration, Figure 15 shows the potential impact that SLR can have on ecologically sensitive areas such as mangroves, dunes and sandbanks, and built infrastructure such as edification, roads and highways. With a 1.53 ± 0.15 m (medium confidence) SLR the extent of flooding covers 5.88 km^2 of the ecologically sensitive areas until the end of the century (Table 13). Flooded areas are mainly located in the mangrove regions (Figure 15a), covering approximately 35% of the existing class. A similar study was conducted in the Santos Bay - SP, where a loss of 26.3% of the riparian zone of existing mangroves was identified until 2100, corresponding to 27.4 km^2 (ALFREDINI; ARASAKI, 2018). According to the authors without this retention area, a larger amount of sediment will be carried to the inner nautical areas of Santos Port, silting and increasing the dredging volumes of maintenance. Thus, the relevance of the results of this study is highlighted by demonstrating how mangroves play an important role in combating climate change, constituting the first barrier to rising sea levels in coastal areas. They help to ameliorate the coastal erosion and the impact of extreme events.

Dunes and sandbanks class has approximately 12% of the current area flooded, with the largest portion of flooding located in the regions of beaches (Figure 15b). Due to the low surrounding topography, strong protection legislation and limited urban development, it is unlikely that SLR has been a significant impact on dune areas.

Figure 15 – Potential impacts of the SLR on the ecologically sensitive areas such as mangroves (a), dunes and sandbanks (b), and built infrastructure such as edification (c), roads and highways (d).



Source: Caprario *et al.* (2022).

Table 13 – Potential impact of sea level rise on ecosystem and urban infrastructure induced by scenario RCP8.5 for three future horizons.

Impacted class	Existing land use (km ²)	Flooded surface area					
		FC1		FC2		FC3	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%
Mangroves	12.81	3.18	24.84	3.81	29.73	4.54	35.44
Dunes and sandbanks	11.57	0.91	7.83	1.12	9.66	1.34	11.58
Roads and highways	17.04	0.43	2.54	0.61	3.57	0.83	4.89
Edification	20.83	0.30	1.43	0.46	2.22	0.66	3.18
Total ecologically sensitive areas	24.39	4.09	16.76	4.93	20.20	5.88	24.11
Total built infrastructure	37.87	0.73	1.93	1.07	2.82	1.50	3.95

Source: Caprario *et al.* (2022).

For the built infrastructure, Table 13 indicates that only 1.50 km² (approximately 4%) of urbanized coastal areas lie within the 90-year flooding level of

1.53±0.15 m, most of which is occupied by residential development. These findings agree with those from other studies conducted for the municipality that showed the exposure to flooding of built infrastructure ranging between 1.4 and 1.6 km² by the end of the century (IDOM-COBRAPE, 2015a). The study also estimates an associated capital loss of approximately US\$ 464 million considering average construction prices currently on the market. It is highlighted that the study carried out by the IDOM-COBRAPE Consortium used a combination of DELFT3D and RFSM-EDA (Rapid Flood Spreading Method - Explicit Diffusion wave with Acceleration term) models for the dynamic wave propagation to the coast and 2D flood simulation. The use of hydrodynamic wave propagation models requires an extensive amount of data, such as wind direction, waves, tides and currents, as well as specialized technical knowledge of the software. The finding of results similar to those found in studies using complex models such as those mentioned above, demonstrate the effectiveness and advantage of using the simple method of geospatial modelling and overlapping layers proposed here.

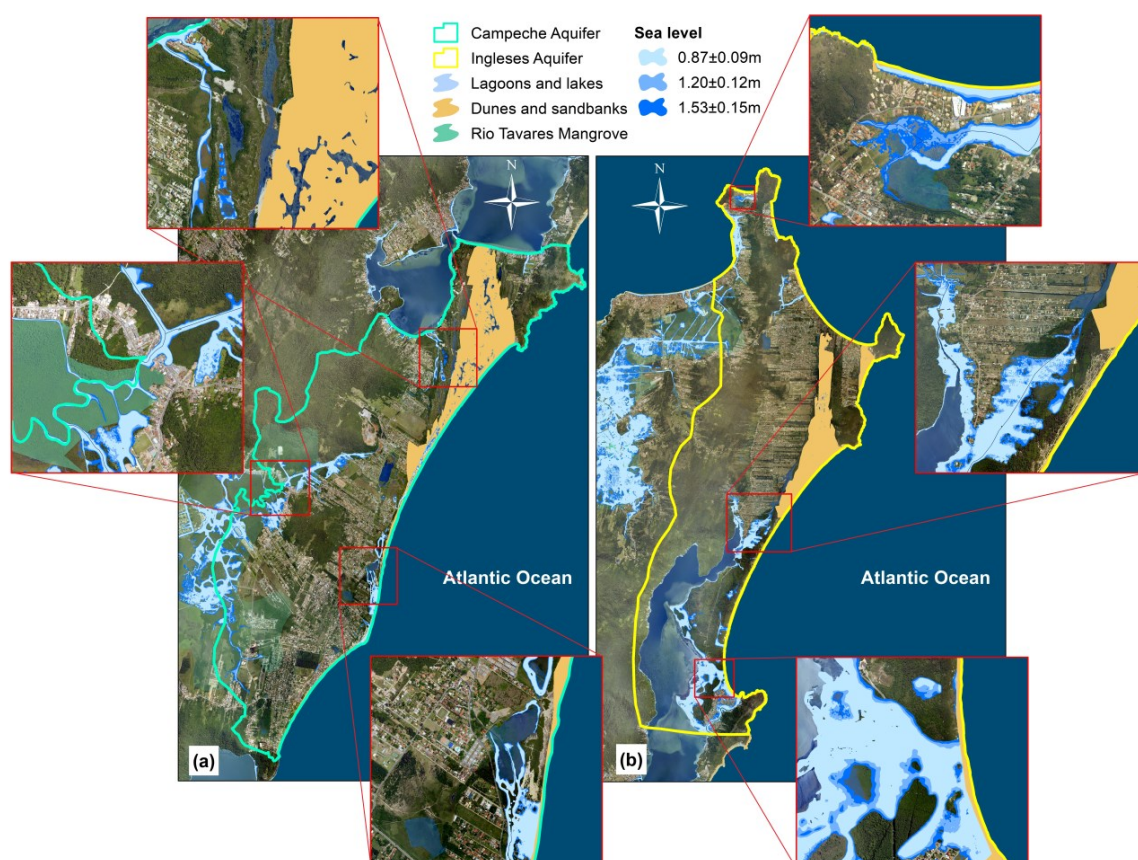
Florianópolis City floodplains are predominantly characterized as low-lying dense residential areas and are highly vulnerable to coastal flooding. For large projects, the flooding of the surface area of the main wastewater treatment plant of the municipality still in the first projection horizon (2010-2039) is noticeable (Figure 15c). The extent of flooding in the region increases considerably as the sea level rises. However, it must be remembered that the height of the physical structures was not considered in the projection of the sea level, only the surface elevation of the terrain. Therefore, it is clear the need to implant barriers in the short-term, to contain the rise in sea level in the region, preserving the built infrastructure and the correct functioning of the treatment system.

Roads and highways class will have approximately 5% of the current area flooded, with the largest portion of flooding located surrounding river deltas and low-lying coastal plains associated with mangrove regions. Among the main roads and highways flooded, access to Florianópolis International Airport (Figure 15d) and highways SC-405 (access to the Southern region of the island) and SC-401 (access to the Northern region of the island) are highlighted, all of which are facing the bay. These findings are consistent with another recent study for this region, which show the occurrence of flooding in the access to the international airport, SC-401 and SC-405 are directly related to the storms and sea level rise (DREMAP, 2019). For these regions, the prioritization of investments aimed at coastal engineering works that defend the regions

from advancing sea levels, such as, storm surge barriers or tide gates, is indicated. These coastal defence measures are used worldwide as an alternative to close off and protect estuaries, for example, The Netherlands, New Orleans, Singapore, St. Petersburg, Venice (JONKMAN *et al.*, 2013; MOOYAART; JONKMAN, 2017).

In addition to the extent of flooding, sea level rise amplifies saltwater intrusion hazards in the upper aquifers. The impact of sea level rise over 90 years in the main underground sources, Campeche and Ingleses Aquifers (Figure 16), was assessed according to the areas of recharge and outcrop. Due to environmental conditions, sandy depositional terrain is underlain by unconfined aquifers, shallow and with high permeability, both areas may be particularly sensitive to saltwater intrusion. The dune system of both aquifers remains active and preserved. However, the extensive strips of sand on the beaches, found along the East Coast of the Florianópolis City and in delta regions, are retreating.

Figure 16 – Sensitivity and potential saltwater intrusion sites in the Campeche Aquifer (a) and the Ingleses Aquifer (b) due to projections of sea level rise by 2100, for the emission scenario RCP8.5.



Source: Caprario *et al.* (2022).

In the Campeche Aquifer area (Figure 16a), the topographical reliefs consist of dunes and sandbanks, the topographical lows are ponds and natural lakes originated by the outcrop of the aquifer. The residential areas are about on the same level of the sea and groundwater extraction is not controlled (PMF, 2021). All of these characteristics associated with the presence of a large mangrove in the region give extreme sensitivity to the intrusion of saltwater into the aquifer. The Ingleses Aquifer (Figure 16b) is characterized by a higher potentiometric surface (PMF, 2021); however, the presence of a large saltwater lagoon directly affected by sea level rise may add greater sensitivity to the aquifer, requiring further investigation.

Understanding and predicting what the cities could face in the future is crucial for making the case for policy action today. Although costly, interventions for the implementation of prevention and adaptation measures considering the worst emission scenario should be carried out. The implementation or not of these measures has a direct impact on long-term costs, and should be considered in the calculation of economic scenarios. The selection of adaptation measures will depend on specific context; however, considering climate change impacts is crucial to protect the coastal environment and improve the resilience of cities.

3.5 CONCLUSIONS

The preliminary results of the applications highlight the potential of the proposed framework to guide the incorporation of climate projections and to provide useful information about the nature of vulnerabilities in local contexts. The information about local impacts of climate and sea level change derived from data available in free and easily accessible online databases can be used to improve urban spatial planning efforts in search of resilient cities. Our preliminary findings suggest that the framework can be applied anywhere in the world, particularly in developing countries, where, as in Brazil, the adaptation responses are still reactive. As expected, the results showed limitations in Module 4 for analysing the impacts of sea level rise on the coastal ecosystem and infrastructure since dynamic processes such as frequency or intensity of storms, changes in coastal geomorphology and land subsidence were not included, as well as the height of built infrastructures. However, the module can reasonably represent the potential impact that sea level rise will have on ecologically sensitive areas and mobility infrastructures.

The results find that only 2 out of 6 GCMs (HADCM3 and MPEH5) have predicted consistent trends in annual rainfall for both emission scenarios, thus considered appropriate for the representation of the future local climate. However, it is noteworthy that module 2 has limitations due to not considering the growing urbanization and its feedbacks in rainfall projections over time. Due to the large uncertainties to reduce the scale of the GCMs, especially for precipitation, we do not recommend using these preliminary results directly for decision making without more detailed studies at the local scale. We agree that return levels of extreme precipitation across all durations and all models will be even more intense and significant at finer scales within individual cities as shown by Shastri *et al.* (2019). The use of the present framework with a combination of the future urban growth projections, where the feedbacks from changes in the land surface are computed, can be a potential baseline for future research.

Overall, no significant difference was identified between the emissions scenarios in the short and medium-term, for precipitation projections and runoff peak flow. However, most extreme rainfall projections show differences up to 21% between the historical series and the projection in the long-term. For the sea level projection, the extent of flooded areas induced by RCP2.6 and RCP8.5 scenarios until the end of the century will reach 33.92 km² and 43.40 km², respectively. No statistically significant differences were observed in the flooded areas, in the medium and long-term, by both scenarios. The flooded areas are mainly located surrounding river deltas and low-lying coastal plains. The dune system will remain active and preserved. However, with a 1.53 ± 0.15 m sea level rise, the extent of the flooding will cover 5.88 km² of ecologically sensitive areas by the end of the century, most of which are mangroves, beaches and sandbanks. For the built infrastructure, only 4% of urbanized coastal areas are within the 90-year flooding level, most of which are occupied by residential development. Roads and highways will have approximately 5% of the current area flooded, hindering and even preventing mobility and access to some important regions of the city.

Based on the projections and spatial modelling resulting from the application of our framework, and the absence of human adaptation, substantial consequences are expected for Florianópolis City due to persistent and episodic waterlogging and flooding. Although costly, interventions for the implementation of prevention and adaptation measures considering the worst emission scenario should be carried out. The

selection of adaptation measures will depend on the specific context and limitations of the municipality; however, the consideration of climate projections still in the design phase is essential to ensure the construction, and maintenance of resilient infrastructure in a changing climate. Finally, we hope that our local modelling framework will be used not only as a theoretical device but also as a means of encouraging municipalities to plan for the future, enhancing the adaptive capacity of cities in the face of climate change.

4 CHALLENGE IN THE STORMWATER MANAGEMENT IN DEVELOPING COUNTRIES: A CASE STUDY OF FLORIANÓPOLIS, BRAZIL

Referência: CAPRARIO, Jakcemara; SANTANA, Paula Lidia; WU, Fernando Kit; MONTEIRO, Pamela Cristina dos Santos; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Challenge in the stormwater management in developing countries: a case study of Florianópolis, Brazil. **Unpublished.** This chapter has been submitted to Anuário do Instituto de Geociências.

É um desafio para o meio acadêmico e principalmente para os planejadores urbanos elaborar projetos ou pesquisas sem informações precisas sobre o estado atual da infraestrutura de drenagem. O cadastro técnico de drenagem é a chave para auxiliar neste processo de planejamento. Desta forma, o objetivo deste estudo foi construir um cadastro técnico de drenagem para um município de grande porte, descrevendo sua complexidade no contexto de um país em desenvolvimento. O estudo de caso foi aplicado no município de Florianópolis, uma das cidades mais desenvolvidas do Brasil. O objetivo foi alcançado por meio de um pré-inventário, coleta e compilação de dados do sistema de manejo de águas pluviais projetados entre 2001 e 2016. Dados primários dos projetos de pavimentação por via urbana, os quais incluem os sistemas de drenagem de águas pluviais projetados, foram fornecidos pela Secretaria de Infraestrutura do município. Os resultados deste estudo de caso revelaram o seguinte:

- Em termos de cobertura da rede de drenagem, o sistema é considerado inadequado para gerir as águas pluviais dentro dos limites da cidade, abrangendo apenas 26% das vias do município.
- O distrito de maior cobertura foi São João do Rio Vermelho, apresentando aproximadamente 47% das vias com sistema de drenagem instalado. Os distritos com menor cobertura foram Continental, Insular, Canasvieiras e Santo Antônio de Lisboa, com índices inferiores a 20%.
- 85% das vias apresentaram predominância de tubos de 400mm. Tubulações com diâmetros de 800, 1000 e 1200mm foram identificadas apenas a jusante de extensas redes de drenagem.
- Sobre o material das tubulações foram identificados 03 tipos: Policloreto de Vinila (PVC) para diâmetros de 150, 200 e 300mm,

concreto e concreto poroso para outros diâmetros.

- Foram identificados raros poços de visita, apenas 14 em todo o município, dificultando a realização de trabalhos de manutenção que ocorrem apenas de forma corretiva.
- Técnicas compensatórias de armazenamento e infiltração foram incorporadas para promover a gestão sustentável das águas pluviais. No entanto, estas não apresentam critérios técnicos de projeto e manutenção, tornando-se obsoletas ao longo do tempo.
- Os drenos existentes não são considerados como ativos. Isso pressupõe que raramente se considera projetar novos drenos ou revisar drenos existentes com base em dados hidrológicos e hidráulicos locais. O planejamento integrado baseado na área de contribuição da bacia foi raramente evidenciado.
- A prática de gestão de águas pluviais em Florianópolis é complexa, assistemática e fragmentada, sem um Plano Diretor adequado de Drenagem Urbana.

4.1 INTRODUCTION³

Flooding is responsible for the highest number of natural disaster-related fatalities worldwide (SEE *et al.*, 2020). Among them are urban flooding with wide socioeconomic impact, causing disruptions to the city services and damages to urban infrastructure (WU *et al.*, 2017). There is a growing concern that the risk of urban flooding will increase due to the cumulative effects of gradual changes in hydrology exacerbated by climate change (SEE *et al.*, 2020). Changes in rainfall intensity overload the drainage infrastructure, resulting in overflowing of stormwater drains and frequent urban flooding (PARKINSON; TAYLER; MARK, 2007). Potential changes in the peak flow, ageing infrastructure, and the increasing imperviousness of cities raise challenges for stormwater management, requiring new ways of planning (BOHMAN; GLAAS; KARLSON, 2020). Urban flooding management is an emerging subject that needs to be considered with a holistic approach to ensure the resilience of cities (ZHOU *et al.*, 2019).

³ This Chapter has been submitted to Anuário do Instituto de Geociências and is under review.

Modern stormwater management has progressed to employ innovative solutions, for example, localized control measures or green and blue solutions, to improve the quality of stormwater runoff (BOHMAN; GLAAS; KARLSON, 2020). In developed countries, drainage plans are generally inserted in ambitious improvement master plans, including important and expensive investment in drainage network and complex technologies (DORVAL *et al.*, 2010). These are mainly concerned with fines, quality aspects and specific problems in stormwater management (PARKINSON; MARK, 2005). However, the same cannot be generalized for developing countries, where the focus is still on managing the quantity of stormwater runoff, reducing loss of life and property damage (SEE *et al.*, 2020). The complexity of implementing and managing stormwater drainage systems in these countries is due to lack of hydrological and spatial data, uncontrolled urban expansion, lack of legal instruments, lack of financial resources, low technical capacities of local managers, and mainly lack information on devices installed (GOLDENFUM *et al.*, 2007; PARKINSON; TAYLER; MARK, 2007; SEE *et al.*, 2020).

In Brazil, the fifth largest country in territorial extension and considered an emerging power, the situation is no different. Urban drainage is a secondary priority, usually associated with paving the road system. The management of services is carried out by local city halls, either directly or through contracts with the private sector (SANTOS; KUWAJIMA; de SANTANA, 2020). The Brazilian National System for Water and Sanitation Data - SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento), in a 2019 report, indicated that 2807 municipalities (equivalent to 50.4% of the Municipalities) have a stormwater drainage system in place. The absolute separator systems incur the highest coverage rate (70.7%), while the combined (or unitary) systems incur the rest. In addition, only 1,266 municipalities (equivalent to 22.7% of the national total) have some Drainage Technical Cadastre (DTC) of the stormwater system. However, the most declared that they do not have information systems, databases or systematic data collection (BRASIL, 2020). The information computed by the SNIS is self-declared, i.e. submitted by the service providers themselves.

It is challenging for local engineers and urban planners to design stormwater systems and adaptation strategies without having accurate information about the infrastructure conditions (MEEGODA *et al.*, 2017). Mapping the urban drainage network aids in the decision-making process by serving as a basis for identifying

problems, formulating solutions, and prioritizing locations that will receive maintenance or repair (SEE *et al.*, 2020). However, careful management in the collection, compilation, presentation, and storage of this information is required, ensuring an up-to-date database (PARKINSON; TAYLER; MARK, 2007). Hence, it brings into question: How do municipalities in developing countries plan and manage their stormwater drainage network? Are the physical and hydrological features of the urban catchments included in the design process? What is the coverage of urban drainage infrastructure? How are climate adaptation strategies being included considering technical and budgetary constraints? To answer the questions, this paper aims to build the drainage technical cadastre for a large municipality, describing their complexity in the context of a developing country. The case study refers to Florianópolis city, the state capital of Santa Catarina, in southern Brazil.

4.2 METHODOLOGY AND DATA

4.2.1 Case study and input data

This research had a close collaboration with the Municipality of Florianópolis, located in the Santa Catarina State in the southern region of Brazil. Florianópolis is the state capital of Santa Catarina and one of the most developed cities in Brazil, with the third-highest human development index score (0.847) among all municipalities (GUERRA *et al.*, 2017; YIGITCANLAR *et al.*, 2018). The municipality consists of the main island (97% of the territory), a small continental part (approximately 3%), and surrounding uninhabited islands. It is located in the Atlantic Ocean and presents a population of 500,000 inhabitants in 2019; the city has an area of 432 km², with 42% of the territory established as a permanent preservation area (CAPRARIO *et al.*, 2021).

The climate is humid subtropical with annual precipitation totals varying from 1100 to 2700 mm, and more intense during the summer (RAMA *et al.*, 2019). Inland flooding is commonly observed during rainy episodes, causing social and economic disruption. While there are several factors influencing flooding occurrence in Florianópolis, such as density of water resources, lowlands with flat slope, shallow free aquifers close to mangrove swamps and a complex estuary system subject to tides, infrastructure vulnerability also plays an important role (CAPRARIO; FINOTTI, 2019). The stormwater drainage network was deployed over the years, beginning in the 1970s,

without complying with technical criteria. It is often constructed below ground in closed pipes, being preferable from a health and aesthetic perspective. However, stormwater flows regularly exceed the volumetric capacity of drainage networks, overflowing to backyards, streets, sidewalks or other urban infrastructure (CAPRARIO *et al.*, 2019).

The infrastructure Department of the Municipality of Florianópolis (the local authority for urban infrastructure planning and management) provided the primary data on stormwater drainage systems. An unsystematic and fragmented database composed mainly of projects in DWG format was provided, including the street paving projects for each urban road designed during 2001 and 2016. DWG files describe the layout of the drainage network associated with the street paving through a set of geographical elements that feature the properties of the collectors and conduits (e.g., position and types of stormwater inlets, diameters, directions and length of the pipes, compensatory techniques, and drainage outlets). In summary, there is only a fragmented database of the drainage system consisting of several street designs with conduits built to protect the pavement. And mainly, the system is conceived as an accessory for street paving. It was not conceived, a priori, as a structure to comply with the service of stormwater management in a broader sense.

4.2.2 Methodology for stormwater map preparation

As part of one large climate change adaptation study in Florianópolis city, this case study is ground zero in the state of the art of the existing stormwater system. Thus, the methods of this study were organized into four steps: (1) pre-inventory and data collection; (2) cluster into administrative districts; (3) characterization of the physical structure; and (4) georeferencing and analysis of the technical cadastre.

After the questions "What are the main effects of climate change on the stormwater system of Florianópolis?" and "How to establish an adaptation plan?" we were confronted with the reality that the infrastructure of the stormwater system database does not exist as a system, but only as project fragments. In this way, the first step was to build a framework to answer what, where and how information is available and how we can organize it into a database suitable for urban stormwater management. We started with technical reunions with city hall sectors charged with stormwater management: urbanization, sanitation, parks and yards and housing. After, consultations with technical agents were planned. And finally, the access to the project files. An

organizational chart was then prepared, and the tools to achieve the final database were chosen by the project team and the city hall. After that, the technical steps could be developed.

In the second step, the files were distributed and clustered in 13 districts for administrative purposes: Sede Continental, Sede Insular, Barra da Lagoa, Cachoeira do Bom Jesus, Campeche, Canasvieiras, Ingleses, Lagoa da Conceição, Pântano do Sul, Ratoles, São João do Rio Vermelho, Ribeirão da Ilha, e Santo Antônio da Lisboa. The filenames were standardised by removing special characters, avoiding errors during automated classification. An extraction code was used that compares the name of the files with a list of the street addresses present in each administrative district. When a match is found, the file is moved to the administrative district folder of its location. The unclassified files were checked and moved manually. The standardization and file extraction procedures were performed using the free software PowerShell and Droplit v8.5.1, respectively.

In the third step, we carried out the unification and characterization of the physical structure of the stormwater drainage system using AutoCAD 2019 software. The scale of each project was adequate for the correct positioning of the stormwater drainage system on the road network. After scale adjustment, the characteristics of the physical structure (e.g. diameter, material and length of pipes) and the identification of stormwater inlets, junction and inspection boxes, outlets and associated compensatory techniques were standardised on individual layers. In parallel, the pavement type of each road was surveyed on Google Street View and summarised in Excel spreadsheets along with the physical characteristics of the designed stormwater network.

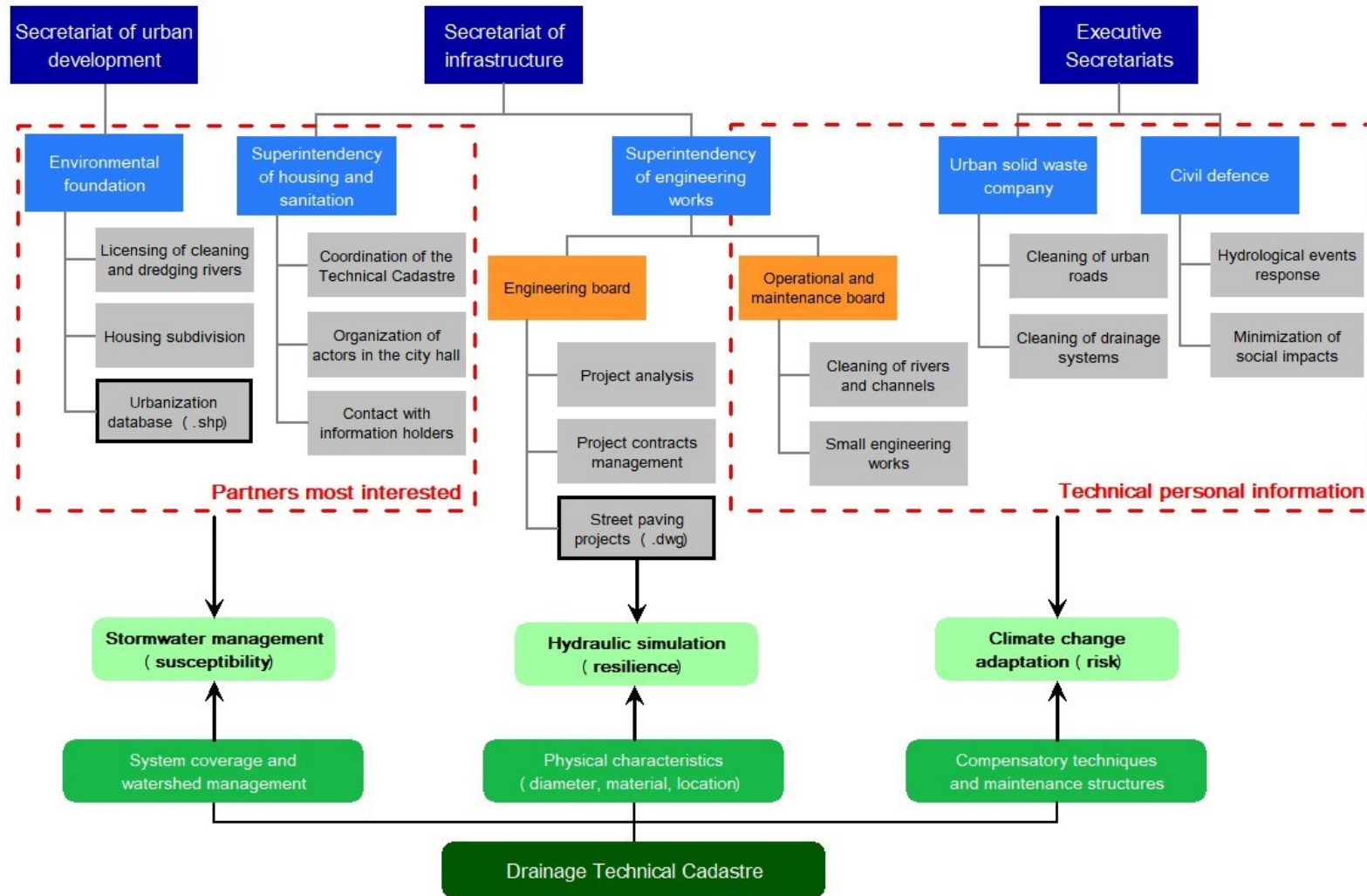
Finally, in the fourth step, the files of the unified drainage network of each of the 13 administrative districts were imported into the ArcGIS® 10.1 software, concluding the technical cadastre. The Geocentric Reference System for the Americas (SIRGAS 2000), made official in 2005 by the Brazilian Institute of Geography and Statistics Foundation (IBGE), was the reference datum for all the files. To describe the stormwater drainage network of the Florianópolis city and generate summary statistics useful for comparison, we calculated the network coverage, the distribution of diameter and type of pipe material, and the compensatory techniques installed in each administrative district.

4.3 RESULTS

After collecting actors and municipal organization information, the organizational chart (Figure 17) was prepared. The final destination of the data and the organizational chart defined what characteristics that Drainage Technical Cadastre (DTC) should present. As the street paving with drainage projects are in .dwg files, this was defined as the final information format, allowing the technical agents to manipulate it. The DTC also was provided in shapefile (.shp) because the municipality is creating the Digital Cadastral Data Bases (DCDB) in geographic information systems. Doubts about the projects and other data were solved by consults with technicians from the city hall departments. Another aspect we face is that the old infrastructure is often just in the "memory" of ancient technical agents, most already retired, making the data unfeasible and creating a gap in the technical cadastre.

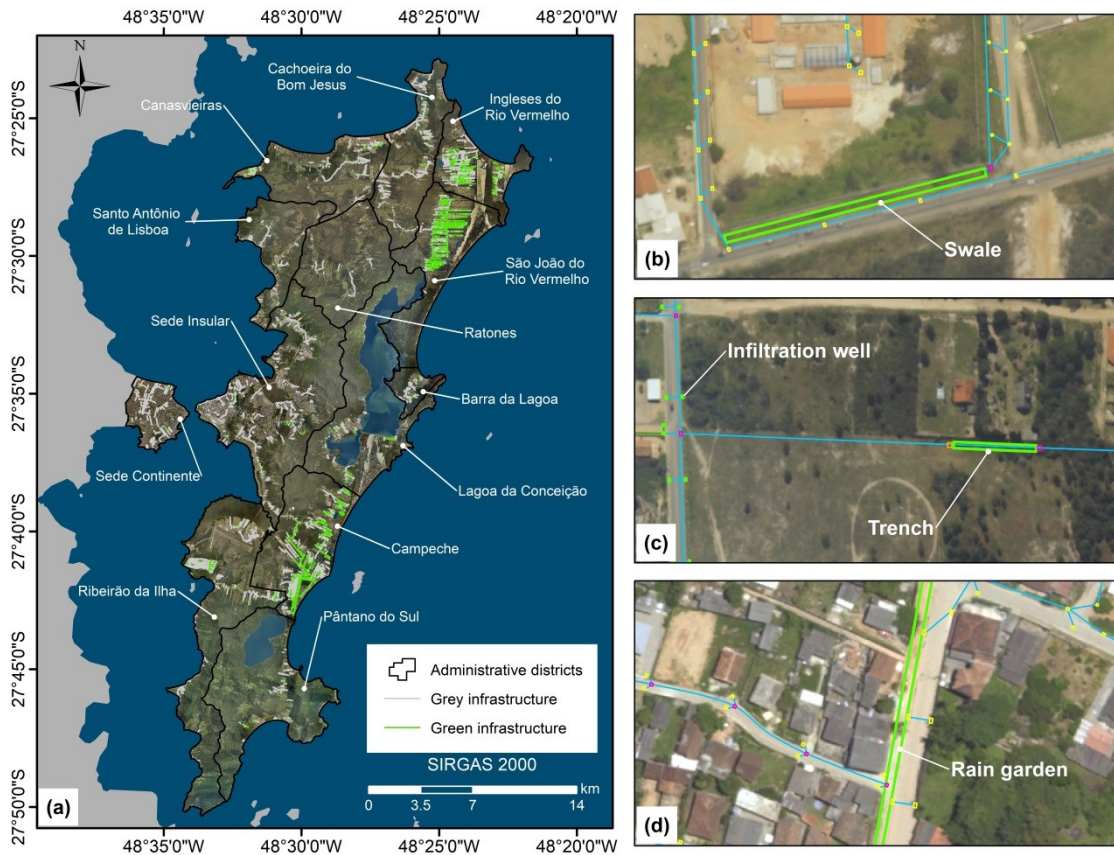
The DTC process resulted in a map of the spatial distribution of the stormwater drainage network, shown in Figure 18a. We used distinct colours corresponding to the names to visualise the grey and green infrastructure. We also added the delimitation of the administrative districts to highlight the areas with the most coverage of the drainage system. This map informs the current location of the drainage projects, providing information on sites with a lack of the system and priority for future projects.

Figure 17 – Organizational chart that links the entities involved, the information availability and the final destination of the DTC.



Source: Prepared by the author.

Figure 18 – Distribution of green and grey stormwater drainage infrastructure by administrative district (a); Compensatory techniques such as vegetated swale (b), infiltration well and trench (c), and rain garden (d) that constitute green infrastructure.



Source: Prepared by the author.

The DTC incorporated features of the pipe diameter and material, as well as of the different inlets, junctions, manholes and compensatory structures for runoff accumulation and infiltration such as vegetated swale (Figure 18b), infiltration well and trench (Figure 18c), and rain garden (Figure 18d). These features were not presented on this map to avoid visual pollution but were included as attributes of the GIS layer, can be modified to create new detailed maps. Table 14 summarises the general results of the survey of road surface types with drainage system coverage and the distribution of the different compensatory techniques used per administrative district.

Table 14 – Summary of surveyed roads, pipe diameters and stormwater drainage system in Florianópolis.

Administrative Districts	Total of district roads	Road pavement with stormwater drainage							Pipe diameters (mm)									Green infrastructure					
		Total covered roads	Coverage (%)	Hexagon stones	Asphalt	Earthen road	Concrete	Mixed paving	150	200	300	400	500	600	800	1000	1200	Not specified	Total covered roads	Infiltration wells	Swales	Rain garden	Trench
Barra da Lagoa	115	35	30.43	27	2	5	1	-	-	-	14	25	2	2	3	1	-	-	4	4	-	-	-
Cachoeira do Bom Jesus	295	102	34.58	54	11	12	21	4	1	2	6	96	16	16	10	3	1	-	9	8	1	-	-
Campeche	497	209	42.05	101	8	-	100	-	-	2	10	191	32	22	21	6	2	-	112	110	2	-	-
Canasvieiras	310	53	17.10	20	11	12	10	-	-	-	1	39	9	7	1	2	-	-	11	3	8	-	-
Continental	547	75	13.71	17	51	7	-	-	-	-	2	72	3	2	1	-	-	-	3	3	-	-	-
Inglese do Rio Vermelho	383	164	42.82	101	15	15	33	-	3	2	1	121	10	12	5	5	1	25	91	91	-	-	-
Insular	1192	188	15.77	98	53	17	10	10	1	2	14	137	26	23	12	7	2	5	7	7	-	-	-
Lagoa da Conceição	189	43	22.75	14	13	6	8	2	-	1	1	43	10	7	5	-	1	-	9	9	-	-	-
Pântano do Sul	179	29	16.20	17	1	5	5	1	-	-	1	24	4	3	1	-	-	10	4	3	1	-	-
Ratones	58	16	27.59	5	4	2	5	0	-	-	1	15	2	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-
Ribeirão da Ilha	324	124	38.27	76	5	20	22	1	-	1	16	114	24	9	6	4	2	2	13	11	1	1	-
Santo Antônio da Lisboa	87	17	19.54	7	1	9	0	0	-	-	1	17	7	3	1	-	-	-	2	2	-	-	-
São João do Rio Vermelho	173	81	46.82	27	3	10	40	1	1	1	2	76	15	7	6	2	2	-	65	65	-	-	1
Florianópolis	4349	1136	26.12	564	178	120	255	19	6	11	70	970	160	115	74	32	11	42	330	316	13	1	1

Source: Prepared by the author.

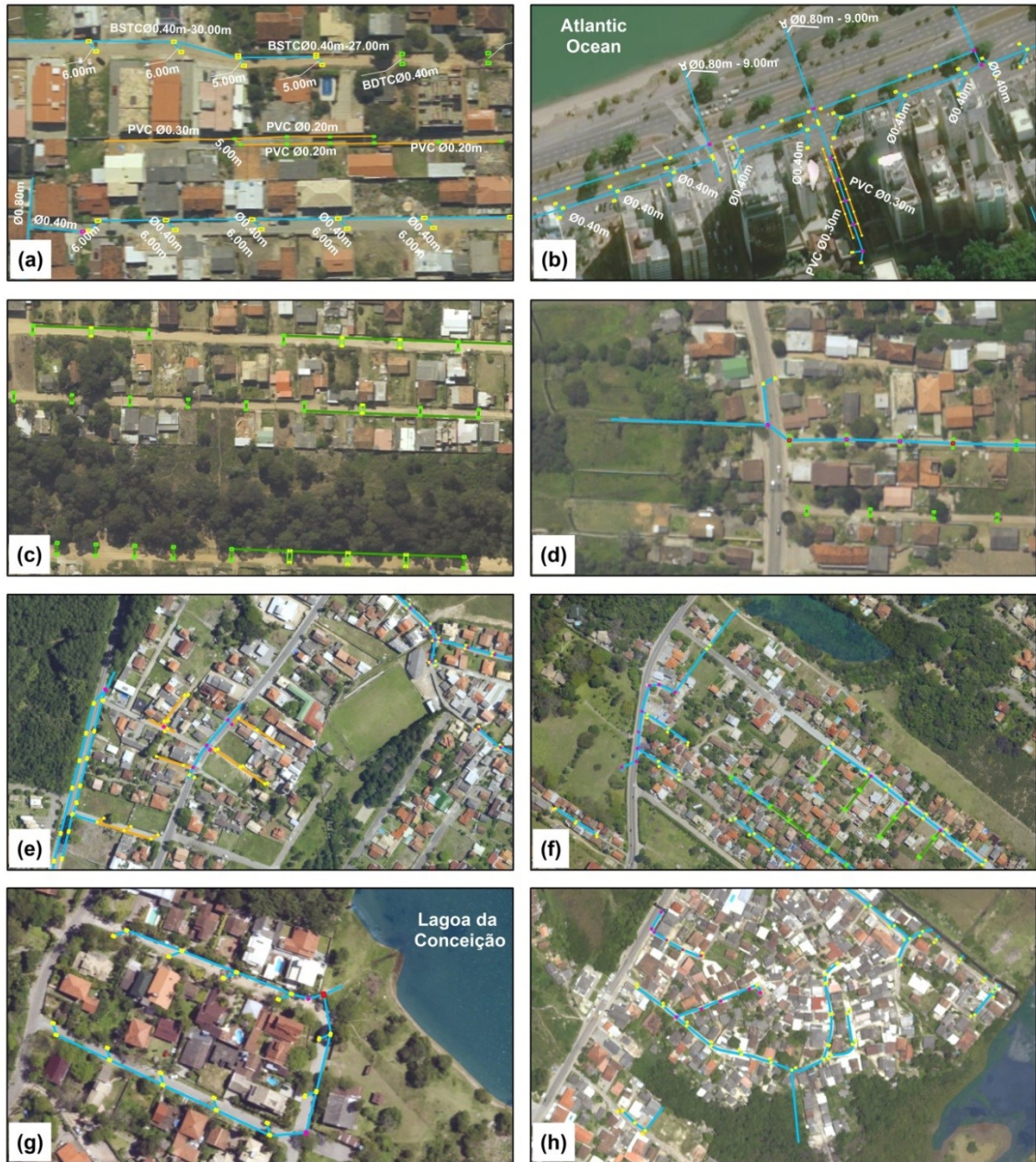
The cadastre mapped 1136 roads with a stormwater drainage system, representing approximately 26% coverage for the municipality of Florianópolis. The highest coverage district was São João do Rio Vermelho, representing nearly 47% of the roads with a drainage system installed. The districts Ingleses do Rio Vermelho and Campeche was the second-largest coverage presenting rates above 40%. The districts with the least coverage of the drainage system were Continental, Insular, Canasvieiras and Santo Antônio de Lisboa, with rates below 20%. It is noteworthy that the coverage is directly related to the period in which each district was densely urbanized, it is still influenced by the absence of street paving projects before 2001 and after 2016. Of the various types of road pavements, 50% of hexagon stones, 16% of asphalt, 22% of concrete and 11% of earthen roads were covered by stormwater drainage networks.

With a predominance of 400 mm (around 85% of the roads), the pipe diameters range from 150 to 1200 mm (Table 14). However, 42 roads did not have the pipe diameter specified in the project. About the material of the pipes were identified 03 types: Polyvinyl Chloride (PVC) for diameters of 150, 200 and 300 mm, concrete and porous concrete for other diameters. Pipes with diameters of 800, 1000 and 1200 mm were identified only in the downstream extensive drainage networks.

We identified PVC pipes on a few roads as point solutions, usually associated with infiltration wells and earthen roads (Figure 19a). We also identified two PVC pipes with a diameter of 300 mm in areas of intense urbanization (Figure 19b). The porous concrete pipes are located in earthen roads and associated directly with infiltration wells (Figure 19c). Manholes were rarely identified (only 14 in the entire city), generally in earthen roads, where there is a combination between infiltration wells and non-porous concrete pipes (Figure 19d).

The DTC results show many discontinuities along with the drainage system (Figure 19e), revealing the root cause of the flooding problems commonly observed during heavy rains. It is evidence of the unsystematic and fragmented approach (drainage infrastructure considered an accessory to paving projects) and the lack of analysis of hydraulic and hydrological data during the design of the drainage network. The cadastre also highlighted that drainage networks on opposite sides of the same road carry stormwater in opposite directions (Figure 19f). Although there is no inherent problem if these flows are sufficient, this increases the system complexity and makes maintenance by field teams difficult.

Figure 19 – PVC pipes for drainage of small unpaved areas associated with infiltration wells (a) and densely urbanised central areas (b); Porous concrete pipes associated with infiltration wells in unpaved areas (c); Rare manholes associated with non-porous concrete pipes and infiltration wells in unpaved areas (d); Fragmentation of stormwater drainage network due to unit planning by urban road (e) and local solutions (f); Rare examples of sizing considering small urban basins (g) and (h).



Drainage structures

- Inlets
- Manholes
- Junction box
- Infiltration well

Pipeline Materials

- Porous concrete
- Polyvinyl chloride (PVC)
- Concrete
- Lakes, Lagoon and Ponds

Source: Prepared by the author.

Although there is fragmentation in the drainage system, rare exceptions of integrated planning considering small urban basins were found (Figure 19g and Figure 19h). However, it is an unconventional practice in stormwater management in the municipality. Florianópolis does not consider the existing drains as assets. That presupposes that rarely are considered to design new drains or revise existing drains based on local hydrologic and hydraulic data. Furthermore, the municipality has incorporated compensatory storage and infiltration techniques to promote sustainable stormwater management. However, these were implemented without considering technical design and maintenance criteria, becoming obsolete over time.

4.4DISCUSSION

The pilot Drainage Technical Cadastre carried out in the municipality of Florianópolis is an essential step towards understanding the local stormwater system providing valuable insights into the planning and management of urban infrastructure. The traditional practice of stormwater management in Florianópolis is complex, uncoordinated and fragmented, creating a barrier to understanding the spatial distribution, existing coverage, gaps and needs for future planning. The coverage rates of the drainage system in the municipality (26.1%) is lower than the rate estimated by the SNIS (BRASIL, 2020) for the Brazilian state capitals (81.1%), for the southern region of Brazil (40.3%) and also at national level (33.3%). It makes it very clear that the need to develop Urban Drainage Master Plans to provide long-term direction for stormwater management practices. Traditionally, the approach to tackling stormwater management problems in developing countries is based on the hygienist principle, transferring water as quickly as possible away from flooded areas. Frequent problems in design and implementation are observed bringing complexity to the maintenance and management of the system. For example, GOLDENFUM *et al.* (2007) reported many inconsistencies between records and the actual field situation in Porto Alegre (Brazil), mainly due to lack of cadastre updating, constructive problems that led to design modification during construction, and poor conservation state of old drainage networks.

The same problems were observed in Florianópolis, where there is a gap of old data due to the nonexistence of digital records or paper projects. The registry also presented a gap concerning recent projects (2016 - current) due to these being in design, bidding or execution. In conformity with this, studies conducted in Ethiopia (ADUGNA *et al.*, 2019), Haiti

(DORVAL *et al.*, 2010), Pakistan (PARKINSON; TAYLER; MARK, 2007) and the Philippines (SEE *et al.*, 2020) also report problems in the design and execution of structures, and the gap in cadastral information as the major drivers for the occurrences of urban flooding. In addition, the authors add the fragmentation of the system is responsible for the reduction in hydraulic capacity. Furthermore, the drainage system implemented in Florianópolis is absolute separators with underground pipes, and it is not possible to say with certainty, according to the managers, the consistency of the projected system with the pipes installed in the field. Information management is fundamental for decision-making and requires accurate information about the current state of the infrastructure, making the managers capable of managing the active drains and predicting future performance (MEEGODA *et al.*, 2017). To enable this information to be used effectively in supporting decision-making, gaps must be filled and data must be collected and processed systematically (SEE *et al.*, 2020).

The planning process of the stormwater drainage network in Florianópolis is not driven by a master plan. Drainage improvements are implemented in a fragmented way, often without identifying the boundaries of the different watersheds and the connections between the local area and the city-wide drainage system. In addition, the rainfall characteristics used for system design are estimated based on data from other neighbouring regions. According to Parkinson, Tayler and Mark (2007), errors in defining catchment boundaries can lead to large-scale errors in the runoff estimation and subsequently in the design of drainage systems. Goldenfum *et al.* (2007) complement this by highlighting the large spatial variability in the rainfall distribution within the own city limits, adding non-confidence to the projects of structures when using data from neighbouring regions. Another driving factor is the existence of few manholes in the drainage system, making maintenance work that occurs only in a remedial manner difficult, with punctual solutions prevailing. In conformity with this, studies carried out in Indore and Mumbai, India (GUPTA, 2007; PARKINSON; TAYLER; MARK, 2007) have reported problems in the maintenance of the structures, which are due to sedimentation and vandalism overload the small system implemented, causing local flooding.

From the point of view of climate adaptation, the use of compensatory structures for storage and infiltration offers better prospects for controlling runoff and mitigating flooding. However, problems typical of developing countries bring complexity in the design and maintenance of structures. According to Goldenfum *et al.* (2007), a large number of sediments, litter and debris by the drainage network demands frequent maintenance of the

compensatory structures, which contrasts with the reduced budget of the public sectors. See *et al.* (2020) affirm that in developing countries, the installation of control devices remains increasingly complicated due to the low financial and economic situation, besides the low technical capacity of local managers to reach a sustainable solution. Moreover, in Florianópolis, there are several conflicts about jurisdiction and distribution of responsibilities among different levels of government and state organizations. Adaptation measures still focus on the impact of current hazards instead of considering climate projections.

Technological advances in the development of tools to model and simulate the performance and characteristics of urban drainage systems, such as EPA SWMM, InfoWorks and MIKE URBAN, represent an excellent opportunity for infrastructure managers and planners to analyse and evaluate the resilience of current infrastructure in the future scenarios (MARTIN *et al.*, 2020). In this context, the existing urban drainage infrastructure mapping is crucial, filling knowledge gaps and facilitating the adoption of appropriate actions based on cost-effective recommendations and prioritization of sites that require maintenance and repair (SEE *et al.*, 2020).

One essential management step toward an optimal Stormwater Management System in developing countries should be setting the bases of the drainage technical cadastre, favouring its implementation and updating with new projects. In this way, it prevents the registration of new systems from being restricted by the passivity of old unresolved projects. Furthermore, it stands out that the cadastre of projects presents fewer costs than the search of infrastructure already buried in the field.

4.5 CONCLUSION⁴

This paper has presented some problems in urban stormwater management in developing countries with an assessment of the situation in Florianópolis, Brazil. We identified several difficulties during the construction of the DTC of the urban drainage system due to information gaps, system fragmentation and lack of project standardisation. In terms of drainage network coverage, the system is considered inadequate to manage stormwater within the city limits, covering only 1136 (about 26%) of the roads in the municipality. Unmanaged

⁴ The data that support the findings of this study are available online at <https://lautec.ufsc.br/dados/> and with the first author on reasonable request.

stormwater favours the occurrence of urban flash floods, overloading existing drains that are sometimes undersized, and degrading nearby infrastructure. The results evidenced the planning and designing unsystematically of drainage projects, with a segmented approach by urban road, which is considered an accessory to paving projects. Integrated planning based on the watershed contribution area and the hydrologic and hydraulic analyses were rarely evidenced. The municipality incorporated compensatory storage and infiltration techniques to promote sustainable stormwater management, but these were implemented without technical design and maintenance criteria, becoming obsolete over time. The same is valid for the sparse manholes identified, making it hard to carry out maintenance work that occurs only in a remedial manner.

This study contributes by providing a practical description of the complexity and challenges of stormwater management in developing countries. Identifying these challenges is the key to formulating appropriate management tools that can accommodate rapid urbanisation, data deficiency, lack of knowledge and technical information on storage and infiltration devices, just as budget constraints and climate adaptation strategies. The highlighted gaps can help decision-makers identify the actions required to advance urban stormwater design and management, driving climate adaptation and disaster risk reduction strategies. This perspective ranges from simple flooding control to broader and more integrated management that includes the coverage and performance current and future of the city-wide drainage system considering sustainable environmental management and minimizing the adverse effects of urbanization. In general, the study results highlight the need to review the structures currently implemented throughout the municipality, considering the deployment of a sustainable, integrated, well-planned and adequately executed drainage system to maximise the effectiveness and efficiency of drainage investments and mitigate downstream flooding problems.

Limitations in the following aspects may have affected the results of the Drainage Technical Cadastre:

- (1) Lack of information due to the unavailability of old non-scanned projects and recent projects in the bidding process or under execution. Information gaps may have generated more fragmentation in the registered network than exists.
- (2) Lack of technical information, typing errors and lack of standardization of projects may have generated incorrect classifications of material, diameter or

indeed the existence of storage structure and infiltration.

- (3) Uncertainty of spatial and structural conformity between designed and installed. The design of drainage projects without scale may have generated inconsistencies regarding the actual location of the network inlets and outlets, having been made a spatial adjustment to overlap the projects over the urban roads. The lack of information about the underground infrastructure installed may have generated inconsistencies regarding the cadastre of the pipe diameters and inlet infrastructure.

Future efforts should focus on the continuous updating of the DTC to overcome these limitations. It is crucial to verify the spatial location of the inlets in the field, just as the inclusion of information contained in non-scanned or newly designed projects. The development of guidelines by urban planners is recommended guiding the standardised and scaled up the design of digital projects, facilitating the incorporation of new projects into the now existing Drainage Technical Cadastre. In addition, all repair works, drainage connections and minor improvements carried out during the maintenance operations should be recorded and updated.

5 IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NAS CHUVAS DE PROJETO E DESEMPENHO HIDRÁULICO DO SISTEMA DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS

Referência: CAPRARIO, Jakcemara; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Impacto das mudanças climáticas nas chuvas de projeto e desempenho hidráulico do sistema de manejo de águas pluviais. **Não publicado.** O conteúdo deste capítulo será submetido para a revista **Journal of Water Management Modeling.**

Diversas projeções climáticas futuras indicam um aumento significativo na magnitude e frequência de eventos extremos de precipitação. Essas mudanças terão implicações diretas nas infraestruturas urbanas de gestão de águas pluviais, que são projetadas para mitigar os efeitos de eventos hidrológicos extremos. No entanto, uma pergunta que deve ser respondida é: As áreas urbanas estão preparadas para enfrentar esses novos extremos? Nesse sentido, este estudo buscou entender como será o comportamento das precipitações futuras, avaliando o impacto hidráulico potencial dos eventos extremos no atual sistema de manejo de águas pluviais. O objetivo foi alcançado modelando as interações entre o escoamento superficial, gerado por chuvas de projeto futuras, e o atual sistema de manejo de águas pluviais em um modelo hidrodinâmico calibrado. As chuvas de projeto foram construídas a partir de equações de Intensidade-Duração-Frequência projetadas até o final do século, utilizando o método de blocos alternados. O modelo foi calibrado utilizando eventos de vazão fluvial monitorados em campo, sendo incluída uma série de vazão de base para complementar o balanço hídrico. O estudo de caso foi aplicado em um sistema duplo, composto pela macro e microdrenagem, construído para a sub-bacia urbana Córrego Grande localizada no município de Florianópolis, Brasil. Os resultados deste estudo revelaram o seguinte:

- O modelo apresentou um bom desempenho na reprodução da vazão no exutório da área de estudo para os eventos de calibração e validação, com valores médios de R^2 superiores a 0.80 e NSE superiores a 0.65.
- A representação do processo chuva-vazão demonstrou boa adequabilidade ($ISE \leq 6$) para aplicação do modelo no planejamento e projeto final de sistemas de drenagem urbana. Os valores baixos do *RMSE* confirmaram a confiabilidade do modelo em prever vazões próximas das observadas.
- A intensidade média da precipitação aumentou de 26.49 ± 3.52 mm/h para

aproximadamente 30.91 ± 4.17 mm/h no futuro próximo e distante, respectivamente, indicando um potencial aumento nos eventos de inundação na área de estudo.

- Embora o número de junções inundadas (no máximo 07 das 103 modeladas) não tenha mudado significativamente entre os cenários de precipitação, o volume de inundação aumentará significativamente, triplicado o montante até o final do século para chuvas com períodos de retorno de 2 anos.
- À medida que o período de retorno das precipitações aumenta, há um incremento no volume de inundação. Com isso, espera-se que eventos extremos se tornem cada vez mais fortes e frequentes, levando as infraestruturas atualmente vulneráveis a inundações ainda mais intensas.
- Os danos induzidos por chuvas de projeto com período de retorno de 10 anos no cenário atual, provavelmente serão causados no futuro distante por chuvas de projeto com período de retorno de apenas 2 anos.
- Fica evidente a necessidade de uma especial atenção ao sistema de manejo de águas pluviais da área de estudo, melhorando o desempenho do sistema para enfrentar tanto as condições atuais como as futuras.
- A renovação de todas as tubulações que compõem o sistema de drenagem não é uma solução viável e, portanto, a utilização de novas soluções como as técnicas compensatórias é uma tendência crescente, levando a um novo paradigma operacional onde a água é armazenada no sistema e liberada a uma taxa controlada podendo ainda ser completamente ou parcialmente infiltrada.

5.1 INTRODUÇÃO

O impacto das mudanças climáticas tornou-se uma importante força motriz na gestão e planejamento dos sistemas de drenagem urbana nas últimas décadas. O aumento da temperatura média global tem influência direta sobre o ciclo hidrológico, aumentando significativamente a magnitude e frequência de eventos extremos de precipitação (AHMED; TSANIS, 2016; IPCC, 2018). Essas alterações elevam o risco de inundação urbana em quase 30 vezes, deteriorando o desempenho dos sistemas de drenagem existentes e potencializando as perdas econômicas e problemas de saúde pública (LI *et al.*, 2022, KUMAR *et al.*, 2021;

SALDARRIAGA *et al.*, 2020). Entre 1980 e 2018, as perdas econômicas globais ultrapassaram US\$ 1 trilhão (valores de 2018) e centenas de milhares de vidas foram perdidas devido a inundações (ROSENZWEIG *et al.*, 2021). Estimativas sugerem que cerca de 40% das perdas são atribuídas às inundações urbanas, ocorridas devido ao desequilíbrio entre a capacidade dos sistemas de drenagem e a intensidade da vazão de pico (DEFRA, 2015).

Gerenciar as águas pluviais a partir da perspectiva incerta das mudanças climáticas é um grande desafio em países desenvolvidos e em desenvolvimento (MOORE *et al.*, 2016). Tradicionalmente, os sistemas de drenagem procuram evacuar a vazão de pico o mais rápido possível da área afetada, sendo a infraestrutura projetada com base na série histórica de precipitação da região (KUMAR *et al.*, 2021; BERGGREN *et al.*, 2012). Esta prática de gestão considera o clima estacionário, sendo considerada inadequada para gerenciar a frequência e magnitude dos eventos extremos do clima futuro (AHMED; TSANIS, 2016; KNIGHT *et al.*, 2021). Aliadas a essa prática, as altas taxas de urbanização das cidades modernas e as infraestruturas atualmente obsoletas criam enormes desafios, exigindo novas formas de planejamento urbano (SALDARRIAGA *et al.*, 2020; BOHMAN *et al.*, 2020). Os critérios de projeto da infraestrutura de gestão da drenagem urbana devem ser revistos considerando o possível impacto das mudanças climáticas em longo prazo, garantindo a resiliência do sistema (BINESH *et al.*, 2019). O uso do conceito de manejo de águas urbanas sustentáveis pressupõe outro tipo de infraestrutura que privilegia o controle na fonte, a infiltração e a evaporação, além de ser mais facilmente adaptável às mudanças climáticas do que o sistema de drenagem convencional com tubulações e afastamento rápido das águas.

Existem várias abordagens para avaliar o impacto de eventos extremos nos sistemas de drenagem de águas pluviais, sendo a modelagem hidrológica e hidráulica a mais reconhecida (AHMED; TSANIS, 2016). Os parâmetros comumente adotados para descrever os impactos se concentram no (i) número de junções e áreas inundadas (por exemplo, SIDEK *et al.*, 2021 e LIWANAG *et al.*, 2018), (ii) número de condutos sobrecarregados (por exemplo, BINESH *et al.*, 2019; AHMED; TSANIS, 2016 e BERGGREN *et al.*, 2012), (iii) mudanças no volume de escoamento (por exemplo, KNIGHT *et al.*, 2021; MATTOS *et al.*, 2021) e (iv) mudanças no volume de transbordamento (por exemplo, KUMAR *et al.*, 2021, SALDARRIAGA *et al.*, 2020; KIM *et al.*, 2017 e MOORE *et al.*, 2016). Apesar de todos os avanços para o desenvolvimento e gestão dos sistemas de drenagem em áreas urbanas, o planejamento e projeto das infraestruturas considerando eventos climáticos futuros ainda é incipiente.

Ahmed e Tsanis (2016) investigaram o impacto potencial de eventos extremos no sistema de manejo de águas pluviais de West Central Mountain no Canadá, devido a condições climáticas projetadas até 2070. Os autores relataram que a infraestrutura de drenagem urbana projetada com base nas condições climáticas atuais não será capaz de lidar com o aumento das chuvas do projeto em condições climáticas futuras. Binesh *et al.* (2019) quantificaram o potencial de sustentabilidade do sistema de manejo de águas pluviais em Teerã, capital do Irã. Os autores verificaram um aumento no número de pontos de inundação devido ao transbordamento da rede pluvial, reduzindo o índice de sustentabilidade do sistema devido às mudanças climáticas. Kumar *et al.* (2021) avaliaram o impacto das mudanças climáticas na ocorrência de inundações pluviais em duas bacias urbanas em Delhi, na Índia, usando dados de chuva projetados até o final do século. Os autores relataram um maior risco de ocorrência de inundações, com aumento na vazão de pico e no número de junções inundadas, para as duas áreas de estudo. Mattos *et al.* (2021) quantificaram a resiliência do sistema de macrodrenagem na Bacia do Prosa, Campo Grande – Brasil, considerando vários cenários de urbanização de baixo impacto (LID) e precipitações projetadas até 2095. Os resultados indicaram que o atual sistema de drenagem tem baixa resiliência aos eventos futuros de precipitação. Eles preveem ainda um aumento de 24% no pico do escoamento até o final do século, podendo ser satisfatoriamente mitigado utilizando práticas combinadas de LID.

Esses estudos destacam a necessidade de considerar o impacto das mudanças climáticas para estimar e gerenciar adequadamente o escoamento urbano, melhorando o desempenho dos sistemas de águas pluviais e mitigando os danos atuais e futuros. Nesse sentido, o presente estudo buscou entender por meio de uma abordagem de estudo de caso como será o comportamento das precipitações futuras locais, avaliando o impacto hidráulico potencial dos eventos extremos no atual sistema de manejo de águas pluviais. O estudo foi aplicado em um sistema duplo, composto pelos sistemas de macro e microdrenagem, construído para a sub-bacia urbana do Córrego Grande no município de Florianópolis, Brasil. Chuvas de projeto foram construídas a partir de equações de Intensidade-Duração-Frequência atual (2001-2018) e projetadas para o futuro próximo (2010-2039), futuro intermediário (2040-2069) e futuro distante (2071-2100). Períodos de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos foram adotados para avaliar o impacto hidráulico de eventos extremos futuros com duração de 4h. O software PCSWW foi utilizado para a modelagem do sistema de drenagem, sendo calibrado com eventos de vazão fluvial.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo e dados de entrada

A área de estudo é a sub-bacia Córrego Grande localizada na região central do município de Florianópolis, SC – Brasil. Devido ao grande número de nascentes e cursos d'água, esta sub-bacia é considerada uma das mais importantes contribuintes da Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi (RIGOTTI *et al.*, 2016). Destaca-se que todos os rios da Bacia deságuam em área de proteção ambiental, constituindo o Mangue do Itacorubi, segundo maior manguezal urbano do Brasil (SANTANA *et al.*, 2022). Este mangue possui características que o classifica como altamente sensível devido aos processos de degradação e pressão urbana sofridos nas últimas décadas.

Estima-se que existam aproximadamente 45 mil pessoas circulando diariamente por toda essa região, principalmente devido à concentração de importantes atividades administrativas, educacionais e comerciais (TASCA *et al.*, 2019). Apesar do grande desenvolvimento regional, a sub-bacia Córrego Grande ainda permanece com alto índice de preservação. Aproximadamente 70% de sua área ainda é florestada (Figura 20a), devido principalmente ao relevo fortemente ondulado, sendo a declividade média da bacia de 30.2% (Figura 20b). No entanto, a qualidade ambiental do Rio Córrego Grande reduz à medida que ele alcança os setores da bacia com menor declividade e que sofrem grande pressão urbana. Nestas áreas de planície, o curso d'água apresenta perda dos processos naturais que o configuram como rio, sendo classificado como “deficiente”, pior índice de qualidade hidrogeomorfológico de todo o córrego (SOUZA; POMPÊO, 2016). As áreas de ocupação urbana apresentam boa cobertura do sistema de manejo de águas pluviais, aproximadamente 63% das vias com sistema de coleta (Figura 20c). No entanto, a rede não é extensamente interligada, sendo em sua maioria, destinada para o córrego natural ou canalizado mais próximo.

Com uma área de 4.25 km², a sub-bacia Córrego Grande se beneficia pela precipitação impulsionada por fatores orográficos, onde os índices variam entre 1100 a 2700mm por ano, sendo mais intensos durante o verão (RAMA *et al.*, 2019). Com embasamento cristalino composto por granulito-gnaiss intensamente fraturado, o aquífero consolidado apresenta baixa vazão de captação de água, variando entre 2.0 a 9.0m³/h (CPRM, 2013). A textura fina e a baixa permeabilidade do leito cristalino elevam à suscetibilidade a

ocorrência de inundações nas áreas planas próximas à jusante. A altitude local varia de 443m, no ponto mais alto, a 3 m acima do nível do mar na foz da sub-bacia (Figura 20d). A pedologia da área tem predominância de solos do tipo Argissolos Vermelho-Amarelo, associado com Cambissolos Álico, Neossolos lítóico e Gleiosolos Háplico na região de baixada, aferindo ainda mais suscetibilidade à ocorrência de inundações (Figura 20e). Os percentuais de impermeabilização nas áreas baixas, associados às condições de pedologia com baixa capacidade de infiltração atribuem valores elevados de coeficiente de deflúvio (curve number – *CN*) na região da foz (Figura 20f). Os dados de entrada necessários para realizar a modelagem chuva-vazão, bem como, as fontes de onde foram coletados e algumas informações relevantes são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Detalhes dos dados considerados neste estudo e suas fontes.

Dado de entrada	Unidade	Observações	Fonte
Uso e ocupação da terra	-	Produzido a partir de classificação supervisionada de aerofoto com resolução espacial de 0,39 m e escala 1:10.000. Ajustado manualmente para condições atuais de urbanização.	SDE ^a (2012)
Declividade	%	Produzido a partir de MDE com grade de 15m.	IPIUF ^b (2000)
Drenagem pluvial	-	Produzido a partir da validação do Cadastro Técnico de Drenagem de águas pluviais e levantamento em campo.	Caprario <i>et al.</i> (2021b)
Hidrografia	-	Hidrografia canalizada produzida a partir de levantamento em campo.	ANA ^c , 2015
Elevação do terreno	m	Produzido a partir de curvas de nível com intervalos de 1m.	IPIUF ^b (2000)
Tipo de solo	-	Escala de 1:30.000	Vargas de Cristo (2002)
Número de deflúvio	-	Produzido a partir do uso da terra, tipos de solo e respectivos grupos hidrológicos.	Sartori <i>et al.</i> (2005), TUCCI (1993)
Precipitação	mm	Série de medições automáticas com intervalos de 5 min (26 de setembro de 2017 até 23 de janeiro de 2018)	Schimitz (2018)
Temperatura máxima e mínima	°C	Série diária (26 de setembro de 2017 até 23 de janeiro de 2018).	EPAGRI ^d , 2019
Vazão fluvial	m ³ /s	Série de medições automáticas com intervalos de 5 min (26 de setembro de 2017 até 23 de janeiro de 2018).	Schimitz (2018)

^a SDE – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável

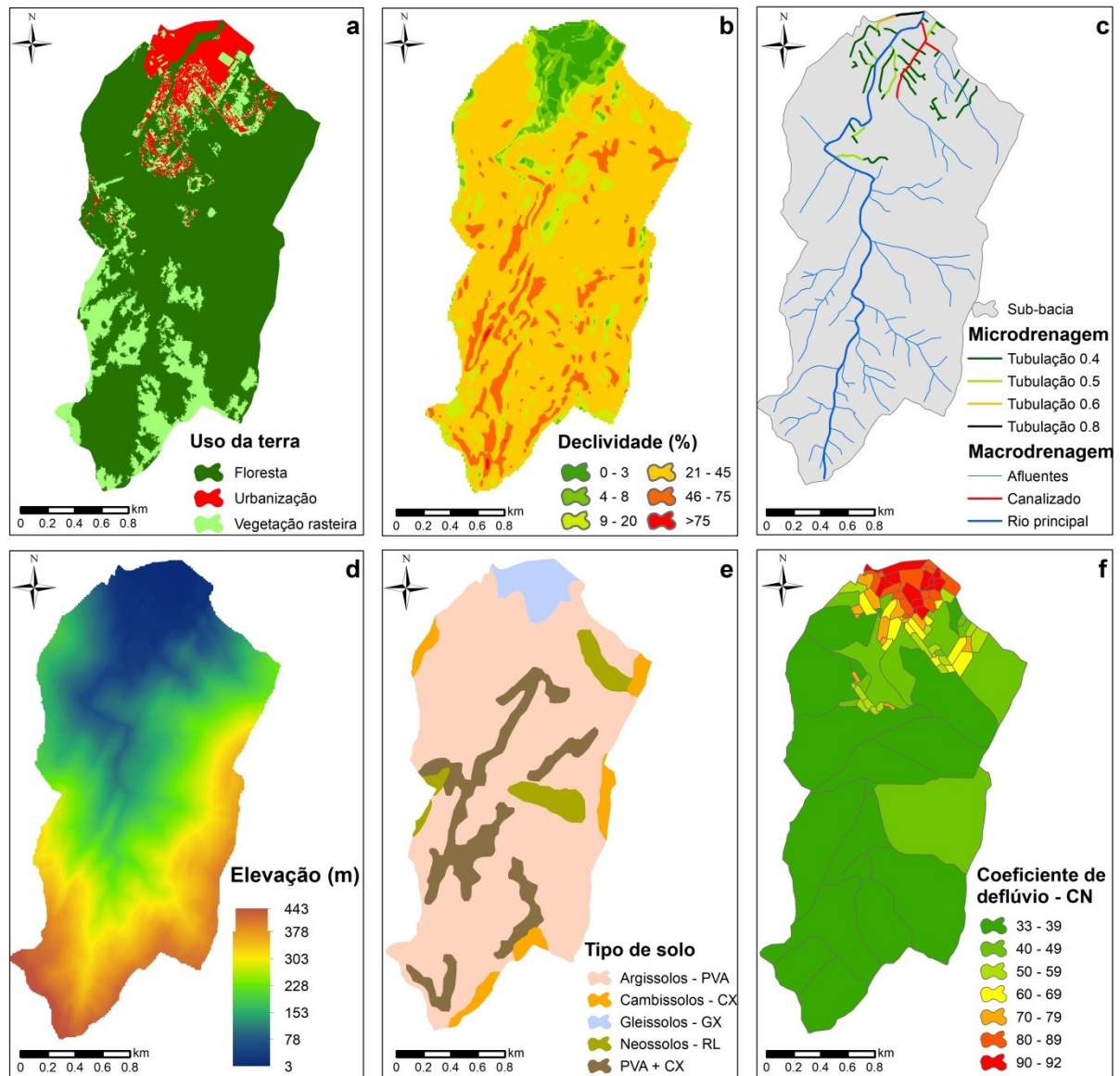
^b IPIUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis

^c ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

^d EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

Fonte: Preparado pelo autor.

Figura 20 – Representação espacial dos dados de entrada da sub-bacia Córrego Grande: (a) uso e ocupação da terra, (b) declividade, (c) Sistema de drenagem, (d) Elevação do terreno, (e) tipo de solo, e (f) coeficiente de deflúvio médio – CN.



Fonte: Preparado pelo autor.

5.2.2 Modelagem chuva-vazão

Um sistema duplo, composto pelos sistemas de macro e microdrenagem foi construído para a sub-bacia Córrego Grande, a fim de modelar as interações entre o escoamento superficial e a rede de drenagem de águas pluviais. Este sistema foi necessário visando à calibração do modelo com dados de vazão monitorados em córregos e não na rede pluvial, como tradicionalmente encontrado na literatura. Foram realizados levantamentos de campo para verificação e ajuste da infraestrutura de drenagem pluvial e da hidrografia

canalizada existente. Além das dimensões levantadas em campo, seis seções transversais do rio principal detalhadas por Souza (2014) foram adotadas. As junções foram colocadas nos encontros entre os canais, mudança de diâmetro ou seção, e no início e fim das tubulações. A rede modelada incluiu um total de 103 junções mais um exutório e 103 trechos de ligação como condutos de drenagem. Os parâmetros de elevação do fundo e profundidade das junções foram atribuídos com base nos dados do Modelo Digital de Elevação (MDE) e nos projetos de drenagem fornecidos pela Prefeitura Municipal de Florianópolis. Os Coeficientes de rugosidade de Manning (n) para rios, canais revestidos de concreto e tubulações foram definidos de acordo com Rossman (2015).

Com as junções definidas, a área de estudo foi dividida em 98 sub-bacias de contribuição visando à obtenção de um modelo mais detalhado possível. As áreas de contribuição da microdrenagem (69 sub-bacias) foram delimitadas manualmente considerando a rede implantada, a topografia do terreno, a delimitação dos lotes e a área de influência de 45° a partir da esquina da quadra ou do poço de visita adotado como nó de junção. Já as áreas de contribuição da macrodrenagem (29 sub-bacias) foram delimitadas automaticamente a partir do MDE com auxílio do programa *ArcHydro*. Para cada sub-bacia de contribuição foram determinados os parâmetros: área, comprimento da bacia, declividade, Coeficiente de rugosidade de Manning (n) e altura inicial de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis e impermeáveis, além do coeficiente de deflúvio (CN). Para o comprimento da bacia foi adotado o valor da largura do retângulo equivalente, que relaciona o perímetro e a área de captação (GARCIA; PAIVA, 2006). A altura inicial de armazenamento em depressões para superfícies impermeáveis e o coeficiente de rugosidade de Manning para superfícies permeáveis e impermeáveis foram definidos de acordo com Rossman (2015). A taxa de abstração inicial (Ia) foi adotada como a altura inicial de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis. O CN de cada sub-bacia foi calculado utilizando os grupos hidrológicos de solos (C e D) e a classificação de uso e ocupação da terra.

O método SCS-CN foi utilizado para estimar os processos de infiltração, haja vista a disponibilidade de informações de uso da terra e tipo de solo (grupos hidrológicos) para toda a área de estudo. O método de Hargreaves, único incluído no modelo, foi adotado para estimar a parcela de perda por evaporação durante a simulação contínua, sendo os dados diários de temperatura mínima e máxima obtidos de EPAGRI (2019). O método de onda dinâmica foi considerado como método de roteamento de fluxo para a simulação do escoamento através do sistema de drenagem. Este método resolve por completo as equações de fluxo unidimensional

de Saint-Venant, produzindo resultados teoricamente mais precisos e possibilitando a representação da pressurização do conduto. Foi considerado que o fluxo excedente acumulasse no topo da junção, reentrando no sistema com o passar do tempo. As perdas de carga foram estimadas pela equação de Darcy-Weisbach, também conhecida como Formula Universal, pois inclui todos os parâmetros básicos (coeficiente de atrito, rugosidade do tubo, viscosidade e densidade do fluido, velocidade e diâmetro da tubulação) que descrevem a perda de carga contínua, sendo aplicável a qualquer líquido. Dados de precipitação e vazão fluvial monitorados durante setembro de 2017 e janeiro de 2018 por Schimitz (2018), com um intervalo de tempo de cinco minutos, foram aplicados no modelo para simulação contínua do escoamento. Neste estudo, não foram incluídos dados para a estimativa do escoamento subterrâneo, como por exemplo, elevação e profundidade do aquífero, condutividade hidráulica, porosidade, ponto de murcha entre outros parâmetros relevantes. Destaca-se que o embasamento rochoso local é classificado como cristalino fraturado, não havendo pontos de monitoramento ou estudos que estimem as características do fluxo subterrâneo na região, dificultando a obtenção dos dados. Desta forma, para realizar o balanço hídrico foi incluído uma série de vazão de base como entrada no sistema, conforme recomendado por Hossain *et al.* (2019), Sidek *et al.* (2021) e Li *et al.* (2022). A vazão de base representa a vazão normal do Rio Córrego Grande devido à infiltração de água subterrânea, sendo esta extraída da série de vazão monitorada pela aplicação do filtro numérico de Chapman e Maxwell (1996). Este filtro é indicado para bacias que apresentam pouca contribuição subterrânea, ou seja, aquíferos impermeáveis (COLLISCHONN; DORNELLES, 2013).

O software PCSWMM versão 7.4.3240, uma versão GIS do EPA Storm Water Management Model (SWMM 5.1) normalmente utilizada para simular processos chuva-vazão em áreas urbanas, foi adotado para modelar as interações hidrológicas e hidráulicas do sistema. A classificação de uso e ocupação da terra, bem como, a delimitação das áreas de contribuições, cálculo do *CN* e estimativa do comprimento dos canais foi realizada no software ArcGIS® 10.1. A série de vazão de base foi separada utilizando o código em MATLAB MRCPtool (Master Recession Curve Parametrization tool) desenvolvido por Carlotto e Chaffe (2019).

5.2.3 Calibração e validação do modelo

A calibração é o processo de ajustar os parâmetros do modelo para que este corresponda as variáveis hidrológicas simuladas às observadas em campo. A calibração pode ser realizada considerando eventos unitários ou simulação contínua. A calibração baseada em eventos unitários reproduz melhor o tempo e vazão de pico e a forma do hidrograma, enquanto a calibração contínua fornece com maior precisão o volume total de escoamento (TAN *et al.*, 2008). Já a validação é o processo que verifica a capacidade do modelo calibrado em reproduzir um conjunto de observações de campo ou prever condições futuras sem ajustes adicionais aos parâmetros (ZHENG *et al.*, 2012). O PCSWMM utiliza a ferramenta SRTC (Sensitivity-based Radio Tuning Calibration), calibração de sintonia de rádio baseada em sensibilidade, para realizar a calibração do modelo hidrológico (FERREIRA *et al.*, 2022). A ferramenta requer a estimativa de incerteza para testar os atributos e analisar a sensibilidade dos parâmetros que serão calibrados. O processo de calibração e validação utilizando a ferramenta SRTC pode ser simplificado em 03 etapas, descritas a seguir.

A primeira etapa para calibrar o modelo é selecionar os parâmetros mais sensíveis e estimar uma faixa de incerteza que limitará os ajustes. Para a seleção dos parâmetros deve-se considerar a incerteza da medição ou estimativa destes em laboratório ou campo. De acordo com CHI (2022) parâmetros que podem ser medidos ou estimados com alto grau de certeza, como área de contribuição, diâmetro da tubulação, inclinação, elevação e comprimento dos condutos, recebem incerteza nula ou pequena (0-10%). Já os parâmetros que não podem ser facilmente medidos em campo ou laboratório, como taxas de infiltração, acúmulo e lavagem de poluentes, recebem incertezas maiores (10-50%). E os parâmetros que apresentam incerteza muito grande na medição ou estimativa, como coeficiente de rugosidade de Manning para canais naturais, armazenamento em depressões, entre outros, recebem valores elevados de incerteza (50-100%). Os valores de incerteza ajudam a redefinir a média, sendo expressos como um desvio percentual do valor atual. É extremamente importante que o processo de calibração não permita que os parâmetros excedam os limites fisicamente significativos da faixa de incerteza. A determinação cuidadosa destes limites aumenta a precisão e eficiência do processo de calibração (JAMES, 2005). Os limites superiores e inferiores dos valores dos parâmetros para cada incerteza especificada são calculados pelo PCSWMM de acordo com as Equações 10 e 11 (CHI, 2022).

$$V_{sup} = V_{atual} \times \left(\frac{1}{1 + U/100} \right) \quad (10)$$

$$V_{inf} = V_{atual} \times \left(1 + \frac{U}{100} \right) \quad (11)$$

onde V_{sup} é o valor do parâmetro para o limite superior da faixa de incerteza, V_{inf} é o valor do parâmetro para limite inferior da faixa de incerteza, V_{atual} é o valor atual do parâmetro estimado e $U(\%)$ é a incerteza atribuída.

A segunda etapa da calibração é a análise da sensibilidade e ajuste manual dos parâmetros. A ferramenta SRTC executará o modelo duas vezes para cada parâmetro, primeiramente considerando um cenário onde os parâmetros de cada sub-bacia são minimizados e, posteriormente considerando um cenário onde os parâmetros são maximizados. A análise de sensibilidade apresentará graficamente os parâmetros com maior variação entre as sub-bacias, indicando quais devem ter o ajuste priorizado. Os ajustes manuais são realizados por meio de controles deslizantes, onde a resposta é gerada interpolando linearmente, com base em 8 pontos de sensibilidade, os resultados entre o valor mediano do parâmetro e o intervalo de incerteza definido na etapa anterior. Durante o processo de ajuste manual dos parâmetros, as curvas de vazão simuladas são comparadas com as curvas históricas de vazão observadas em campo. A diretriz geral para um modelo calibrado com sucesso é que os dados simulados se assemelhem muito aos dados observados (BOON *et al.*, 2012).

Por fim, na terceira etapa é realizada a validação do modelo. Com os parâmetros calibrados o modelo é novamente executado e os resultados da simulação são comparados por meio de índices estatísticos com outros eventos que não foram utilizados durante a calibração. Esse processo de verificação determina se as alterações manuais realizadas nos parâmetros através da ferramenta SRTC tiveram os efeitos desejados na precisão do modelo, validando ou não a calibração.

Neste estudo, a análise de sensibilidade e calibração foi realizada para 9 parâmetros (Tabela 16), sendo as porcentagens de incerteza definidas com base nas recomendações de James (2005).

Tabela 16 – Parâmetros de calibração selecionados e incertezas atribuídas.

Categoria	Parâmetro	Incerteza (%)	Ajuste manual realizado (%)
Sub-bacia	Área	10	Sem mudança
	Comprimento	100	-35
	Declividade	10	Sem mudança
	Armazenamento em depressões – permeável	100	+57
	Coefficiente de deflúvio - CN	50	-4
Junções	Elevação do fundo da conexão	10	Sem mudança
	Profundidade da conexão	10	Sem mudança
Canais e condutos	Comprimento	10	Sem mudança
	Coefficiente de rugosidade de Manning	100	+39

Fonte: Preparado pelo autor.

A calibração foi realizada com base em simulação contínua do escoamento a partir da série de precipitação observada. As vazões simuladas foram comparadas com os dados de vazão coletados no exutório da bacia entre setembro de 2017 e janeiro de 2018. Três eventos de precipitação/vazão foram selecionados para calibração e quatro para validação, sendo todos observados durante as estações chuvosas (Tabela 17). Os eventos foram selecionados visando uma distribuição uniforme de duração e estação.

Tabela 17 – Características dos eventos utilizados para calibração e validação da modelo.

Evento	Data e hora		Precipitação Acumulada (mm)	Duração da precipitação (h)	Duração do evento (h)^a	Descrição^b
	Início	Fim				
1	28/09/2017 11:00	01/10/2017 15:00	85.9	21.9	76.0	V, Primavera, longa duração
2	02/10/2017 18:00	03/10/2017 04:00	10.9	1.9	10.0	C, Primavera, curta duração
3	07/10/2017 18:00	09/10/2017 08:00	17.4	4.7	38.0	V, Primavera, longa duração
4	04/11/2017 11:00	04/11/2017 21:00	20.4	2.8	10.0	V, Primavera, curta duração
5	07/12/2017 03:00	07/12/2017 14:00	24.1	1.7	11.0	C, Verão, curta duração
6	20/12/2017 09:00	21/12/2017 12:00	31.5	6.5	27.0	V, Verão, longa duração
7	09/01/2018 05:00	11/01/2018 18:00	404.0	27.2	61.0	C, Verão, longa duração

^a Duração do evento com base na vazão observada.

^b "C" indica que o evento foi utilizado para calibração, "V" indica que o evento foi utilizado para validação; longa duração é utilizada para descrever precipitações maiores que 5h.

Fonte: Preparado pelo autor.

A adequação do modelo aos dados observados foi avaliada por meio das funções de erro: Coeficiente de determinação (R^2), Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), Integral do erro

quadrático (*ISE*) e raiz quadrada do erro médio (*RMSE*). A calibração foi considerada completa quando os dados de vazão simulados para a maioria dos eventos de calibração apresentaram um bom ajuste.

5.2.4 Simulação de cenários futuros

Eventos de chuva futuros estimados para vários períodos de retorno foram utilizados no PSCWMM para verificar a adequação da rede de drenagem de águas pluviais implantada na área de estudo. Chuvas de projeto com período de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos foram construídas utilizando o método de blocos alternados. Geralmente, a rede de drenagem de águas pluviais é projetada com base em eventos de chuva com período de retorno de 2 a 5 anos, devido às restrições de custo e espaço. No entanto, dependendo da importância da área, pode ser projetada para períodos de retorno de 10 ou 25 anos (KUMAR *et al.*, 2021). As chuvas projetadas tiveram duração de 4 horas em intervalos de 5 minutos, sendo adotada esta duração com base na média (3.52 h) das durações dos eventos #2 à #6 selecionados para modelagem. Ressalta-se que os eventos #1 e #7 não foram considerados na estimativa, pois representam eventos extremos, atipicamente observados na bacia. A utilização de chuvas de projeto com duração de 4 horas é recomendada por Van Duin *et al.* (2021) para análise de gestão de águas pluviais em comunidades já estabelecidas. Um estudo realizado por Innocente *et al.* (2018) na sub-bacia vizinha à estudada, demonstra que a utilização do tempo de concentração da bacia hidrográfica (30 a 35 min) subestima o pico e o volume do hidrograma, recomendando o uso do tempo crítico da chuva para garantir a representação do pior cenário, ou seja, maior vazão de pico ou maior volume gerado. Os autores ainda salientam que quando não se conhece o valor crítico da chuva, é preferível extrapolar a duração da chuva de projeto.

As intensidades de precipitação utilizadas para construir as chuvas de projeto atual e futuras foram determinadas a partir das equações de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) geradas por Caprario *et al.* (2022). Conforme recomendado pelos autores, foi adotado o valor médio das intensidades estimadas pelas equações IDF dos modelos HadCM3 e MPHE5 para o cenário de emissão extremo SRES A2. O cenário extremo foi adotado devido este não apresentar diferença significativa nas projeções a curto e médio prazo para a área de estudo, quando comparados ao cenário otimista SRES B1. Três horizontes de tempo de 30 anos foram considerados: 2010-2039 (FC1: Clima Futuro Próximo), 2040-2069 (FC2: Clima Futuro

Intermediário) e 2070-2099 (FC3: Clima Futuro Distante). Além disso, um período de linha de base de 18 anos (2001–2018) foi adotado para estabelecer a referência do clima atual.

A adequação da rede de drenagem de água pluvial atualmente implantada foi verificada comparando os resultados obtidos nas simulações das chuvas de projeto de cenários futuros com os obtidos pela chuva de projeto atual. Os parâmetros selecionados para avaliar a adequação da rede aos eventos extremos futuros foram: o número de junções inundadas, o volume de inundação gerado, e o tempo de sobrecarga dos condutos.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.3.1 Análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo

Os resultados da análise de sensibilidade realizada automaticamente para 9 parâmetros sugerem que apenas o parâmetro Coeficiente de rugosidade de Manning para canais e condutos apresenta elevada sensibilidade na estimativa de vazão de saída da bacia. A sensibilidade do parâmetro indica que este teve maior influência nos resultados do modelo e, portanto, deve ser calibrado com exatidão. Durante o processo de calibração foram identificadas interferências significativas dos parâmetros: armazenamento em depressões para áreas permeáveis, comprimento e *CN* médio das sub-bacias de contribuição, além dos coeficientes de rugosidade para canais e condutos identificado na análise de sensibilidade. Estes parâmetros foram então ajustados manualmente até atingir calibração do modelo (Tabela 16) e posteriormente utilizados para reproduzir a vazão na saída da sub-bacia Córrego Grande para todos os eventos simulados. A Tabela 18 resume as análises estatísticas de cada evento utilizado para calibrar ou validar o modelo neste estudo.

Tabela 18 – Estatísticas de desempenho do modelo por evento de calibração e validação.

Evento	Data ^a	Dado observado		Dado modelado		ISE	NSE	R ²	RMSE
		Vazão máxima (m ³ /s)	Volume Total (m ³)	Vazão máxima (m ³ /s)	Volume Total (m ³)				
1	28/09/2017 - V	1.09	64990	0.56	38670	2.16	0.62	0.91	2.91
2	02/10/2017 - C	0.20	3071	0.14	2442	2.70	0.54	0.77	0.21
3	07/10/2017 - V	0.45	19640	0.41	14270	2.05	0.70	0.88	0.84
4	04/11/2017 - V	0.29	2112	0.23	2641	6.20	0.51	0.69	0.29
5	07/12/2017 - C	0.88	7749	1.08	8003	4.59	0.60	0.82	0.67
6	20/12/2017 - V	0.43	14220	0.53	14530	2.17	0.69	0.91	0.59
7	09/01/2018 - C	12.15	358200	9.63	413400	1.66	0.88	0.90	11.80

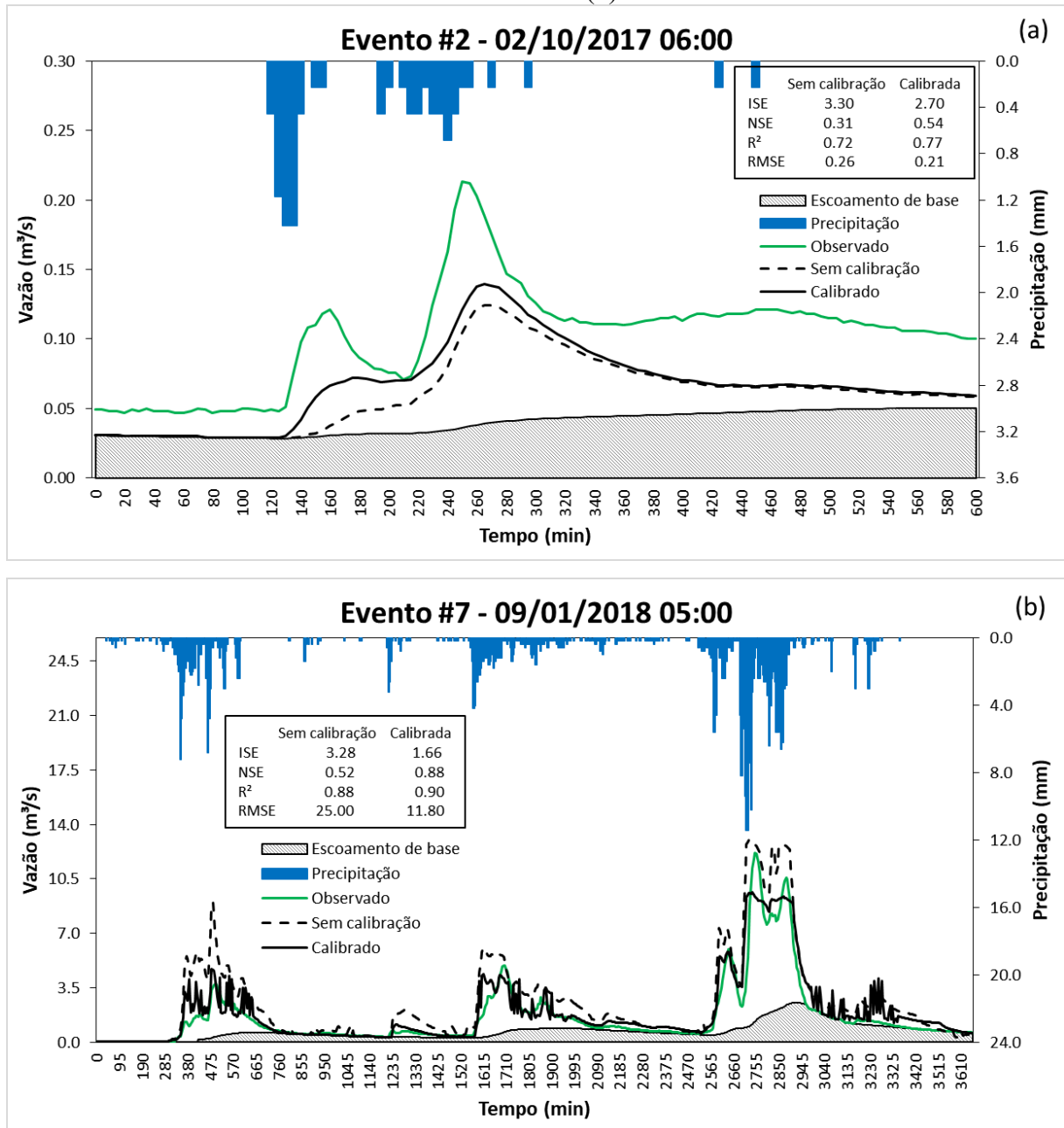
^a "C" indica que o evento foi usado para calibração e "V" indica que o evento foi usado para validação.

Fonte: Preparado pelo autor.

O modelo apresentou um bom desempenho na reprodução da vazão no exutório da área de estudo para os eventos de calibração e validação, com valores médios de R^2 superior a 0.80 e NSE superior à 0.65, mesmo com eventos tão distintos. Com exceção do Evento #4, que apresentou adequabilidade boa, todos os outros eventos apresentaram adequabilidade do modelo excelente ($ISE \leq 6$) para aplicação no planejamento e projeto final de sistemas de drenagem urbano. Isso indica a capacidade do modelo em representar o processo chuva-vazão na sub-bacia Córrego Grande. Em geral, o desempenho do modelo pode ser julgado como satisfatório para $R^2 > 0.6$, $NSE > 0.5$ e $ISE \leq 6$ (MORIASI *et al.*, 2015; SHAMSI; KORAN, 2017). Além disso, os valores baixos do $RMSE$, com exceção do Evento #7, confirmam a confiabilidade do modelo em prever vazões próximas das observadas. De acordo com Binesh *et al.* (2019) quanto mais próximo de zero estiver o valor do $RMSE$, mais preciso será o modelo ao simular a condição real. Apesar do Evento #7 ter apresentado um valor elevado de $RMSE$, este superestimou o volume total de vazão em apenas 15%. Já o Evento #1 que apresentou o segundo maior valor de $RMSE$, subestimou o volume total de vazão em aproximadamente 40%, sugerindo a existência de alguma contribuição externa significativa.

Os hidrogramas comparando a vazão modelada e observada para o Evento #2 (pior conjunto de valores R^2 , NSE e ISE) e Evento #7 (melhor conjunto de valores R^2 , NSE e ISE) são mostrados na Figura 21. Os hidrogramas para todos os outros eventos são apresentados no Apêndice D.

Figura 21 – Hidrogramas comparando a vazão modelada e observada para Evento#2 (a) e Evento #7 (b).



Fonte: Preparado pelo autor.

Várias fontes de erro podem ter influenciado a qualidade da calibração do modelo, como por exemplo, erros de medição nos dados de entrada, distribuição da precipitação, ausência de dados de escoamento subterrâneo, contribuições externas do sistema de esgoto, ou mesmo escolha dos métodos de simulação dos processos físicos. É possível que a calibração tenha sido afetada por erros de medição nos dados de vazão fluvial observados. Existe uma discrepância significativa entre os dados simulados e observados no Evento #1, a

qual não ocorreu em tal extensão nos outros eventos simulados. A vazão de pico foi subestimada em quase 50%, apesar de apresentar hidrograma com formato semelhante ao observado. Destaca-se que a série monitorada apresenta muitas falhas e a vazão média do Rio Córrego Grande é na maior parte do tempo muito baixa aproximadamente 0,06 m³/s (SCHMITZ, 2018), dificultando o monitoramento com equipamentos convencionais em períodos de estiagem. No entanto, necessita de maiores investigações para elucidar as causas das diferenças encontradas. Os dados pluviométricos utilizados foram monitorados em uma estação localizada a 1 km distante do exutório da bacia, podendo não representar adequadamente a precipitação ocorrida na cabeceira, propagando erros na modelagem. De acordo com Myers *et al.* (2021), a precipitação tem um impacto significativo na estimativa do escoamento superficial, sendo praticamente impossível obter uma medida precisa e exata desta. A separação da vazão de base do hidrograma total também não representa fielmente o processo de escoamento subterrâneo, havendo muitas simplificações nas estimativas. De acordo com Hossain *et al.* (2019), a separação da vazão de base é uma ciência inexata, em que o escoamento direto e a vazão de base são processos parcialmente relacionados, com tempo, duração e magnitude muito distintos. No entanto, os autores destacam a importância da inclusão da vazão de base em modelagens hidrológicas a fim de entender os vários processos que governam a geração de fluxos dentro de uma bacia.

Outra possível fonte de erro foi à desconsideração de contribuições externas vindas da ligação irregular do sistema de esgoto na rede de drenagem de água pluvial. Em campo foram verificados vários lançamentos irregulares, no entanto não há dados disponíveis para levantar tal contribuição. Ressalta-se que em 2021, a Prefeitura Municipal de Florianópolis juntamente com a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN foram condenadas por meio de Ação Civil Pública (5023570-43.2021.4.04.0000/SC) a proceder à recuperação (despoluição) da qualidade dos elementos hídricos localizados no Bairro Córrego Grande. Uma das medidas determinadas é o lacre de todas as canalizações irregulares de despejo de esgotos e de extravasamento de efluentes em cursos d'água e no sistema de drenagem pluvial. Por fim, é possível que a calibração tenha sido afetada pela escolha dos métodos de simulação dos processos físicos. Por exemplo, foi adotado o Método SCS-CN para estimar os processos de infiltração, dependendo diretamente da classificação hidrológica do solo, das condições antecedentes de umidade e da cobertura do solo. Ressalta-se que o método não tem bom desempenho em áreas florestais, tendendo a superestimar o volume escoado, principalmente para eventos de maior magnitude (PONCE; HAWKINS, 1996;

CUNHA et al., 2015). A distribuição espacial das propriedades físicas de uma bacia afeta diretamente a saída do modelo hidrológico, principalmente em relação ao escoamento gerado (taxa e volume), tempo de pico e perdas por infiltração ou evapotranspiração (FAN *et al.*, 2021). No estudo realizado por Fan *et al.*(2021), os valores de escoamento apresentaram maior sensibilidade à resolução espacial do uso da terra, quando comparados a mudanças no tamanho das células do MDE. Segundo os autores, isso ocorre porque o parâmetro CN utilizado pelo modelo SCS é avaliado diretamente com base no uso da terra. Desta forma, embora seja desejado um tamanho fino de célula para o MDE, a resolução do uso da terra apresenta maior influência no processo de modelagem, requerendo maior detalhamento e acurácia em relação à condição real da área. Fan *et al.* (2021) menciona ainda que MDE com células menores que 100m não geram diferenças significativas na modelagem hidrológica de bacias hidrográficas, considerando o mesmo mapa de uso da terra. No entanto, Chaplot (2005) e Reddy e Reddy (2015) recomendam a utilização de MDE com resolução mínima de 50m para obter melhores resultados na modelagem do escoamento superficial e produção de sedimentos.

Apesar de todas as fontes de erro associadas à simulação, o modelo construído conseguiu representar, dentro das limitações, a dinâmica hidrológica que ocorre na bacia. A reprodução da vazão no exutório tanto no processo de calibração como na validação apresentaram valores satisfatórios e, portanto, atribuíram confiabilidade e veracidade ao modelo.

5.3.2 Simulação de cenários futuros e adequação da rede

Antes de verificar a adequação do sistema de drenagem, a precipitação projetada foi avaliada para determinar os impactos das mudanças climáticas ao longo do tempo. Diferenças na intensidade de precipitação (Tabela 19) foram encontradas entre o período da linha de base (2001-2018) e os cenários projetados para o futuro próximo (2010-2039), intermediário (2040-2069) e distante (2070-2099).

Tabela 19 – Mudanças projetadas na intensidade de precipitação (mm/h) para eventos de chuva com duração de 4h e diferentes períodos de retorno.

Período de retorno (anos)	Atual	FC1	FC2	FC3
	2001 - 2018	2010-2039	2040-2069	2070-2099
2	21.56	22.61	23.83	26.27
5	24.74	25.05	25.91	29.26
10	27.45	27.41	28.36	32.02
25	31.49	30.88	31.94	36.07

Fonte: Preparado pelo autor.

Em geral, a intensidade média da precipitação (\pm desvio padrão) aumentou gradualmente de 26.49 ± 3.52 mm/h para aproximadamente 30.91 ± 4.17 mm/h no futuro próximo e distante, respectivamente. Comparando com o período da linha de base, as menores mudanças nas intensidades de precipitação foram encontradas no futuro próximo. Reduções de 0.13% e 1.95% nas intensidades projetadas para os períodos de retorno de 10 e 25 anos, respectivamente, foram observadas. Ressalta-se que o cenário projetado para o futuro próximo engloba 9 anos do intervalo de tempo da linha de base, sobrepondo os dados e deixando as estimativas para ambos os cenários semelhantes. Desconsiderando a sobreposição dos intervalos, um aumento gradual da intensidade de precipitação até o final do século foi verificado. Este resultado indica um potencial aumento de eventos de inundação na área de estudo.

A fim de verificar a adequação da rede de drenagem de águas pluviais na área de estudo, os resultados das simulações utilizando os cenários de precipitação atual e futuros foram comparados em termos de número de junções inundadas, volume total gerado, e tempo de sobrecarga dos condutos (Tabela 20). Pelas simulações foi identificado condições de inundação em no máximo 07 das 103 junções definidas na área de estudo. Embora o número de locais afetados por inundações não mude significativamente entre os cenários de precipitação, esses locais sofrerão um aumento no volume de inundação, chegando a triplicar o valor até o final do século. Em relação aos condutos trabalhando sob pressão, na maioria dos cenários simulados apenas 09 dos 103 trechos apresentaram sobrecarga. O tempo médio de sobrecarga não apresentou grandes variações ao longo das simulações, sendo elevado em no máximo 12 min até o final do século. Ressalta-se que a sobrecarga dos condutos, principalmente de trechos sequenciais, eleva o risco de transbordamento, causando inundações localizadas, além de reduzir a vida útil da infraestrutura implantada.

Destaca-se ainda, que a simulação não considera dentro dos períodos de projeção a evolução da urbanização, isto é, a simulação hidrológica considera cenários futuros de clima e

situação atual de uso e ocupação da terra. Portanto, as falhas no sistema representadas na simulação para períodos futuros apresentam uma condição branda, que poderá ser intensificada com o processo de expansão urbana não controlada e planejada.

Tabela 20 – Comparação das simulações de vazão realizadas para o cenário atual e cenários futuros de precipitação projetados para períodos de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos.

Cenário climático	Período de retorno (anos)	Nº de junções inundadas	Volume total inundado (m ³)	Nº de condutos sobrecarregados	Tempo médio de sobrecarga (min)
Atual	2	4	101.2	7	38
	5	6	263.4	9	36
	10	6	423.3	9	43
	25	7	745.2	9	50
Futuro próximo	2	4	140.2	8	35
	5	6	293.4	9	38
	10	7	435.4	9	44
	25	7	712.2	9	50
Futuro intermediário	2	4	191.2	9	33
	5	6	359.3	9	41
	10	7	520.3	9	47
	25	7	840.2	9	52
Futuro distante	2	6	344.3	9	40
	5	7	566.3	9	48
	10	7	812.2	9	51
	25	7	1236.0	10	59

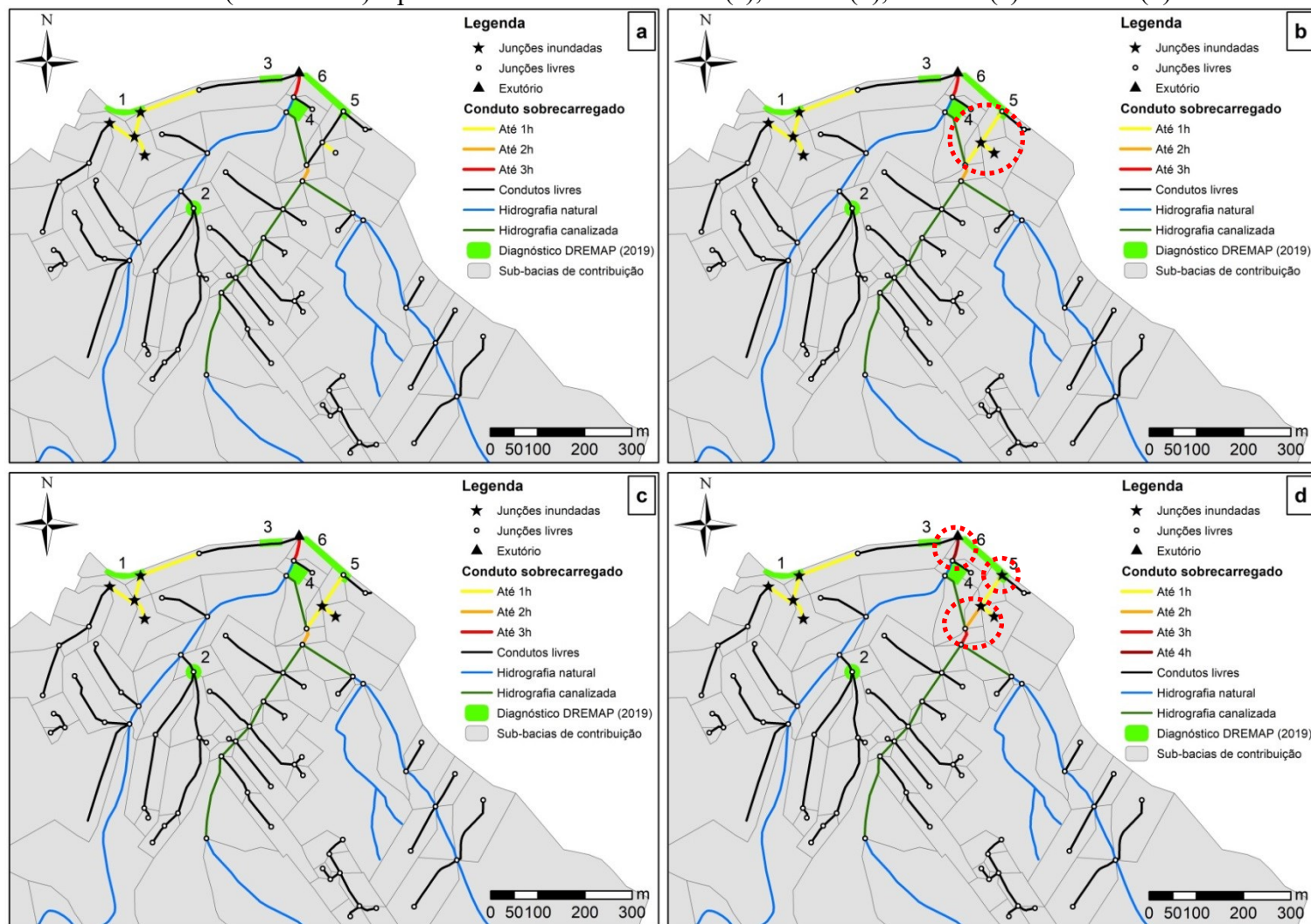
Fonte: Preparado pelo autor.

Os resultados gerais indicam que, como esperado, à medida que o período de retorno das precipitações aumenta, há um aumento no volume de inundação. Estes resultados corroboram com uma série de estudos de mudanças climáticas que discutem o aumento do risco de precipitações intensas no futuro e a exposição das infraestruturas atualmente vulneráveis a inundações ainda mais intensas (KIM *et al.*, 2017; SALDARRIAGA *et al.*, 2020; KUMAR *et al.*, 2021). Quando os resultados da modelagem são comparados com os pontos de inundações recorrentes relatados pela comunidade local (Anexo A), os pontos reportados são localizados em sua maioria junto com as junções inundadas e condutos sobrecarregados (Figura 22), expressando o desempenho adequado da modelagem hidrológica e hidráulica realizada. Os pontos 2 e 3 reportados por DREMAP (2019) não apresentam correspondência com a simulação, sendo a causa dos alagamentos diagnosticada como: áreas com água parada devido à impermeabilização, excesso de chuva e quantidade insuficiente de estruturas de captação na rede de drenagem pluvial implantada. Ressalta-se que para a construção do modelo é necessária a simplificação da rede de drenagem, incluindo apenas a tubulação principal e junções onde ocorrem mudanças de diâmetro ou conexão com outra

rede. Desta forma, o modelo não é sensível à representação de alagamentos em estruturas de captação, desconsiderando a distribuição das bocas de lobo e possíveis obstruções por resíduo sólido ou de varrição. Pela comparação com o diagnóstico foi possível ainda confirmar a ocorrência de inundação fluvial no último trecho da macrodrenagem, onde se verifica a sobrecarga da seção transversal do canal natural, a qual extravasa para o pátio do estacionamento ao lado do córrego. A espacialização das junções inundadas durante as simulações dos cenários de precipitação atual e futuro distante, para os períodos de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos, são apresentadas nas Figuras 22 e 23, respectivamente. As diferenças entre os mapas para cada cenário de precipitação estão destacadas em vermelho, sempre considerando como referência o período de retorno anterior. Os resultados das simulações para os outros cenários futuros podem ser encontrados nos Apêndices E e F.

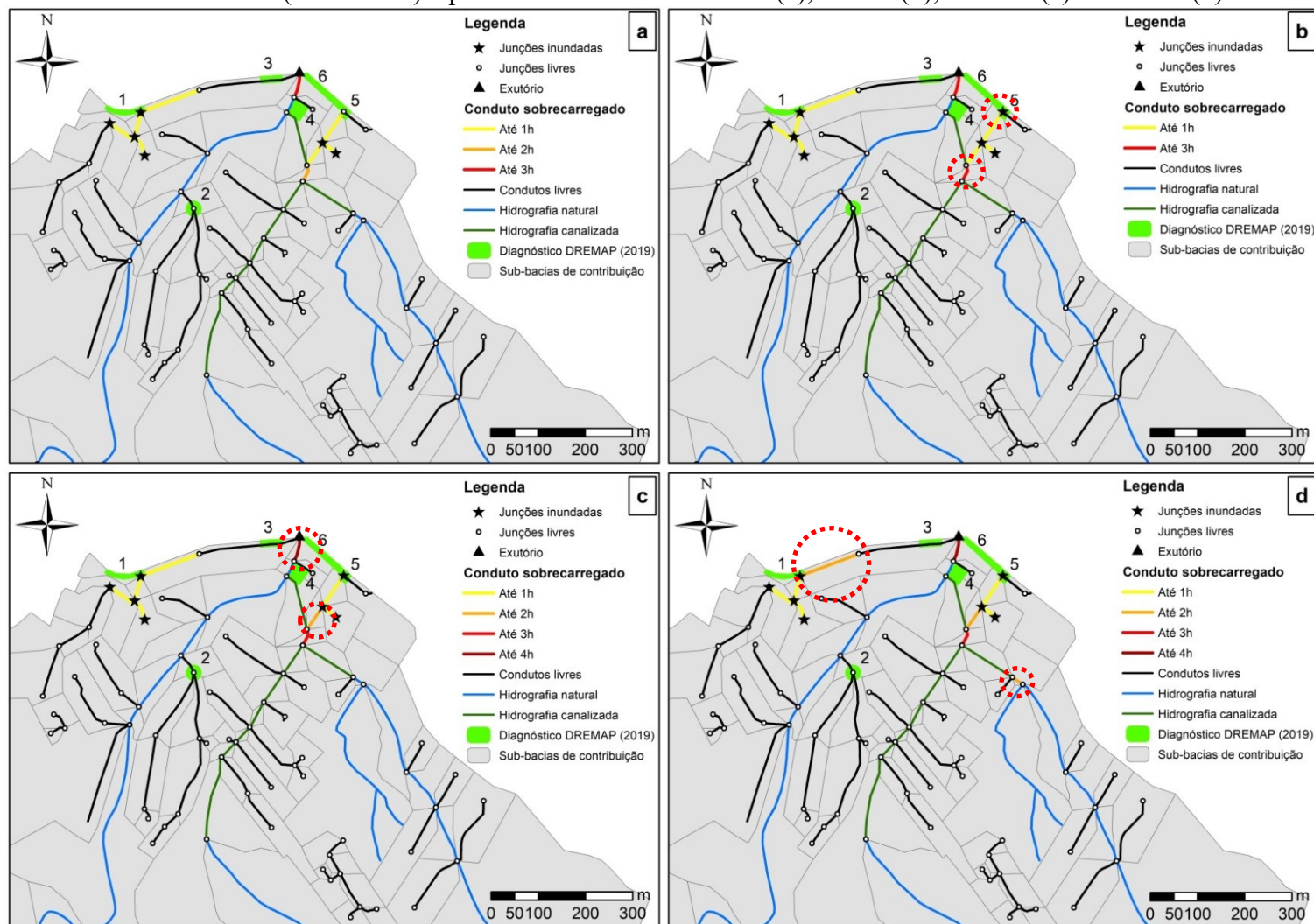
A comparação das junções inundadas e condutos sobrecarregados espacializados nas Figuras 22 e 23 indica que os danos induzidos por chuvas de projeto com período de retorno de 10 anos no cenário atual, provavelmente serão causados no futuro distante por chuvas de projeto com período de retorno de apenas 2 anos. Isso destaca a necessidade de atenção especial ao sistema de manejo de águas pluviais da área de estudo, uma vez que a área se encontra em expansão urbana continuada desde 2016, com a construção de vários empreendimentos residenciais e comerciais nas regiões planas próximo ao exutório da sub-bacia. A manutenção adequada da rede de drenagem deve ser feita rotineiramente, removendo a vegetação ou mesmo resíduos de varrição que bloqueiam as entradas das bocas de lobo. A construção de qualquer novo trecho de drenagem, ou readequação dos trechos existentes, deve levar em consideração os resultados aqui apresentados, a fim de que possam lidar com futuros eventos de precipitação. Por fim, recomenda-se o uso de unidades de armazenamento e infiltração, como as técnicas compensatórias, a fim de reduzir a vazão de pico do escoamento e adaptar o sistema para as condições climáticas futuras. A limitação da vazão de novos parcelamentos na área é fundamental para reduzir a amplificação dos danos no futuro.

Figura 22 – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação atual (2001 -2018) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).



Fonte: Preparado pelo autor.

Figura 23 – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro distante (2070-2099) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).



Fonte: Preparado pelo autor.

5.4 CONCLUSÕES

Este estudo explorou o impacto das mudanças climáticas em chuvas de projeto e conseqüentemente, seus efeitos na ocorrência de inundações urbanas em uma sub-bacia localizada na cidade de Florianópolis - Brasil. A vazão para o sistema de drenagem foi simulada usando dados de precipitação projetados com período de retorno de 2, 5, 10 e 25 anos, estabelecendo várias condições futuras de desempenho do sistema de manejo de águas pluviais. A fim de completar o balanço hídrico e calibrar o modelo com dados de vazão fluvial foi incluída uma série de vazão de base como entrada no sistema, representando a vazão normal do rio devido à contribuição da água subterrânea.

O modelo apresentou um bom desempenho na reprodução da vazão no exutório da área de estudo para os eventos simulados após a calibração dos parâmetros: armazenamento em depressões para áreas permeáveis, comprimento e *CN* médio das sub-bacias de contribuição, e Coeficientes de rugosidade de Manning para canais e condutos. A qualidade da calibração dos parâmetros atingiu valores médios de R^2 superior a 0.80 e *NSE* superior à 0.65, mesmo com a diversidade dos eventos. A representação do processo chuva-vazão obteve adequabilidade excelente ($ISE \leq 6$) para aplicação do modelo no planejamento e projeto final de sistemas de drenagem urbana. Além disso, os valores baixos do *RMSE* confirmaram a confiabilidade do modelo em prever vazões próximas das observadas.

A intensidade média de precipitação das chuvas de projeto teve um aumento gradual de 26.49 ± 3.52 mm/h para aproximadamente 30.91 ± 4.17 mm/h no futuro próximo e distante, respectivamente. Este resultado indica um potencial aumento de eventos de inundação na área de estudo, com pequenas alterações no número de junções inundadas, mas um aumento significativo no volume de inundação, triplicado o montante até o final do século. Entretanto, estes resultados desconsideram o aumento da urbanização, que se for feita com drenagem convencional, impulsionará um aumento significativo dos volumes de escoamento podendo amplificar os pontos de inundação. Os resultados gerais indicam que à medida que o período de retorno das precipitações aumenta, há um aumento no volume de inundação. Com isso, espera-se que eventos extremos se tornem cada vez mais fortes e frequentes, levando a exposição das infraestruturas atualmente vulneráveis a inundações ainda mais intensas.

Os resultados indicam que os danos induzidos por chuvas de projeto com período de retorno de 10 anos no cenário atual, provavelmente serão causados no futuro distante por

chuvas de projeto com período de retorno de apenas 2 anos. Isso destaca a necessidade de atenção especial ao sistema de manejo de águas pluviais da área de estudo, melhorando o desempenho do sistema para enfrentar tanto as condições climáticas atuais como as futuras. No entanto, é importante ressaltar que a simplificação da rede de drenagem para entrada no modelo, afeta a sensibilidade de representação de alagamentos nas estruturas de captação, desconsiderando a distribuição das bocas de lobo e possíveis obstruções por resíduo sólido ou de varrição. As conclusões deste estudo encorajam os municípios a considerar o impacto das mudanças climáticas no planejamento e projeto de infraestruturas de drenagem de águas pluviais, garantindo que estas funcionem efetivamente no futuro.

Para estudos futuros, os esforços de pesquisa podem se concentrar na calibração do modelo com dados de vazão monitorados nos exutórios do sistema de manejo de água pluvial. Isso se faz necessário a fim de avaliar a influência do escoamento de base no sistema e os processos que governam a geração de fluxos dentro da bacia. Além disso, é recomendada a utilização de séries de precipitação monitoradas em mais de um ponto dentro da área de estudo, permitindo uma representação adequada da distribuição da precipitação dentro de cada sub-bacia de contribuição. Outra fonte a ser considerada para um melhor desempenho do modelo seria incluir as contribuições externas vindas de ligações irregulares do sistema de esgoto na rede de drenagem de água pluvial. Esta informação pode ser obtida pelo monitoramento da vazão em períodos secos nos exutórios do sistema de manejo de água pluvial. Por fim, devem-se concentrar esforços no monitoramento contínuo e na consistência dos dados de precipitação e vazão, reduzindo as fontes de erro e melhorando a qualidade de calibração do modelo. O município deve minimamente monitorar a vazão de seus corpos hídricos nos exutórios de todas as bacias, a fim de permitir estudos mais acurados e compor um plano de gestão de riscos considerando às mudanças climáticas.

6 ÍNDICE DE RESILIÊNCIA À INUNDAÇÃO PLUVIAL – UMA FERRAMENTA PARA APOIAR O PLANEJAMENTO E A ADAPTAÇÃO DAS CIDADES

Referência: CAPRARIO, Jakcemara; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Índice de Resiliência à Inundação Pluvial – Uma ferramenta para apoiar o planejamento e a adaptação das cidades. **Não publicado.** O conteúdo deste capítulo será submetido para a revista **Landscape and Urban Planning**.

A resiliência é um atributo que pode trazer métricas mais adequadas para a avaliação de práticas sustentáveis de manejo pluvial e adaptação das cidades em todo o mundo. A ocorrência de eventos extremos de precipitação, combinados com a complexidade das cidades modernas, intensificam o estresse das infraestruturas urbanas. Essa situação indica a necessidade de mudar a estratégia de gestão e planejamento, considerando abordagens mais amplas que incluam os impactos das mudanças climáticas ao longo do tempo. No contexto das inundações urbanas, a resiliência representa a capacidade da cidade de resistir a um estresse ao longo do tempo, se adaptando e mantendo o funcionamento contínuo dos serviços. No entanto, para tornar a resiliência útil no processo de planejamento e tomada de decisão, é importante desenvolver ferramentas que permitam sua medição e análise. Nesse sentido, o presente estudo propõe uma ferramenta denominada Plu-FRI (Pluvial Flooding Resilience Index – Índice de Resiliência à Inundação Pluvial), para medir quantitativamente e mapear a resiliência à inundação pluvial em pequenas áreas de contribuição urbana. O índice combina seis parâmetros que representam a capacidade de adaptação da área de contribuição e da infraestrutura de drenagem, e dois estressores climáticos externos que variam ao longo do tempo. O Plu-FRI foi testado com sucesso na região urbanizada da sub-bacia Córrego Grande, Florianópolis – Brasil. Os resultados deste estudo revelaram o seguinte:

- A ferramenta apresentou resultados promissores, destacando seu potencial em fornecer uma avaliação quantitativa da resiliência às inundações pluviais de forma simples, rápida e de baixo custo.
- A espacialização do índice torna possível uma fácil comunicação dos resultados, obtendo uma visão geral da área analisada e potencializando a identificação de regiões que necessitam de priorização de investimentos públicos.
- A flexibilidade e fácil replicação permite o uso em diferentes âmbitos

espaciais, desde uma simples área de contribuição, até um bairro ou município.

- A inclusão da variabilidade climática de precipitação como um estressor externo demonstrou relevância para a gestão sustentável das águas pluviais, garantindo que a cidade e os serviços urbanos mantenham as funções essenciais quando confrontados com eventos extremos.
- A aplicação do Plu-FRI na sub-bacia Córrego Grande demonstrou a utilidade e potencial de exploração da ferramenta, identificando a redução da resiliência das áreas de contribuição ao longo do tempo.
- O Plu-FRI apresentou grande variabilidade no índice de resiliência entre os horizontes climáticos, principalmente em relação ao futuro distante, onde aproximadamente 38% das áreas de contribuição foram classificadas com índice crítico de resiliência.
- Os resultados da espacialização corroboraram com estudos recentes que defendem a descentralização da infraestrutura como forma de incrementar a resiliência do sistema de manejo de águas pluviais, apresentando valores altos de resiliência em trechos com poucos elementos interligados.
- A ferramenta Plu-FRI apresentou representativa concordância entre os valores calculados e os dados obtidos com robustos modelos hidrológicos e hidráulicos, não demandando extensas séries de dados monitorados ou grandes investimentos tecnológicos.
- O Plu-FRI deve ser utilizado como ferramenta de decisão complementar, sendo considerada no processo de planejamento e tomada de decisão em conjunto com outras informações, como mapas de inundação e zoneamento urbano.

6.1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a sociedade tem se tornado cada vez mais consciente dos desafios relacionados ao clima. As mudanças climáticas têm demonstrado influência direta sobre o ciclo hidrológico, aumentando a probabilidade de eventos climáticos extremos, como secas e inundações, em muitas regiões do planeta (BERTILSSON *et al.*, 2019). As alterações na

frequência e intensidade das precipitações combinadas com o aumento da complexidade das cidades e rápida urbanização aumentam a pressão nas sociedades, trazendo grandes desafios ao planejamento e gestão urbana (BORBOR-CORDOVA *et al.*, 2020; BARREIRO *et al.*, 2021). Entre os principais desafios destaca-se o aumento na ocorrência de inundações, intensificando o estresse das infraestruturas e potencializando perdas econômicas e problemas de saúde e segurança pública (LI *et al.*, 2022; BAKSHIPOUR *et al.*, 2021). A ocorrência de eventos extremos não pode ser evitada, mas podemos evitar que eles se tornem desastres. Nesta discussão, o sistema de manejo de águas pluviais desempenha um papel crucial, equilibrando as necessidades do ambiente e as demandas urbanas (BERTILSSON *et al.*, 2019).

Os sistemas de manejo de águas pluvial são essenciais na prevenção de inundações, ajudando a desviar o excesso de chuva que escorre de superfícies impermeáveis para cursos de água vizinhos (GARSHASBI *et al.*, 2022), ou retornando ao ambiente por infiltração por meio da abordagem de drenagem sustentável (REZENDE *et al.*, 2019a). Contudo, gerenciar as águas pluviais a partir da perspectiva incerta das mudanças climáticas é um grande desafio, principalmente para os países em desenvolvimento que na maioria das vezes trabalham com limitações orçamentárias (BAKSHIPOUR *et al.*, 2021). As práticas tradicionais de drenagem de águas pluviais urbanas são focadas em medidas de fim de tubo. No entanto, a simples adaptação das dimensões da rede às novas condições de drenagem torna-se um problema ao longo do tempo, apenas transferindo as inundações à jusante (REZENDE *et al.*, 2020). Essa situação indica a necessidade de mudar a estratégia de gestão de águas pluviais, considerando abordagens mais amplas que incluam os impactos de longo prazo (BERTILSSON *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2019a). A abordagem da resiliência lida com incertezas futuras e está diretamente relacionada com a capacidade de um sistema absorver e se adaptar a um estressor extremo (KOTZEE; REYERS, 2016; ZANETTI *et al.*, 2016).

Atualmente, a resiliência é um tema de discussão presente na maioria dos estudos urbanos. No entanto, seu conceito pode ter diferentes interpretações, dependendo do campo de aplicação. O termo resiliência foi introduzido pela primeira vez em 1973 no campo da ecologia (MATTOS *et al.*, 2021), e desde então tem sido empregado nas mais diversas áreas de conhecimento, encontrando popularidade nos campos das ciências dos materiais, engenharia urbana, sociologia, psicologia e geografia (REZENDE *et al.*, 2019a). Holling (1973, 1996) definiu a resiliência de um sistema de duas maneiras diferentes: (1) com base na engenharia e (2) com base na ecologia. A resiliência de engenharia tem foco na eficiência e

estabilidade, sendo caracterizada pela resistência à perturbação e a velocidade de retorno ao equilíbrio. Já a resiliência ecológica é definida de forma dinâmica, aceitando diferentes possibilidades de equilíbrio, sendo sua principal característica a capacidade de absorver a magnitude da perturbação antes da alteração da estrutura. Há vários esforços no sentido de fusão dos conceitos. Sayers *et al.* (2013) define resiliência como a capacidade de um indivíduo, comunidade, cidade ou nação de resistir, absorver ou se recuperar de um choque e se adaptar à mudança de maneira eficiente. Meerow *et al.* (2016) definem a resiliência no contexto urbano como “a capacidade dinâmica do sistema urbano, em todos os aspectos que o constituem, de manter, retornar, adaptar ou transformar rapidamente suas funções diante de um distúrbio ou mudança que limite suas possibilidades atuais ou futuras”.

Ainda no contexto urbano, Keating *et al.* (2017) define resiliência a desastres como “a capacidade de um sistema, comunidade ou sociedade de perseguir seus objetivos de desenvolvimento e crescimento social, ecológico e econômico enquanto gerencia seu risco de desastres ao longo do tempo de forma mutuamente reforçada”. Direcionando o conceito de resiliência para o contexto das inundações urbanas, Miguez e Veról (2017) definem resiliência como “a capacidade da cidade se adaptar para enfrentar eventos de inundação, com perdas menores e ênfase na recuperação”. Rezende *et al.* (2019a) complementam juntando os conceitos de resiliência na engenharia e ecologia, definindo resiliência à inundação como “a capacidade da cidade de resistir às inundações ao longo do tempo, sendo capaz de se adaptar e continuar funcionando, mesmo sob condições de estresse, e de recuperar rapidamente de perdas materiais”, sendo este conceito adotado no presente estudo. A resiliência à inundação é essencial para a integridade dos sistemas sócio-hidrológicos. Sua abordagem em ambientes urbanos envolve múltiplas intervenções espaciais e temporais, sendo necessária uma gestão setorial descentralizada, ascendente e flexível (BARREIRO *et al.*, 2021; REZENDE *et al.*, 2020). No entanto, para tornar a resiliência útil no processo de planejamento territorial e tomada de decisão, é importante desenvolver ferramentas que permitam sua quantificação e análise (BERTILSSON *et al.*, 2019).

Algumas das ferramentas que têm sido utilizadas para medir a resiliência em áreas urbanas incluem o uso de modelos hidrodinâmicos (BARREIRO *et al.*, 2021; MATTOS *et al.*, 2021; LEE; KIM, 2017; MUGUME *et al.*, 2015), mapeamento de múltiplos cenários (BERTILSSON *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2019a; MIGUEZ *et al.*, 2018; FU; WANG, 2018), análise de multicritérios (GARSHASBI *et al.*, 2022; BAKSHIPOUR *et al.*, 2021; LIANG *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2020; MIGUEZ; VERÓL, 2017; BIRGANI;

YAZDANDOOST, 2016), métricas (CARDOSO *et al.*, 2020; Oliver *et al.*, 2019) e substitutos de resiliência (JARAMILLO *et al.*, 2018). Devido à falta de dados monitorados, infraestrutura tecnológica deficiente e baixa capacitação dos gestores públicos, principalmente em países em desenvolvimento, essas ferramentas permanecem subutilizadas (KOTZEE; REYERS, 2016). Há, portanto, a necessidade de métodos práticos e quantitativos para medir a resiliência em áreas urbanas. Os índices compostos oferecem um caminho potencial para lidar com a natureza multivariada e complexa dessas interações. Um índice composto agrega matematicamente um conjunto de indicadores individuais para fornecer uma medida sintética de um atributo de um sistema (REZENDE *et al.*, 2019a). De acordo com Kotzee e Reyers (2016) os índices são cada vez mais utilizados para facilitar a comunicação entre cientistas, formuladores de política e o público.

Algumas poucas estruturas com base em indicadores foram desenvolvidas com o objetivo de quantificar a resiliência à inundação em áreas urbanas. Batica e Gourbesville (2014) desenvolveram a estrutura FRI (Flood Resilience Index) para avaliar a resiliência às inundações utilizando cinco indicadores que refletem as dimensões naturais, físicas, econômicas e institucionais do sistema urbano. O índice foi aplicado na região central da cidade de Nice, França. Os autores concluem que a abordagem pode transformar a estrutura do sistema urbano existente, criando uma estrutura que aceita a água com danos mínimos, capaz de se recuperar e manter o funcionamento em curto prazo. Kotzee e Reyers (2016) apresentaram um índice composto para medir e mapear a distribuição espacial dos níveis de resiliência à inundação em uma área. A ferramenta, também denominada FRI (Flood Resilience Index), é composta por 24 indicadores, cobrindo aspectos sociais, ecológicos, infraestruturais e econômicos. O índice foi aplicado em três municípios da África do Sul. Os autores concluíram que os menores valores de resiliência à inundação são encontrados na periferia das cidades, onde também são verificados os menores índices de resiliência social, econômica e ecológica. Rezende *et al.* (2019b) também propuseram um índice composto para medir quantitativamente a resiliência urbana às inundações, apresentando os resultados espacializados em mapas. A estrutura UFRI (Urban Flood Resilience Index) considera a combinação de um modelo hidrodinâmico e 7 indicadores socioeconômicos. O índice foi aplicado em uma bacia hidrográfica urbana no Rio de Janeiro, Brasil. Os autores demonstraram que o mapeamento da resiliência pode ser utilizado como ferramenta de apoio à hierarquização das intervenções, definindo os locais que produzem os maiores impactos no sistema.

Embora várias ferramentas para quantificar a resiliência tenham sido desenvolvidas, principalmente na última década, o sistema de manejo de águas pluviais pouco tem sido abordado (CARDOSO *et al.*, 2020). Esta é uma lacuna importante, particularmente necessária em países em desenvolvimento, visando o enfrentamento aos eventos extremos associados aos impactos das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que lida com o crescente processo de urbanização e alteração do sistema sócio-hidrológico (JARAMILLO *et al.*, 2018). Neste contexto, o presente estudo propõe um novo índice composto denominado Plu-FRI (Pluvial Flooding Resilience Index – Índice de Resiliência à Inundação Pluvial), para medir quantitativamente e mapear a resiliência à inundação pluvial em pequenas áreas de contribuição urbana. Para atingir este objetivo, este estudo adota como base a combinação dos procedimentos metodológicos propostos por Zanetti *et al.* (2016), Jaramillo *et al.* (2018) e Rezende *et al.* (2019b). O índice foi projetado para combinar facilidade e baixo custo de aplicação com uma avaliação quantitativa simplificada, mas fisicamente sensível dos parâmetros que influenciam a resiliência à ocorrência de inundações pluviais espacializada em áreas urbanas. O Plu-FRI foi aplicado na região urbanizada de uma sub-bacia hidrográfica no sul do Brasil, a qual apresenta dados de simulação hidrodinâmica da rede de drenagem pluvial frente a projeções climáticas, permitindo a comparação dos resultados. O índice proposto é uma ferramenta de diagnóstico para avaliar a resiliência natural e infraestrutural de pequenas áreas de contribuição à drenagem pluvial no contexto das mudanças climáticas e está especialmente focado nos impactos da infraestrutura crítica. Pode apoiar a fase de planejamento e tomada de decisões quanto à preparação de estratégias de adaptação em resposta às mudanças climáticas, identificando áreas frágeis que merecem atenção especial, permitindo um diagnóstico afinado em termo de gestão das águas pluviais.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste estudo foi adotado o conceito de que a resiliência é dependente da capacidade adaptativa de um sistema e de sua vulnerabilidade a um estressor externo (JARAMILLO *et al.*, 2018). Desta forma, o índice Plu-FRI foi desenvolvido para avaliar a resiliência de pequenas áreas de contribuição urbana às inundações pluviais ao longo do tempo. Define-se como área de contribuição toda a superfície do terreno que contribui com o escoamento de água para um determinado ponto da rede de manejo pluvial. A delimitação das áreas de contribuição pode considerar a rede de manejo de água pluvial implantada, a topografia do

terreno, a delimitação dos lotes e a área de influência de 45° a partir da esquina da quadra ou poço de visita adotado como exutório. A aplicação do índice para várias áreas de contribuição em uma determinada região urbana permite construir mapas de resiliência, identificando áreas prioritárias de planejamento e alocação de rubricas orçamentárias futuras.

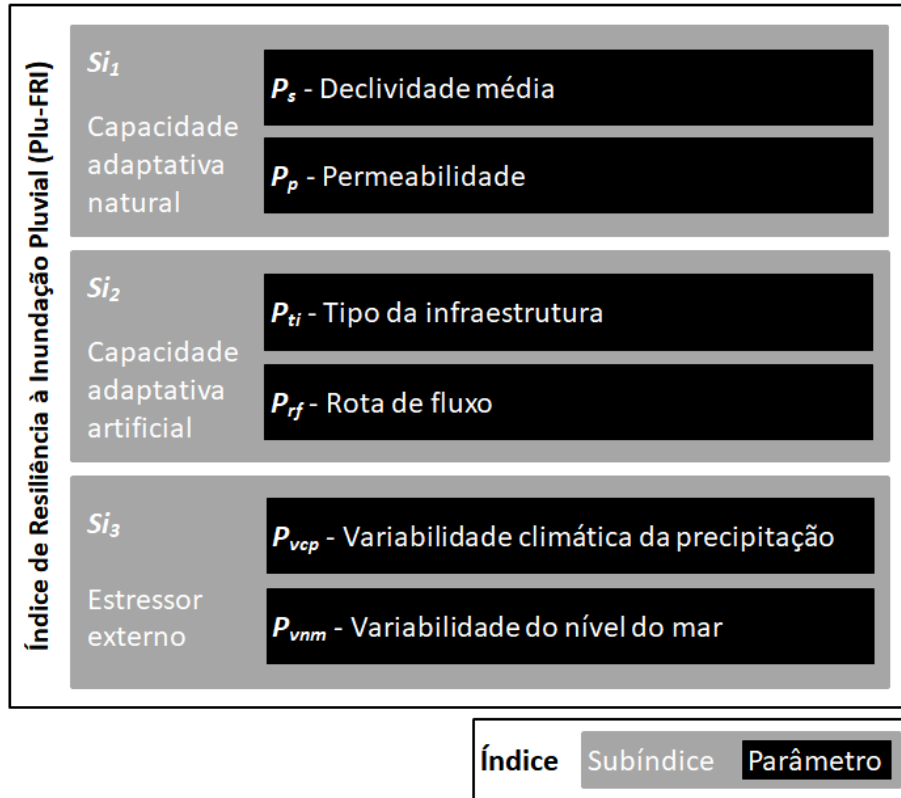
O índice Plu-FRI combina um Subíndice de estresse climático externo (Si_3) e dois Subíndices de capacidade adaptativa que representam as propriedades de resiliência citadas por Proag (2014):

Capacidade de absorção – a capacidade do sistema de absorver o evento disruptivo, representada pelo Subíndice da capacidade adaptativa natural (Si_1).

Capacidade adaptativa e restaurativa – a capacidade de adaptação ao evento e recuperação do sistema, representada pelo Subíndice da capacidade adaptativa artificial (Si_2).

Cada Subíndice considera parâmetros característicos que representam a adaptabilidade da área de contribuição e da infraestrutura de drenagem, combinados com os parâmetros de variabilidade climática da precipitação e do nível do mar que representam estressores externos. Os parâmetros foram definidos com base no estudo realizado por Caprario *et al.* (2021a). Os autores demonstraram por meio de Análise de Componente Principal (ACP) a existência de um componente diretamente relacionado com a ocorrência de inundações pluviais, sendo este altamente correlacionado com os fatores de influência: drenagem de águas pluviais e declividade do terreno. Para dar maior sensibilidade ao índice, o fator drenagem de águas pluviais foi decomposto nos parâmetros: tipo da infraestrutura e rota de fluxo. Além desses, foi adicionado o parâmetro permeabilidade do terreno, considerado por Zhang *et al.* (2021) como um importante fator natural de mitigação e controle do escoamento superficial. A composição geral do índice Plu-FRI e os parâmetros que compõem cada Subíndice são apresentados na Figura 24.

Figura 24 – Composição do Índice de Resiliência à Inundação Pluvial (Plu-FRI).



Fonte: Preparado pelo autor.

Cada parâmetro apresenta um método de cálculo ou estimativa independente, sendo os valores ou características físicas finais convertidos em uma escala de classificação numérica comum. A escala de classificação varia de 0 a 1 de acordo com o grau de influência na ocorrência de inundação pluvial e a contribuição para o escoamento superficial, onde 0 representa o grau de influência mínimo e 1 o grau máximo. A escala de classificação para conversão dos parâmetros que compõem os Subíndices de capacidade adaptativa natural e artificial é apresentada na Tabela 21. Uma explicação detalhada da distribuição dos valores ou características físicas dentro de cada parâmetro, bem como a justificativa para a classificação numérica comum, será dada nos subitens 6.2.1 e 6.2.2. O método de cálculo dos parâmetros variabilidade climática da precipitação e variabilidade do nível do mar retornam valores entre 0 e 1, não sendo necessária a conversão destes.

Tabela 21 – Escala de classificação dos parâmetros que compõe os Subíndices de capacidade adaptativa natural e artificial.

Parâmetro	Classificação						Adaptado de
	0.0	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0	
Declividade média (%)	≥75	≥45	≥20	≥8	≥3	<3	Caprario e Finotti (2019)
Permeabilidade (%)	≥75	≥50	≥30	≥15	≥5	<5	Veról et al. (2019)
Tipo da infraestrutura	Verde		Cinza (diâmetro em metros)				Elaborado pelo autor
	Valas de infiltração ou parques lineares	Poços de infiltração ou jardim de chuva	≥0.8	0.5 – 0.6	0.4	<0.4	
Rota de fluxo	Lagos, lagunas ou oceano	Lagoas, corpos hídricos naturais	Corpos hídricos canalizados	Valas de infiltração naturais ou construídas	Rede com diâmetro superior	Rede com mesmo diâmetro	Elaborado pelo autor

Fonte: Preparado pelo autor.

A capacidade adaptativa da área de contribuição e da infraestrutura são complementares, sendo a infraestrutura de drenagem implantada apenas para compensar as modificações realizadas nas condições naturais da área. Assim, a resiliência é a representação do equilíbrio entre as ameaças potenciais e a capacidade do sistema de absorver e se adaptar a elas. O índice Plu-FRI é então calculado pela Equação 12, sendo as faixas que classificam a resiliência urbana das áreas de contribuição apresentadas na Tabela 22.

$$\text{Plu-FRI} = Si_1 + Si_2 - Si_3 \quad (12)$$

onde Si_1 é o Subíndice da capacidade adaptativa natural, Si_2 é o Subíndice da capacidade adaptativa artificial e Si_3 é o Subíndice do estressor externo.

Tabela 22 – Faixa de valores para classificação da resiliência urbana.

Cor	Faixa de valores	Classificação da resiliência
	≥ 0.9	Excelente
	0.7 – 0.9	Boa
	0.5 – 0.7	Aceitável
	0.3 – 0.5	Insuficiente
	< 0.3	Inaceitável

Fonte: Preparado pelo autor.

Para fornecer uma visão abrangente da estrutura proposta, o cálculo e avaliação da resiliência à inundação pluvial em pequenas áreas de contribuição usando o Plu-FRI podem ser resumidos em cinco etapas:

- (1) Delimitação da(s) área(s) de contribuição;
- (2) Levantamento e cálculo dos parâmetros característicos;
- (3) Conversão dos valores ou informações em uma escala numérica comum;
- (4) Cálculo dos Subíndices de capacidade adaptativa natural, artificial, e do estressor externo.
- (5) Cálculo do Índice de Resiliência à Inundação Pluvial e classificação da resiliência.

Cada um dos métodos de cálculo e estimativa dos Subíndices e parâmetros são descritos detalhadamente a seguir.

6.2.1 Capacidade adaptativa natural (Si_1)

A capacidade adaptativa natural pode ser definida como a capacidade do ambiente de absorver o evento extremo produzido pelo estressor climático. Os principais contribuintes para a capacidade adaptativa de pequenas áreas de contribuição urbana são a declividade média do terreno e a permeabilidade do solo. Essas características estão diretamente relacionadas com a geração e controle do escoamento superficial. O Subíndice Si_1 é calculado de acordo com a Equação 13.

$$Si_1 = 1 - (0.3P_s + 0.7P_p) \quad (13)$$

onde P_s é o parâmetro de declividade média e P_p é o parâmetro de permeabilidade da área de contribuição.

Embora um valor alto de Si_1 represente uma boa capacidade adaptativa natural da área de contribuição, os parâmetros característicos convertidos em escala comum referem-se a situações indesejáveis e são calculados inversamente, ou seja, quanto maior o valor do parâmetro maior a chance de inundação na área. Os pesos dos parâmetros serão abordados mais a frente, na seção 6.2.4.

6.2.1.1 Declividade média (P_s)

O parâmetro declividade média visa avaliar as condições da área em relação à propagação do escoamento superficial e é dado pela relação em porcentagem entre a diferença de cotas máxima e mínima da área de contribuição e a distância horizontal entre elas (Equação 144). Por padrão o cálculo da declividade equivale à diferença de nível para 100m de distância horizontal. No caso de utilização de um SIG, o parâmetro pode ser ainda determinado automaticamente pela média aritmética da declividade calculada em porcentagem para cada pixel dentro da área de contribuição, garantindo uma melhor representação do comportamento deste.

$$P_s = \frac{C_{max} - C_{min}}{dh} \times 100 \quad (14)$$

onde C_{max} é a cota máxima (m) e C_{min} é a cota mínima (m) da área de contribuição, dh é a distância horizontal (m) entre as cotas.

Para a conversão da declividade média na escala comum, foi considerada que a inclinação do terreno tem um efeito predominante sobre o processo de escoamento e suscetibilidade a inundação, controlando a duração do fluxo superficial, a infiltração e o fluxo subterrâneo (CAPRARIO *et al.*, 2019). Um valor baixo desse parâmetro significa que a área apresenta baixa inclinação, reduzindo o escoamento superficial e aumentando a suscetibilidade à ocorrência de inundação pelo acúmulo de água na superfície. As áreas com maior declividade apresentam maior escoamento superficial contribuindo para o acúmulo de água em áreas planas à jusante. Desta forma, a classificação da declividade neste estudo considerou que o grau de influência à ocorrência de inundações é inversamente proporcional à inclinação.

6.2.1.2 Permeabilidade (P_p)

O parâmetro de permeabilidade visa avaliar as condições da área quanto à infiltração de água e é dado pela razão em porcentagem entre a parcela de área permeável e a área de contribuição total (Equação 15). Um valor baixo desse parâmetro significa que a área

apresenta interferência humana significativa, desviando seu comportamento natural de infiltração.

$$P_p = \frac{A_{per}}{A_{total}} \times 100 \quad (15)$$

onde A_{per} é a parcela de área permeável (m²) e A_{total} é a área de contribuição total (m²).

Para a conversão da porcentagem de permeabilidade em escala comum, foi considerado que quanto menor a interferência humana, menor a contribuição para o escoamento superficial, e conseqüentemente, menor o grau de influência na ocorrência de inundações pluviais (CAPRARIO; FINOTTI, 2019; VERÓL *et al.*, 2019). Dessa forma, as áreas naturais, cobertas por florestas ou mesmo vegetação rasteira foram consideradas como tendo grande capacidade de infiltração, reduzindo o escoamento superficial e retardando possíveis picos de cheia (CAPRARIO *et al.*, 2019). Conforme o processo de urbanização ocorre, as áreas que eram naturais passam a ser mistas, reduzindo a capacidade de infiltração e aumentando o escoamento superficial. Como a maior parte das áreas que apresentam sistemas de manejo de águas pluviais é urbanizada, a escala de conversão busca representar as pequenas taxas de permeabilidade comumente adotadas pelos municípios. Assim, foram centralizadas na escala as taxas de permeabilidade mínima (15 e 30%) recomendadas na Lei Complementar n°482/2014 do município de Florianópolis-SC para adoção em área mista comercial-residencial e área predominantemente residencial, respectivamente. As taxas de permeabilidade superiores a 30% foram adotadas para considerar áreas com pouca interferência humana, isto é, lotes não edificadas ou com remanescentes de floresta. Já as taxas inferiores a 15% foram adotadas tendo em vista que o cálculo da permeabilidade leva em conta não só a permeabilidade dos lotes, mas também as áreas de calçadas e vias, reduzindo a taxa de permeabilidade da área de contribuição como um todo. É importante ressaltar que as taxas mínimas de permeabilidade podem variar de município para município, sendo recomendado o ajuste da escala conforme as legislações locais.

6.2.2 Capacidade adaptativa artificial (Si_2)

A capacidade adaptativa artificial pode ser definida como a capacidade da infraestrutura de drenagem pluvial se adaptar e restaurar as funções do sistema após a

ocorrência de um evento extremo. Dois parâmetros são adotados para a representação da capacidade adaptativa da infraestrutura: Tipo ou característica da infraestrutura e conectividade de saída ou rota de fluxo. O Subíndice Si_2 é calculado de acordo com a Equação 16.

$$Si_2 = 1 - (0.6P_{ti} + 0.4P_{rf}) \quad (16)$$

onde P_{ti} é o parâmetro tipo da infraestrutura e P_{rf} é o parâmetro de rota de fluxo.

Embora um valor alto de Si_2 represente uma boa capacidade adaptativa da infraestrutura, os parâmetros característicos convertidos em escala comum referem-se a situações indesejáveis e são calculados inversamente, ou seja, quando maior o valor do parâmetro, maior a chance de sobrecarga e falha no sistema. Os pesos dos parâmetros serão abordados mais a frente, na seção 6.2.4.

6.2.2.1 Tipo da infraestrutura (P_{ti})

O parâmetro tipo da infraestrutura visa caracterizar a rede e/ou as técnicas instaladas quanto à sua capacidade em fornecer sustentabilidade ao longo do tempo. O parâmetro engloba a abordagem tradicional de infraestrutura cinza ainda presente na maioria das cidades, principalmente em países em desenvolvimento, migrando para a concepção sustentável de sistemas verdes. Desta forma, para a conversão das características físicas e tipo da infraestrutura em escala comum, foi considerado que a infraestrutura cinza apresenta baixa sustentabilidade ao longo do tempo, variando o grau de adaptação apenas em função do diâmetro da tubulação (m). Quanto menor for o diâmetro da tubulação, maior a chance de sobrecarga e falha no sistema, ocasionando inundações pluviais. Ressalta-se que o manejo das águas pluviais por meio de tubulações é uma visão considerada insustentável e de alto custo, que acelera a vazão de pico e transfere o problema de inundação de um local para o outro, devendo ser cuidadosamente avaliada e em muitos casos até descontinuada (QIU *et al.*, 2019; MIGUEZ; VERÓL, 2017;). Já a infraestrutura verde apresenta alta sustentabilidade, reduzindo o pico do escoamento superficial gerado pela impermeabilização por meio da facilitação dos processos de retenção e infiltração da água no solo (MATTOS *et al.*, 2021; REZENDE *et al.*, 2019a; FLETCHER *et al.*, 2014). Desta forma, quanto maior for à

capacidade de armazenamento e infiltração da estrutura implantada, maior será a sustentabilidade ao longo do tempo e, conseqüentemente, menor a chance de ocorrência de inundação no sistema. Este parâmetro também é um indicador da capacidade da infraestrutura se adaptar às novas condições provocadas pelos estressores climáticos.

6.2.2.2 Rota de fluxo (P_{rf})

O parâmetro rota de fluxo visa caracterizar a rede de drenagem quanto à conectividade de saída, isto é, a continuação ou destino do sistema e sua influência sobre a ocorrência de inundações. O projeto de sistemas de drenagem convencional prevê um aumento gradativo do diâmetro comercial da tubulação, conforme o incremento da vazão a ser drenada. Desta forma, para a conversão das características físicas da rota de fluxo em escala comum, foi considerado que quanto maior for o diâmetro da tubulação a jusante, menor será a chance de sobrecarga e falha do sistema. Da mesma forma, quando o exutório for uma estrutura de infiltração ou um corpo hídrico, quanto maior for a capacidade de armazenamento da estrutura, menor será a chance de ocorrência de inundação local. De acordo com Caprario *et al.* (2019) técnicas compensatórias são dispositivos que possibilitam a atenuação do escoamento superficial, redução de poluentes e integração paisagísticas na comunidade. Estas técnicas têm um impacto considerável no escoamento superficial; no entanto, a redução do volume de água é muito limitada em eventos extremos e sensível às condições locais, como o tamanho e a duração do evento de chuva, bem como o material e a textura do solo (HAMEL *et al.*, 2013).

6.2.3 Estressor externo (Si_3)

O estressor externo pode ser definido como o agente de impacto de longo prazo que altera as condições hidrológicas de determinada região de forma contínua e distribuída no tempo, como por exemplo, a elevação do nível do mar, o incremento da magnitude e frequência das precipitações, o aumento da temperatura global, etc... Neste índice, o estressor externo é representado por dois parâmetros: variabilidade climática da precipitação e variabilidade do nível do mar. No entanto, ressalta-se que para a aplicação do índice não há a necessidade da presença de ambos os parâmetros na área de estudo, podendo ser adotado apenas o agente de maior impacto na resiliência local. O agente pode variar de caso para caso,

dependendo da proximidade com as áreas de manguezais, lagunas ou mesmo o oceano. O Subíndice Si_3 é calculado de acordo com a Equação 17.

$$Si_3 = P_{vcp} + P_{vnm} \quad (17)$$

onde P_{vcp} é o parâmetro de variabilidade climática da precipitação e P_{vnm} é o parâmetro de variabilidade do nível do mar (m).

6.2.3.1 Variabilidade climática da precipitação (P_{vcp})

O parâmetro variabilidade climática da precipitação avalia a alteração na intensidade da precipitação local considerando os efeitos das projeções climáticas, sendo calculado pela Equação 18. Geralmente, a rede de manejo de águas pluviais (microdrenagem) é projetada com base em eventos de chuva com período de retorno de 2 a 5 anos, devido às restrições de custo, disponibilidade de área e consequências associadas ao risco de falha. No entanto, em certos cenários, pode ser projetada para períodos de retorno de 10 ou 25 anos, dependendo da importância da área (KUMAR *et al.*, 2021). Para a análise de gestão de águas pluviais em comunidades já estabelecidas é recomendada a utilização de chuvas de projeto com duração de 4 horas (VAN DUIN *et al.*, 2021). Desta forma, foi adotado neste índice intensidades de precipitação com período de retorno de 10 anos e duração de 4h, podendo ser modificados conforme a necessidade local.

$$P_{vcp} = \frac{I_{FC} - I_{atual}}{I_{atual}} \quad (18)$$

onde P_{vcp} é o parâmetro variabilidade climática da precipitação, I_{FC} é a intensidade de chuva para o clima futuro (mm/h) e I_{atual} é a intensidade de chuva do clima atual (mm/h).

6.2.3.2 Variabilidade do nível do mar (P_{vnm})

O parâmetro variabilidade do nível do mar avalia a alteração no nível médio local do mar considerando os efeitos das projeções climáticas estabelecidas pelo IPCC, sendo calculado pela Equação 19. O cálculo desse parâmetro tem como base a taxa de referência desenvolvida por Caprario *et al.* (2022), a qual assume que a elevação do nível do mar ocorre

gradualmente a uma taxa constante a cada ano. O Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do IPCC (2014) define intervalos prováveis de elevação do nível do mar para diferentes cenários de emissões. Esses intervalos podem variar de 0.26 a 0.55m para o cenário de mitigação rigoroso (RCP2.6: Otimista), e de 0.52 a 0.98m para o cenário de emissões extremas (RCP8.5: Pessimista). A escolha do valor a ser utilizado, e conseqüentemente do número de anos do horizonte total de projeção, depende do objetivo do estudo podendo variar de caso para caso. No entanto, recomenda-se a utilização do maior valor do intervalo proposto para o cenário de emissões extremas, 0.98 m considerando um horizonte total de projeção de 90 anos (2010-2099), garantindo a inclusão das piores condições projetadas até o final do século. A escolha do AR5 se deve ao fato deste apresentar as maiores taxas de elevação do nível do mar quando comparados com os relatórios anteriores, tendo estas sido corrigidas pela melhora significativa dos processos de modelagem e interação entre geleiras e continentes (IPCC, 2014).

$$P_{vnm} = \frac{V_{max}}{h} \cdot y \quad (19)$$

onde P_{vnm} é o parâmetro variabilidade do nível do mar (m); V_{max} é o maior valor da faixa de elevação proposta pelo IPCC (m); h é o número de anos considerado no horizonte total de projeção iniciando no ano base (2010) e y é o número de anos decorridos desde o ano base.

O parâmetro variabilidade do nível do mar deve ser adotado apenas nas áreas onde o agente tem influência direta, sendo indicada sua aplicação em áreas costeiras com elevação inferior a 1m ou onde o exutório do sistema de manejo de águas pluviais sofra com fluxo inverso.

6.2.4 Atribuição de pesos aos parâmetros de capacidade adaptativa

Inicialmente não foi definido prioridades ou grau de influência aos parâmetros. Portanto, estes receberam pesos iguais dentro de cada subíndice. No entanto, na comparação dos resultados do índice de resiliência com os resultados de sobrecargas e inundações pluviais obtidos por modelagem hidrológica e hidráulica para o cenário atual, verificou-se uma subestimativa da resiliência das áreas analisadas, necessitando ajustes nos pesos. Desta forma, vários testes de atribuição de grau de influência na ocorrência de inundações pluviais foram realizados, ajustando os pesos com base na localização das tubulações que apresentaram sobrecarga e/ou junções inundadas. Alguns dos pesos testados na atribuição do grau de

influência dos parâmetros na ocorrência de inundações pluviais até ajuste ideal são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 – Pesos testados para ajuste do cálculo do índice Plu-FRI.

Subíndice	Parâmetro	Pesos		
		Teste 1	Teste n	Final
Capacidade adaptativa natural	Declividade média	0.5	0.2	0.3
	Permeabilidade	0.5	0.8	0.7
Capacidade adaptativa artificial	Tipo da infraestrutura	0.5	0.7	0.6
	Rota de fluxo	0.5	0.3	0.4

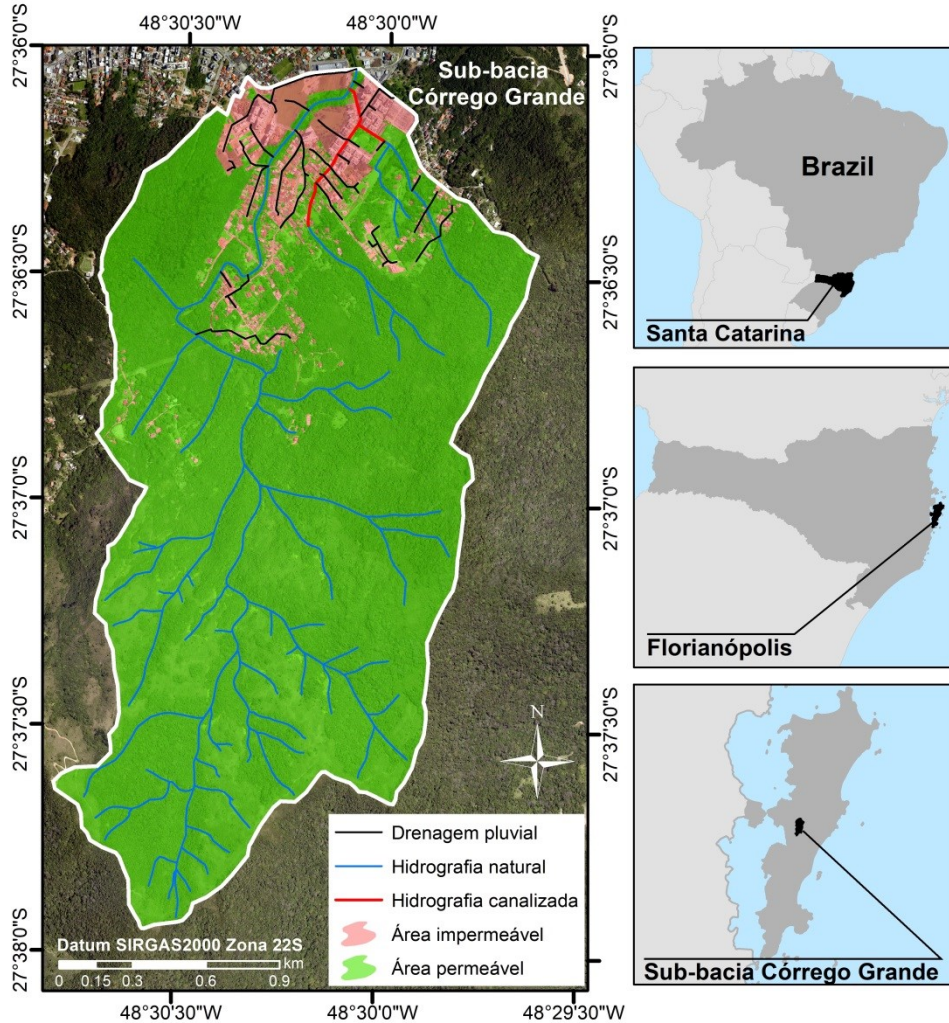
Fonte: Preparado pelo autor.

6.3 ESTUDO DE CASO: REGIÃO URBANIZADA DA SUB-BACIA CÓRREGO GRANDE

O índice proposto foi aplicado na área urbanizada da sub-bacia Córrego Grande localizada na região central do município de Florianópolis, SC – Brasil (Figura 25). Esta sub-bacia é uma importante contribuinte do Rio Itacorubi, desaguando no segundo maior manguezal urbano do Brasil, Manguezal do Itacorubi (TASCA *et al.*, 2019). A sub-bacia sofre grande pressão urbana nos setores de baixa declividade, com modificações tanto no uso do solo quanto no sistema de drenagem natural (SOUZA; POMPÊO, 2016). Apesar da baixa urbanização, aproximadamente 8% da área, a sub-bacia possui encostas íngremes e solos argilosos com condições de encharcamento, sendo altamente afetada por mudanças nas taxas de infiltração decorrentes da urbanização (VARGAS de CRISTO, 2002; SOUZA, 2014).

Com uma área de 4,25 km², a sub-bacia é beneficiada pela precipitação impulsionada por fatores orográficos, onde os índices variam entre 1100 a 2700mm por ano, sendo mais intensos durante o verão (RAMA *et al.*, 2019). As áreas de ocupação urbana apresentam boa cobertura do sistema de manejo de águas pluviais quando comparado com o resto do município, abrangendo aproximadamente 63% das vias com o sistema de coleta. A rede é descontínua ou descentralizada, conduzindo as águas pluviais por várias saídas para diferentes locais dos corpos d'água. A canalização de parte da hidrografia, aliada à gestão limitada das águas pluviais e à crescente taxa de impermeabilização nas áreas planas impacta negativamente a região (SOUZA; POMPÊO, 2014), resultando em inundações recorrentes em várias áreas próximas ao exutório da bacia. As inundações causadas por precipitações extremas também são um problema, que provavelmente será intensificado nos próximos anos pelas mudanças climáticas.

Figura 25 – Localização da Sub-bacia Córrego Grande e delimitação da área urbanizada.



Fonte: Preparado pelo autor.

Visando à aplicação do índice Plu-FRI em um conjunto de áreas de contribuição, representando toda a região urbanizada da sub-bacia, foi utilizado o software ArcGIS® 10.1 para auxiliar na delimitação das áreas e extração das informações de cada parâmetro. Os dados de entrada necessários para definir os parâmetros e posteriormente aplicar o índice Plu-FRI são apresentados na Tabela 24. Apesar de o índice ser destinado apenas para o sistema de microdrenagem, um trecho de córrego canalizado com seção fechada é utilizado na região como rede principal de drenagem pluvial. Desta forma, foi adotada a menor dimensão do canal como informação de entrada para o parâmetro diâmetro do conduto. Ressalta-se que atualmente a região não sofre com interferências do nível do mar, remanso ou fluxo inverso no sistema de drenagem, portanto, foi desconsiderado o parâmetro variação do nível do mar para o cálculo da resiliência.

Tabela 24 – Detalhes dos dados considerados neste estudo e suas fontes.

Parâmetro	Produção dos dados	Fonte
Permeabilidade	Produzido a partir de classificação supervisionada de aerofoto com resolução espacial de 0,39 m e escala 1:10.000. Ajustado manualmente para condições atuais de urbanização.	SDE ^a (2012)
Declividade média	Produzido a partir de MDE com grade de 15m.	IPUF ^b (2000)
Tipo da infraestrutura	Produzido a partir da validação do Cadastro técnico de Drenagem de águas pluviais e levantamento em campo.	Caprario <i>et al.</i> (2021b)
Rota de fluxo	Cadastro Técnico de Drenagem e hidrografia canalizada levantada e validada em campo.	ANA ^c , 2015; Caprario <i>et al.</i> (2021b)
Variabilidade climática da precipitação	Produzido a partir das intensidades estimadas pelas equações IDF do clima atual e as médias projetadas pelos modelos HadCM3 e MPHE5. Para o clima futuro foi adotado o cenário de emissão extremo SRES A2 e três horizontes futuros: 2010-2039, 2040-2069 e 2070-2099.	Caprario <i>et al.</i> (2022)

^a SDE – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável

^b IPUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis

^c ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

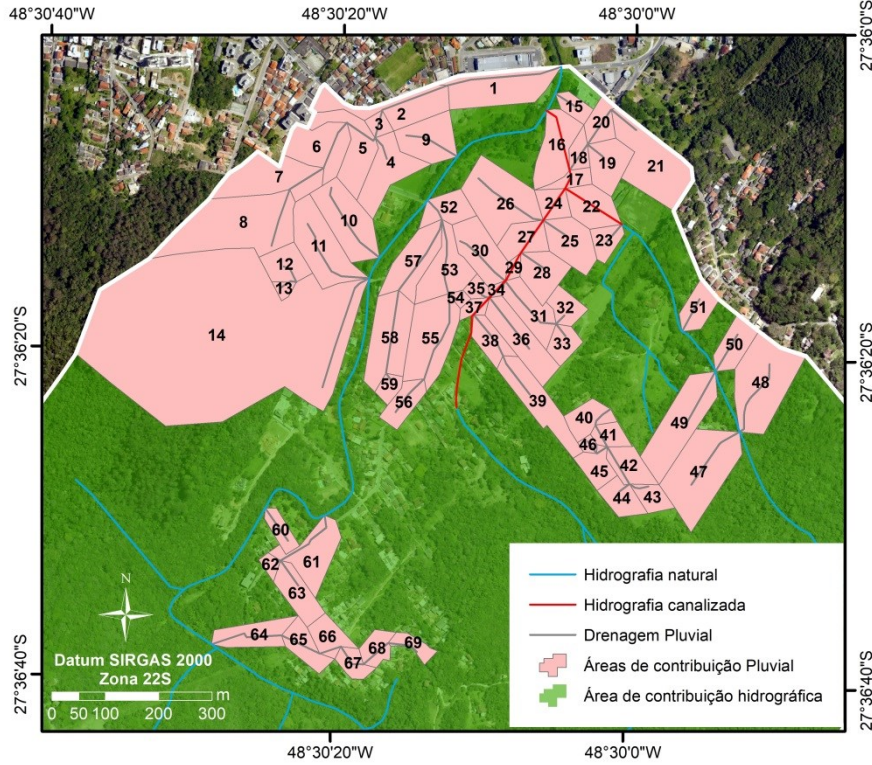
Fonte: Preparado pelo autor.

6.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A região urbanizada da sub-bacia Córrego Grande foi dividida em 69 áreas de contribuição da rede de drenagem pluvial para a aplicação do índice Plu-FRI (Figura 26). Esta divisão permite avaliar a resiliência das áreas ao longo de todo o traçado da infraestrutura de drenagem, inclusive nos trechos onde um braço do córrego canalizado com seção fechada é utilizado como rede principal da microdrenagem.

Após a delimitação das áreas de contribuição os parâmetros característicos foram calculados ou extraídos a partir de informações geoespaciais da sub-bacia, sendo então convertidos em valores numéricos com escala comum. Os Subíndices de capacidade adaptativa natural e artificial foram então calculados. Os parâmetros característicos calculados para cada área de contribuição, bem como, a conversão dos valores em escala comum, são apresentados no Apêndice G.

Figura 26 – Delimitação das áreas de contribuição da rede de drenagem.



Fonte: Preparado pelo autor.

O parâmetro variabilidade climática da precipitação foi calculado utilizando as equações IDFs atual e futuras projetadas por Caprario *et al.* (2022). Os autores recomendam a utilização de valores médios de intensidade de precipitação, gerados a partir de dois modelos climáticos, HadCM3 e MPHE5, que melhor representam a variabilidade climática na região. Para avaliar a resiliência ao longo do tempo, foi calculado o parâmetro variabilidade climática da precipitação (Tabela 25), e consequentemente o Subíndice estressor climático, para três horizontes futuros: 2010-2039 (futuro próximo), 2040-2069 (futuro intermediário) e 2070-2099 (futuro distante).

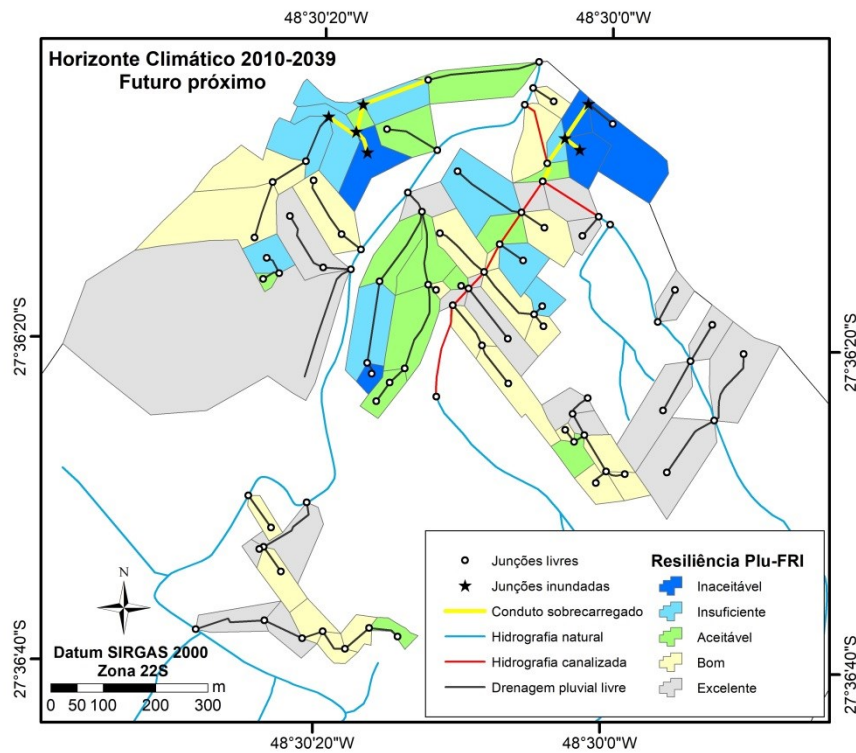
Tabela 25 – Intensidades de precipitação ($I_{10anos,4h}$) e cálculo do parâmetro variabilidade climática da precipitação (P_{vcp}) para três horizontes futuros.

Horizontes climáticos	Clima atual	Futuro próximo	Futuro intermediário	Futuro distante
$I_{10anos,4h}$ (mm/h)	27.45	27.41	28.36	32.02
P_{vcp}	-	-0.001	0.033	0.166

Fonte: Preparado pelo autor.

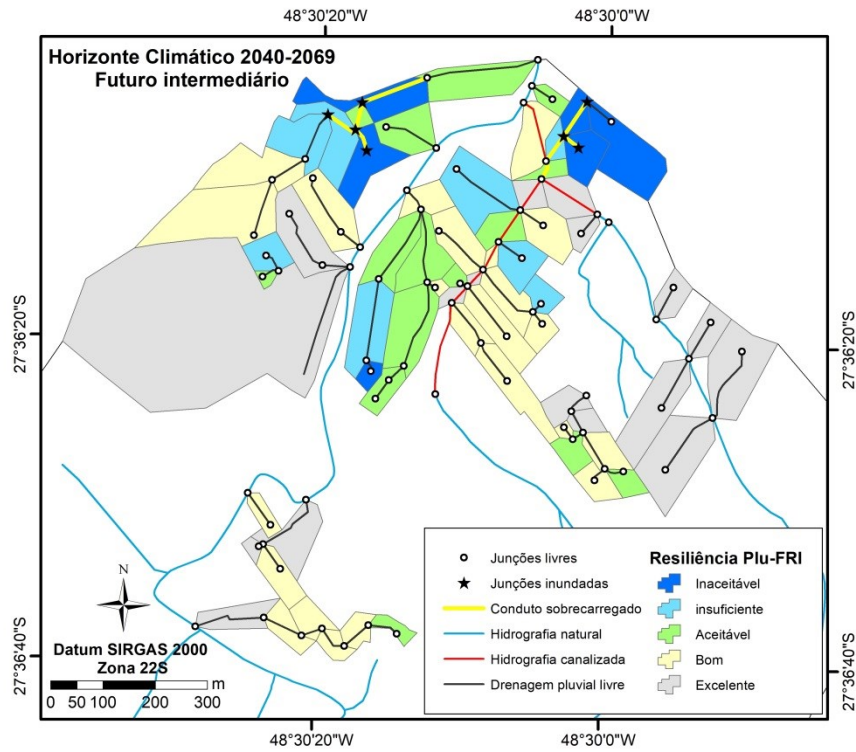
Com todos os Subíndices calculados, foi aplicado o Plu-FRI para todas as áreas de contribuição da rede de drenagem pluvial. Ressalta-se que, o horizonte climático futuro próximo apresentou variabilidade negativa com valor muito próximo de zero, isto é, há uma tendência de que nos próximos anos (até 2039) não ocorra incrementos significativos na precipitação. Neste caso, o Plu-FRI foi calculado considerando o Subíndice estressor climático nulo, ou seja, as condições de resiliência variaram apenas em função da capacidade adaptativa natural e artificial de cada área. O mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para cada área de contribuição, nos horizontes climáticos futuro próximo, intermediário e distante são apresentados nas Figuras 27, 28 e 29, respectivamente.

Figura 27 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro próximo.



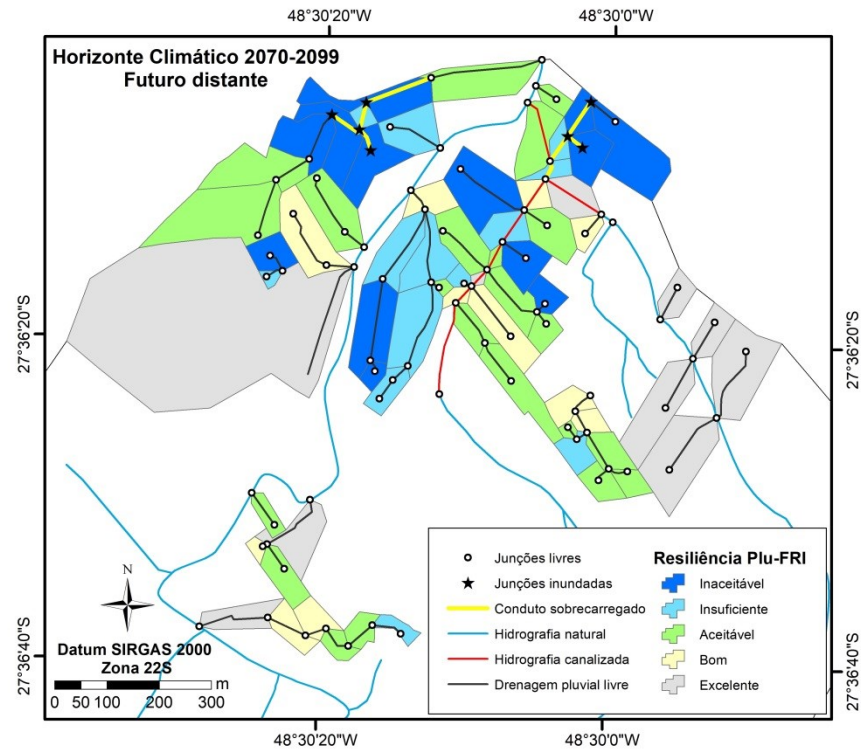
Fonte: Preparado pelo autor.

Figura 28 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro intermediário.



Fonte: Preparado pelo autor.

Figura 29 – Mapeamento do índice de resiliência à inundação pluvial para o futuro distante.



Fonte: Preparado pelo autor.

Comparando visualmente os resultados do Plu-FRI com os obtidos por modelagem hidrológica e hidráulica, apresentados no capítulo 5 e sobrepostos sobre os mapas, foi verificada uma boa correlação entre as junções inundadas, condutos sobrecarregados e as áreas com índice de resiliência crítico (inaceitável e/ou insuficiente). Assim como na modelagem chuva-vazão, a resiliência das áreas de contribuição vai reduzindo com o passar do tempo, sendo no futuro distante verificado uma quantidade significativa de áreas de contribuição com resiliência considerada inaceitável ($\text{Plu-FRI} < 0.3$). Os resultados espacializados permitem ainda verificar que a implantação de redes de drenagem centralizadas, com tubulações principais longas e que conduzem o fluxo para uma única saída, perdem sua capacidade de resiliência ao longo do tempo. De acordo com Bakhshipour *et al.* (2021) a ideia de redes de drenagem urbana centralizadas, com predomínio de infraestrutura cinza, tem sido questionada, sugerindo a transição destas para esquemas descentralizados e/ou híbridos com sistemas verdes. Redes de drenagem centralizadas apresentam elevado custo de implantação, além de custos e demandas significativas de manutenção e operação, apresentando resiliência e adaptabilidade limitadas aos desafios climáticos futuros (BAKHSIPOUR *et al.*, 2019). As estatísticas da aplicação do Plu-FRI na região urbanizada da sub-bacia Córrego Grande para os três horizontes climáticos são apresentadas na Tabela 26.

Tabela 26 – Relação do número de áreas de contribuição e área de abrangência de cada classe de resiliência à inundação pluvial dentro da sub-bacia para três horizontes climáticos.

Classe da Resiliência	Futuro próximo			Futuro intermediário			Futuro distante		
	Nº de áreas	Abrangência (km ²)	%	Nº de áreas	Abrangência (km ²)	%	Nº de áreas	Abrangência (km ²)	%
Inaceitável	5	0.03	6.26	6	0.04	8.18	13	0.10	18.60
Insuficiente	9	0.07	12.71	8	0.06	10.97	13	0.06	11.05
Aceitável	13	0.07	12.89	15	0.07	13.01	22	0.13	24.31
Bom	24	0.12	22.84	23	0.14	25.46	11	0.05	9.02
Excelente	18	0.25	45.30	17	0.23	42.38	10	0.20	37.02
Total	69	0.54	100.00	69	0.54	100.00	69	0.54	100.00

Fonte: Preparado pelo autor.

Analisando a Tabela 26 é possível verificar que o número de áreas classificadas com resiliência inaceitável aumenta 261%, passando de 5 para 13 áreas até o final do século. No entanto, ao analisar a área de abrangência, o aumento é ainda maior, passando de 0.03 km² para 0.10 km², totalizando um aumento de 333%. Este resultado revela a importância de considerar a resiliência à inundação das áreas de contribuição no planejamento e gestão das

águas pluviais, identificando áreas frágeis que merecem atenção especial, e assim, permitindo um diagnóstico afinado das condições atuais e futuras. A aplicação do Plu-FRI permite considerar os efeitos das mudanças climáticas no planejamento ao longo do tempo, oferecendo resultados preliminares simples e representativos, sem a necessidade de robustas modelagens hidrológicas e hidráulicas que demandam extensas séries de dados monitorados e recursos tecnológicos. No entanto, é sempre importante considerar as restrições do índice, não sendo indicada a sua utilização como ferramenta de decisão isolada. De acordo com Bertilsson *et al.* (2019) a utilização de índices compostos está sempre relacionada com simplificações, onde alguns parâmetros-chave são avaliados, representando apenas uma parte do problema e indicando direções, mas não representando fielmente todo o fenômeno.

É importante ressaltar que o índice Plu-FRI traz um ponto de vista particular, destacando o sistema de manejo de águas pluviais em áreas urbanizadas. Os parâmetros tipo da infraestrutura e rota de fluxo como representantes da capacidade adaptativa da infraestrutura de drenagem pluvial são introduzidos na avaliação de forma inovadora. Os resultados do índice aqui apresentados são sensíveis às variações climáticas da precipitação, demonstrando grande potencial de inclusão destas na gestão dos sistemas de manejo de águas pluviais e planejamento futuro de cidades resilientes. Devido às características da área o parâmetro variação do nível do mar não pode ser testado como um estressor externo, ficando como recomendação para aprimoramento e continuidade do trabalho. Recomenda-se ainda incluir outros fatores que expressem a vulnerabilidade e/ou exposição da comunidade às áreas afetadas, como por exemplo, densidade populacional, localização de serviços essenciais (hospitais, escolas, farmácias, etc.), ou distribuição espacial por renda. Neste estudo foi considerado condições de uso e ocupação da terra constante ao longo do tempo, sendo indicado o teste do índice em condições de projeção da ocupação urbana, podendo ainda ser substituído o parâmetro permeabilidade por características que representem o processo de infiltração de água no solo, como o coeficiente de deflúvio (Curve number - *CN*). No geral, o índice proposto demonstra ser um passo à frente na identificação de áreas críticas à inundações pluvial, podendo ser utilizado como ferramenta de adaptação, monitoramento e gestão das águas urbanas ao longo do tempo, dentro dos limites impostos pelo próprio processo de urbanização.

6.5 CONCLUSÕES

A fim de definir ações concretas de adaptação para alcançar um estado de resiliência climática e avaliar o seu progresso em áreas urbanizadas, é desejável medir a resiliência às inundações pluviais. O Plu-FRI apresentou resultados promissores, destacando seu potencial em fornecer uma avaliação quantitativa da resiliência às inundações pluviais de forma simples, rápida e de baixo custo. A espacialização do índice torna possível a comunicação fácil dos resultados, obtendo uma visão geral da área analisada e potencializando a identificação de regiões que necessitam de priorização de investimentos públicos. Salienta-se que a distribuição espacial da resiliência é particularmente valiosa, pois projetos de resiliência bem direcionados também podem melhorar consideravelmente as áreas vizinhas.

O índice composto e a abordagem espacial mostram-se úteis para resumir e apresentar o conjunto complexo de parâmetros ligados à capacidade de adaptação da área e da infraestrutura às alterações climáticas. A flexibilidade e fácil replicação permite o uso em diferentes âmbitos espaciais, desde uma simples área de contribuição, até um bairro ou município. A inclusão da variabilidade climática de precipitação como estressor externo demonstrou ser relevante para uma gestão mais sustentável das águas pluviais, garantindo que os outros serviços urbanos e a cidade mantenham as funções essenciais quando confrontados com eventos pluviométricos extremos. Embora considerado na formulação do índice, o parâmetro variação do nível do mar não pode ser testado como um estressor climático externo, ficando como sugestão para continuidade do trabalho e aprimoramento da avaliação da resiliência à inundação em áreas próximas ao oceano.

A aplicação do Plu-FRI na sub-bacia Córrego Grande demonstrou a utilidade e potencial de exploração da ferramenta. Foram considerados três horizontes climáticos futuros, representando as alterações projetadas na precipitação até o final do século. A variabilidade do Plu-FRI entre esses três horizontes é grande, principalmente considerando as projeções para o futuro distante, onde aproximadamente 38% das áreas de contribuição são classificadas com índice de resiliência inaceitável e/ou insuficiente, abrangendo 0.16 km². Os resultados da espacialização corroboraram com estudos recentes que defendem a descentralização da infraestrutura como forma de incrementar a resiliência do sistema de manejo de águas pluviais, apresentando altos valores de resiliência em trechos com número reduzido de elementos interligados. Bakhshipour *et al.* (2021) destacam que a resiliência da infraestrutura

é frequentemente negligenciada no projeto de sistemas de drenagem pluvial, apesar de desempenhar um papel significativo no desempenho do sistema durante eventos extremos.

A ferramenta Plu-FRI apresentou representativa concordância entre os valores calculados e os dados obtidos com robusto modelo hidrológico e hidráulico. Desta forma, o índice pode ser considerado robusto, tendo em vista sua simplicidade e baixo custo de aplicação, não demandando extensas séries de dados monitorados ou grandes investimentos tecnológicos. No entanto, é importante ressaltar que o Plu-FRI deve ser utilizado como ferramenta de decisão complementar, sendo considerada no processo de planejamento e tomada de decisão em conjunto com outras informações, como mapas de inundação, zoneamento urbano e desenvolvimento socioeconômico. Por fim, é importante ter em mente que ferramentas simplificadas como a apresentada, constituem um quadro inovador, permitindo aos gestores públicos uma visão geral do desenvolvimento urbano, e a elaboração de estratégias que levem em conta a resiliência da área e da infraestrutura a curto, médio e longo prazo.

7 PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES E CONCLUSÕES GERAIS

Nesta Tese foram desenvolvidas três ferramentas metodológicas de baixo custo e dois estudos de caso com a construção de um cadastro técnico de drenagem e a simulação hidrodinâmica do sistema de manejo de águas pluviais de uma sub-bacia urbana. Estas ferramentas e estudos podem ser adotados pelos gestores públicos no apoio ao planejamento e implementação da gestão e manejo sustentável das águas pluviais, considerando as perspectivas das mudanças climáticas e as limitações técnicas, orçamentárias e operacionais observadas na maioria dos países em desenvolvimento.

Na primeira etapa foi desenvolvida uma estratégia para construir Modelos Espaciais de Inundação Costeira, denominada MEIC, combinando técnicas de análise estatística e geoespacial. A aplicação da estratégia no município de Florianópolis demonstrou que as relações entre as variáveis ambientais e artificiais da área e os eventos de inundação não são homogêneos no espaço. Foram identificadas 3 sub-regiões com combinações distintas entre as variáveis de influência. As principais potencialidades do MEIC são: (i) robustez, avaliando estatisticamente as relações entre as variáveis de influência; (ii) adequação para áreas costeiras urbanizadas; (iii) utilização de banco de dados online gratuitos e de fácil acesso; e (iv) aplicação simplificada e de baixo custo.

Na segunda etapa foi desenvolvida uma estrutura de modelagem que orienta a incorporação de projeções climáticas no planejamento e gestão integrada de áreas costeiras. A estrutura combinou técnicas de *downscaling* estatístico e modelagem geoespacial, sendo composta por 4 módulos independentes. A aplicação da estrutura no município de Florianópolis permitiu verificar a adequabilidade de apenas dois modelos climáticos, HadCM3 e MPEH5, na representação do clima local futuro, prevendo tendências consistentes da precipitação ao longo do tempo. Foi verificado um aumento na intensidade máxima de precipitação, chegando a diferenças de 21% até o final do século. A estrutura demonstrou um grande potencial para orientar a incorporação de projeções climáticas no planejamento urbano, fornecendo informações relevantes sobre a natureza das vulnerabilidades locais.

Na terceira etapa foi construído um cadastro técnico preliminar de todo o sistema de manejo de águas pluviais para o município de Florianópolis. A prática de gestão de águas pluvial no município demonstrou ser inadequada, com baixa cobertura de um sistema de manejo fragmentado e construído de forma assistemática, e com um Plano Diretor de Drenagem Urbana que necessita de muitos aprofundamentos. Essas características elevam a

suscetibilidade à ocorrência de alagamentos e inundações nas áreas urbanas. Apesar de todos os problemas, o uso de diferentes técnicas compensatórias de armazenamento e infiltração do escoamento superficial leva o município um passo à frente em relação à adaptação às mudanças climáticas.

Na quarta etapa foi avaliado o impacto hidráulico potencial de eventos extremos futuros sobre o atual sistema de manejo de águas pluviais na sub-bacia Córrego Grande. O estudo de caso demonstrou que chuvas de projeto com período de retorno de 10 anos no cenário atual, serão antecipadas para período de retorno de 2 anos até o final do século. Isso indica que eventos extremos se tornarão cada vez mais frequentes e com maior magnitude, levando as infraestruturas atualmente vulneráveis a inundações ainda mais intensas. Embora o modelo tenha indicado pouca variação no número e tempo de sobrecarga dos condutos e junções inundadas entre os cenários de precipitação, o volume de inundação aumentará significativamente, triplicando o valor até o final do século.

Por fim, na quinta etapa foi desenvolvida uma ferramenta de apoio à gestão das águas pluviais, denominada Plu-FRI. O índice demonstrou a redução da resiliência das áreas urbanas ao longo do tempo, apresentando concordância entre a classificação de resiliência e os impactos hidráulicos futuros modelados no sistema de manejo de águas pluviais. A espacialização dos resultados permitiu verificar que a descentralização da infraestrutura auxilia no incremento da resiliência do sistema de manejo. De uma forma geral, a ferramenta apresentou resultados promissores, destacando seu potencial em fornecer uma avaliação quantitativa da resiliência à inundação pluvial, identificando regiões que necessitam de priorização de investimentos públicos.

Esta Tese contribui cientificamente com a base de conhecimento da gestão e manejo de águas pluviais e adaptação urbana frente às mudanças climáticas. Todos os tópicos abordados podem ser utilizados pelos agentes de gestão urbana como subsídio para um planejamento que priorize investimentos em medidas de adaptação, com foco na redução de riscos, minimização dos impactos ocasionados por eventos extremos e aumento da resiliência das comunidades, sendo uma questão tanto de cunho econômico quanto social. Quanto às contribuições técnicas e tecnológicas, as metodologias desenvolvidas são guias simples, práticos e de baixo custo que podem ser utilizados pelos gestores municipais nos múltiplos cenários de inadequação, contribuindo com o processo de incorporação das mudanças climáticas não só no sistema de gestão e manejo de águas pluviais, mas também de todo o planejamento e adaptação urbana.

REFERÊNCIAS

ADDANEY, Michael; COBBINAH, Patrick Brandful. Climate change, urban planning and sustainable development in Africa: the difference worth appreciating. *In*: COBBINAH, Patrick Brandful; ADDANEY, Michael (ed.). **The Geography of Climate Change Adaptation in Urban Africa**. Albury, Australia: Springer International Publishing, 2019. Cap. 1. p. 3-26. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-04873-0_1. Acesso em: 14 jan. 2021.

ADUGNA, Dagnachew; LEMMA, Brook; JENSEN, Marina Bergen; GEBRIE, Geremew Sahilu. Evaluating the hydraulic capacity of existing drain systems and the management challenges of stormwater in Addis Ababa, Ethiopia. **Journal Of Hydrology: Regional Studies**, v. 25, n. 100626, p. 1-15, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100626>.

AHMED, Sadik; TSANIS, Ioannis. Climate Change Impact on Design Storm and Performance of Urban Storm-Water Management System - A Case Study on West Central Mountain Drainage Area in Canada. **Journal Of Waste Water Treatment & Analysis**, v. 07, n. 01, p. 1-11, 2015. OMICS Publishing Group. <http://dx.doi.org/10.4172/2157-7587.1000229>.

AKBARPOUR, Shaghayegh; NIKSOKHAN, Mohammad Hossein. Investigating effects of climate change, urbanization, and sea level changes on groundwater resources in a coastal aquifer: an integrated assessment. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 190, n. 579, p. 1-16, 8 set. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6953-3>.

ALFREDINI, Paolo; ARASAKI, Emilia. Estimation and Impacts of Sea Level Rise in Santos Port and Adjacent Areas (Brazil). *Transnav*, **The International Journal On Marine Navigation And Safety Of Sea Transportation**, v. 12, n. 4, p. 739-744, 2018. Faculty of Navigation. <http://dx.doi.org/10.12716/1001.12.04.13>.

ALMEIDA, Beatriz Azevedo de; MOSTAFAVI, Ali. Resilience of Infrastructure Systems to Sea-Level Rise in Coastal Areas: Impacts, Adaptation Measures, and Implementation Challenges. **Sustainability**, v. 8, n. 1115, p. 1-28, set. 2016. <http://dx.doi.org/10.3390/su8111115>.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Hidrografia: Curso d'água. (shapefile). 2015. Acesso em: 3 de Julho de 2019: <http://sigsc.sc.gov.br/>.

ARORA, Amarpreet S.; REDDY, Akepati S.. Multivariate analysis for assessing the quality of stormwater from different Urban surfaces of the Patiala city, Punjab (India). **Urban Water Journal**, v. 10, n. 6, p. 422-433, dez. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2012.739629>.

ASBAHI, Ahmed Abdulwali Mohammed Haidar Al; GANG, Feng Zhi; IQBAL, Wasim; ABASS, Qaiser; MOHSIN, Muhammad; IRAM, Robina. Novel approach of Principal Component Analysis method to assess the national energy performance via Energy Trilemma

Index. **Energy Reports**, v. 5, p. 704-713, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egy.2019.06.009>.

BAKHSHIPOUR, Amin E.; BAKHSHIZADEH, Milad; DITTMER, Ulrich; HAGHIGHI, Ali; NOWAK, Wolfgang. Hanging Gardens Algorithm to Generate Decentralized Layouts for the Optimization of Urban Drainage Systems. **Journal Of Water Resources Planning And Management**, v. 145, n. 9, p. 1-12, set. 2019. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0001103](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0001103).

BAKHSHIPOUR, Amin; HESPEN, Jessica; HAGHIGHI, Ali; DITTMER, Ulrich; NOWAK, Wolfgang. Integrating Structural Resilience in the Design of Urban Drainage Networks in Flat Areas Using a Simplified Multi-Objective Optimization Framework. **Water**, v. 13, n. 269, p. 1-22, 22 jan. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w13030269>.

BARREIRO, João; LOPES, Ruth; FERREIRA, Filipa; MATOS, José Saldanha. Index-based Approach to Evaluate City Resilience in Flooding Scenarios. **Civil Engineering Journal**, v. 7, n. 2, p. 197-207, 1 fev. 2021. Ital Publication. <http://dx.doi.org/10.28991/cej-2021-03091647>.

BATICA, Jelena; GOURBESVILLE, Philippe. **Flood Resilience Index – Methodology and application**. In: Proceedings 11th International Conference on Hydroinformatics, New York, USA, Oct. 2014. [Online]. Disponível em: https://academicworks.cuny.edu/cc_conf_hic/433.

BERGGREN, Karolina; OLOFSSON, Mats; VIKLANDER, Maria; SVENSSON, Gilbert; GUSTAFSSON, Anna-Maria. Hydraulic Impacts on Urban Drainage Systems due to Changes in Rainfall Caused by Climatic Change. **Journal Of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 1, p. 92-98, jan. 2012. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000406](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000406).

BERTILSSON, Louise; WIKLUND, Karin; TEBALDI, Isadora de Moura; REZENDE, Osvaldo Moura; VERÓL, Aline Pires; MIGUEZ, Marcelo Gomes. Urban flood resilience – A multi-criteria index to integrate flood resilience into urban planning. **Journal Of Hydrology**, v. 573, p. 970-982, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.052>.

BINESH, Negin; NIKSOKHAN, Mohammad Hossein; SARANG, Amin; RAUCH, Wolfgang. Improving sustainability of urban drainage systems for climate change adaptation using best management practices: a case study of tehran, iran. **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 4, p. 381-404, 12 mar. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2019.1585857>.

BIRARA, Hailu; PANDEY, R. P.; MISHRA, S. K.. Projections of future rainfall and temperature using statistical downscaling techniques in Tana Basin, Ethiopia. **Sustainable Water Resources Management**, v. 6, p. 1-17, 17 ago. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40899-020-00436-1>.

BIRGANI, Yaser Tahmasebi; YAZDANDOOST, Farhad. **Resilience in urban drainage risk management systems**. In: Proceedings Of The Institution Of Civil Engineers - Water Management, v. 169, n. 1, p. 3-16, fev. 2016. Thomas Telford Ltd.. <http://dx.doi.org/10.1680/wama.14.00043>.

BOHMAN, Anna; GLAAS, Erik; KARLSON, Martin. Integrating Sustainable Stormwater Management in Urban Planning: ways forward towards institutional change and collaborative action. **Water**, v. 12, n. 203, p. 1-17, 10 jan. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12010203>.

BOON, J. D.; HEITSENRETH, R. M.; HENSLEY, W. M.. Multi-sensor evaluation of microwave water level measurement error. **2012 Oceans**, p. 1-8, out. 2012. IEEE. <http://dx.doi.org/10.1109/oceans.2012.6405079>.

BORBOR-CORDOVA, Mercy J.; GER, Jeremy; VALDIVIEZO-AJILA, Angel A.; ARIAS-HIDALGO, Mijail; MATAMOROS, David; NOLIVOS, Indira; MENOSCAL-ALDAS, Gonzalo; VALLE, Federica; PEZZOLI, Alessandro; CORNEJO-RODRIGUEZ, Maria del Pilar. An Operational Framework for Urban Vulnerability to Floods in the Guayas Estuary Region: the duran case study. **Sustainability**, v. 12, n. 10292, p. 1-23, 9 dez. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su122410292>.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 150, de 10 de maio de 2016. Institui o Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima e dá outras providências. Brasília, 11 maio 2016. v. 89, Seção 1, p. 1-131.

BRASIL, Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS: 4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020. 185p.

CAPRARIO, Jakcemara; AZEVEDO, Larissa Thainá Schmitt; SANTANA, Paula Lidia; WU, Fernando Kit; UDA, Patrícia Kazue; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Geostatistical strategy to build spatial coastal-flooding models. **Urban Water Journal**, v. 19, n. 4, p. 395-409, 31 dez. 2021a. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2021.2022720>.

CAPRARIO, Jakcemara; SANTANA, Paula L.; WU, Fernando K.; MONTEIRO, Pâmela Cristina S.; FINOTTI, Alexandra (org). **Cadastro Técnico de Drenagem de águas pluviais do município de Florianópolis: Mapa da abrangência e caracterização da rede de drenagem**. 1. ed. Florianópolis: Lautec/UFSC Publicações, 2021b. 1 mapa, colorido. Escala 1:45.000.

CAPRARIO, Jakcemara; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Socio-technological tool for mapping susceptibility to urban flooding. **Journal Of Hydrology**, v. 574, p. 1152-1163, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.005>.

CAPRARIO, Jakcemara; RECH, Aline Schuck; TASCA, Fabiane Andressa; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Influence of drainage network and compensatory techniques on urban flooding susceptibility. **Water Science And Technology**, v. 79, n. 6, p. 1152-1163, 15 mar. 2019. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2019.113>.

CAPRARIO, Jakcemara; TASCA, Fabiane Andressa; SANTANA, Paula Lidia; AZEVEDO, Larissa Thainá Schmitt; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Framework for incorporating climate projections in the integrated planning and management of urban infrastructure. **Urban Climate**, v. 41, n. 101060, p. 1-18, jan. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2021.101060>.

CARDOSO, Maria Adriana; BRITO, Rita Salgado; PEREIRA, Cristina; GONZALEZ, Andoni; STEVENS, John; TELHADO, Maria João. RAF Resilience Assessment Framework—A Tool to Support Cities' Action Planning. **Sustainability**, v. 12, n. 2349, p. 1-64, 17 mar. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su12062349>.

CARLOTTO, T.; CHAFFE, P.L.B.. Master Recession Curve Parameterization Tool (MRCPtool): different approaches to recession curve analysis. **Computers & Geosciences**, v. 132, p. 1-8, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2019.06.016>.

CASAN, Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. **Mapa de zoneamento de águas subterrâneas**. (shapefile). 2002.

CETESB - COMPANHIA DE PROMOÇÃO DE PESQUISA CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA (SP). **Drenagem urbana: manual de projeto**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1980.

CHAN, N y; EBI, K L; SMITH, F; WILSON, T F; SMITH, A e. An integrated assessment framework for climate change and infectious diseases. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, n. 5, p. 329-337, maio 1999. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.99107329>.

CHAPLOT, V. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃-N loads predictions. **Journal Of Hydrology**, v. 312, n. 1-4, p. 207-222, out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.017>.

CHAPMAN, T., MAXWELL, A., 1996. **Baseflow separation-comparison of numerical methods with tracer experiments**. In: Hydrological and Water Resources Symposium. Institution of Engineers Australia, Hobart, pp. 539–545.

CHI – Computational hydraulics International. **PCSWMM support**. Ontario: CHI Water, 2022. Disponível em: <<https://support.chiwater.com/>>. Acesso em 26 set. 2022.

CHISANGA, Charles; PHIRI, Elijah; CHINENE, Vernon. Trends of Extreme Events in Precipitation and Temperature during the 1963 - 2012 Period at Mt Makulu, Zambia. **Journal Of Scientific Research And Reports**, v. 15, n. 4, p. 1-19, 10 jan. 2017. Sciencedomain International. <http://dx.doi.org/10.9734/jsrr/2017/34815>.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2013. 336p.

CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Mapa hidrogeológico do estado de Santa Catarina**. (shapefile), CD-ROM. 2013. Accessed June 21th, 2019: <http://geosgb.cprm.gov.br/>.

CUNHA, Stéphanie Fernandes; SILVA, Francisco Eustáquio Oliveira e; MOTA, Tainá Ulhoa; PINHEIRO, Mário Cicareli. Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo da precipitação efetiva e hidrogramas de cheia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 20, n. 4, p.837-848, out./dez. 2015.

DANO, Umar Lawal. An AHP-based assessment of flood triggering factors to enhance resiliency in Dammam, Saudi Arabia. **GeoJournal**, v. 87, n. 3, p. 1945-1960, 2 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10708-020-10363-5>.

DEFRA, 2015. **Delivering benefits through evidence: Incident Management and Community Engagement (IMC) R&D Theme – Work Plan 2010-2015**. Defra & EA, Londres.

DORVAL, Farah A.; CHOCAT, Bernard; EMMANUEL, Evens; LIPEME-KOUYI, Gislain. Stormwater management practices: the case of port-au-prince, haiti. *In*: LABOY-NIEVES, Eddie N.; GOOSEN, Mattheus F. A.; EMMANUEL, Evens (ed.). **Environmental and Human Health: risk management in developing countries**. Londres: Crc Press, 2010. Cap. 8. p. 109-122. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/b10540>. Acesso em: 30 abr. 2021.

DREMAP, UFSC (LAUTEC)/PMF. **Diagnóstico participativo da drenagem urbana de Florianópolis**. FINOTTI, Alexandra R.; POMPEO, Cesar A.; UDA, Patrícia K.; PEREIRA, João Henrique S. Q.; PASSOS, Elson B. de; LOCKS, Maria Perpétua R.; FURTADO, Márcio I.; BOCK, Alexandre F.; SVERSUTTI, Rafael F. (Org.). Florianópolis, 2019. 638 p.

DURAND, Paul; ANSELME, Brice; DEFOSSEZ, Stéphanie; ELINEAU, Sylvain; GHERARDI, Monique; GOELDNER-GIANELLA, Lydie; LONGÉPÉE, Esméralda; NICOLAE-LERMA, Alexandre. Coastal flood risk: improving operational response, a case study on the municipality of Leucate, Languedoc, France. **Geoenvironmental Disasters**, v. 5, n. 19, p. 1-17, 29 out 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s40677-018-0109-1>.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. **Mapa Pedológico de Santa Catarina**. (shapefile), CD-ROM. 2004. Accessed July 2th, 2019: <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/>.

EPAGRI, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **Série histórica de precipitação e nível do mar**. (Banco de dados). 2019.

FADEL, Amanda W.; MARQUES, Guilherme F.; GOLDENFUM, Joel A.; MEDELLÍN-AZUARA, Josué; TILMANT, Amaury. Full Flood Cost: Insights from a Risk Analysis Perspective. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 9, p. 1-13, 18 jun 2018. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001414](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001414).

FAN, Jihui; GALOIE, Majid; MOTAMEDI, Artemis; HUANG, Jing. Assessment of land cover resolution impact on flood modeling uncertainty. **Hydrology Research**, v. 52, n. 1, p. 78-90, 30 jul. 2020. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/nh.2020.043>.

FERREIRA, Edinilson de Castro; SILVA, Alexson Caetano da; CABRAL, Jaime Joaquim da Silva Pereira; AZEVEDO, José Roberto Gonçalves de. Evaluation of hydrological parameters of the Goiana River basin in the State of Pernambuco using the automatic calibration tool of the hydrodynamic model PCSWMM in multiple fluviometric stations. **Research, Society And Development**, v. 11, n. 2, p. 1-24, 21 jan. 2022. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i2.25331>.

FERRO-AZCONA, Hakna; ESPINOZA-TENORIO, Alejandro; CALDERÓN-CONTRERAS, Rafael; RAMENZONI, Victoria C.; PAÍS, Maria de Las Mercedes Gómez; MESA-JURADO, Maria Azahara. Adaptive capacity and social-ecological resilience of coastal areas: a systematic review. **Ocean & Coastal Management**, v. 173, p. 36-51, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.01.005>.

FLETCHER, Tim D.; SHUSTER, William; HUNT, William F.; ASHLEY, Richard; BUTLER, David; ARTHUR, Scott; TROWSDALE, Sam; BARRAUD, Sylvie; SEMADENI-DAVIES, Annette; BERTRAND-KRAJEWSKI, Jean-Luc. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525-542, 23 jul. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314>.

FLIERL, Michael. **Research Guides: Newspapers**. University Libraries. The Ohio State University. (Recurso online). https://guides.osu.edu/newspapers/why_use.

FLORIANÓPOLIS. Decreto nº 14942, de 21 de julho de 2015. Institui comissão especial para propor medidas vinculadas à drenagem e manejo das águas pluviais, tendo por objetivo subsidiar a elaboração do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas do município de Florianópolis. . Florianópolis, 29 jul. 2015.

FORINO, Giuseppe; VON MEDING, Jason; BREWER, Graham J.. A Conceptual Governance Framework for Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction Integration. **International Journal Of Disaster Risk Science**, v. 6, n. 4, p. 372-384, dez. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13753-015-0076-z>.

FU, Xin; WANG, Xinhao. Developing an integrative urban resilience capacity index for plan making. **Environment Systems And Decisions**, v. 38, n. 3, p. 367-378, 7 jun. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10669-018-9693-6>.

FÜSSEL, Hans-Martin. Vulnerability: a generally applicable conceptual framework for climate change research. **Global Environmental Change**, v. 17, n. 2, p. 155-167, maio 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.05.002>.

GAITAN, Santiago; VELDHUIS, Marie-Claire Ten; GIESEN, Nick van de. Spatial Distribution of Flood Incidents Along Urban Overland Flow-Paths. **Water Resources Management**, v. 29, n. 9, p. 3387-3399, 2 maio 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1006-y>.

GARCIA, Joaquim. Ignacio Bonnacarrère; PAIVA, Eloiza Maria Cauduro Dias. Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da Bacia do Arroio Canela - RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 99-108, dez. 2006.

GARSHASBI, Maryam; KABIR, Golam. Earthquake Resilience Framework for a Stormwater Pipe Infrastructure System Integrating the Best Worst Method and Dempster–Shafer Theory. **Sustainability**, v. 14, n. 2710, p. 1-29, 25 fev. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su14052710>.

GIULIO, Gabriela Marques di; TORRES, Roger Rodrigues; LAPOLA, David M.; BEDRAN-MARTINS, Ana Maria; VASCONCELLOS, Maria da Penha; BRAGA, Diego Rafael; FUCK, Marcos Paulo; JUK, Yohanna; NOGUEIRA, Veruska; PENNA, Ana Carolina. Correction to: bridging the gap between will and action on climate change adaptation in large cities in brazil. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 8, p. 2503-2505, 25 nov. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-019-01580-x>.

GOCIC, Milan; TRAJKOVIC, Slavisa. Spatiotemporal characteristics of drought in Serbia. **Journal Of Hydrology**, v. 510, p. 110-123, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.030>.

GOLDENFUM, Joel A.; TASSI, Rutinéia; MELLER, Adalberto; ALLASIA, Daniel G; SILVEIRA, André, L. da. **Challenges for the sustainable urban stormwater management in developing countries: from basic education to technical and institutional issues**. In: Proceeding in 6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies for Urban Water Management, Novatech, 2007. [Online]. Disponível em: https://www.novatech.graie.org/a_proceedings.php.

GRASSO, Marco. A normative ethical framework in climate change. **Climatic Change**, v. 81, n. 3-4, p. 223-246, 19 jan. 2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9158-7>.

GUERRA, José Baltazar Salgueirinho Osório de Andrade; RIBEIRO, João Marcelo Pereira; FERNANDEZ, Felipe; BAILEY, Christopher; BARBOSA, Samuel Borges; NEIVA, Samara da Silva. Reprint of: the adoption of strategies for sustainable cities. **Journal Of Cleaner Production**, v. 163, p. 209-222, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.142>.

GUPTA, Kapil. Urban flood resilience planning and management and lessons for the future: a case study of mumbai, india. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 3, p. 183-194, set. 2007. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15730620701464141>.

HAAF, Ezra; BARTHEL, Roland. An inter-comparison of similarity-based methods for organisation and classification of groundwater hydrographs. **Journal Of Hydrology**, v. 559, p. 222-237, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.035>.

HAMEL, Perrine; DALY, Edoardo; FLETCHER, Tim D.. Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: a review. **Journal Of Hydrology**, v. 485, p. 201-211, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.001>.

HANSON, Susan; NICHOLLS, Robert; RANGER, N.; HALLEGATTE, S.; CORFEE-MORLOT, J.; HERWEIJER, C.; CHATEAU, J.. A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. **Climatic Change**, v. 104, n. 1, p. 89-111, 7 dez. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-010-9977-4>.

HAYHOE, Katharine; STONER, Anne; ABEYSUNDARA, Sachith; DANIEL, Jo Sias; JACOBS, Jennifer M.; KIRSHEN, Paul; BENESTAD, Rasmus. Climate Projections for Transportation Infrastructure Planning, Operations and Maintenance, and Design.

Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board, v. 2510, n. 1, p. 90-97, jan. 2015. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.3141/2510-11>.

HER, Younggu; YOO, Seung-Hwan; CHO, Jaepil; HWANG, Syewoon; JEONG, Jaehak; SEONG, Chounghyun. Uncertainty in hydrological analysis of climate change: multi-parameter vs. multi-gcm ensemble predictions. **Scientific Reports**, v. 9, n. 4974, p. 1-22, 21 mar. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-41334-7>.

HOLLING, C. S. Engineering resilience versus ecological resilience. *In*: SCHULZE, P. C. (ed.). **Engineering within ecological constraints**. Washington, DC, USA: National Academy Press, 1996. Cap. 4. p. 31-44. Disponível em: <https://nap.nationalacademies.org/read/4919/chapter/4>. Acesso em: 20 jul. 2022.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4. p. 1-23. 1973. JSTOR. <http://www.jstor.org/stable/2096802>

HOSSAIN, Sharif; HEWA, Guna Alankarage; WELLA-HEWAGE, Subhashini. A Comparison of Continuous and Event-Based Rainfall-Runoff (RR) Modelling Using EPA-SWMM. **Water**, v. 11, n. 611, p. 1-33, 24 mar. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w11030611>.

IBAM-PMF, 2015. **Plano de Ação: Florianópolis Sustentável**. Inter-American Development Bank, IDB. Florianópolis, Brasil.

IDOM-COBRAPE - Consórcio Ingeniería y Dirección de Obras y Montaje - Classificação e Codificação Brasileira de Desastres. **Estudo 2 - Vulnerabilidade e Riscos Ambientais**. 2015a. 189 p.

IDOM-COBRAPE - Consórcio Ingeniería y Dirección de Obras y Montaje - Classificação e Codificação Brasileira de Desastres. **Estudo 3 - Crescimento urbano**. 2015b. 441 p.

INNOCENTE, Camyla; MONTEIRO, Leonardo R.; CORSEUIL, Claudia W.; KOBIYAMA, Massato; CHAFFE, Pedro L.B. **Um estudo sobre a definição da duração crítica da chuva de projeto na Bacia da UFSC, Florianópolis-SC**. *In*: Anais do I Encontro Nacional de Desastres, Porto Alegre, RS/Brasil, Jul. 2018. [Online]. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=3786>.

IPCC. **Global warming of 1.5 C**. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte V, Zhai P, Po'rtner HO, Roberts D, Skea J, Shukla PR, Pirani A, Moufouma-Okia W, Pe'an C, Pidcock R, Connors S, Matthews JBR, Chen Y, Zhou X, Gomis MI, Lonnoy E, Maycock T, Tignor M, Waterfield T (eds)]. 2018 . In Press.

IPCC. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

[Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)], Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland. 2007.

IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC. Geneva, Switzerland. 2014.

IPUF, Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis. **Mapa hipsométrico da cidade de Florianópolis**. (shapefile). 2000. Disponível em: <<http://ipuf.webflow.io/mapoteca-digital>>. Acesso em 12 jul. 2019.

JAMES, William. **Rules for responsible modeling**. 4. ed. Guelph, Ontário: Computational Hydraulics International - Chi, 2005. 304 p.

JARAMILLO, Lauren V.; STONE, Mark C.; MORRISON, Ryan R.. An indicator-based approach to assessing resilience of socio-hydrologic systems in Nepal to hydropower development. **Journal Of Hydrology**, v. 563, p. 1111-1118, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.05.070>.

JONES, Roger N.. An environmental risk assessment/management framework for climate change impact assessments. **Natural Hazards**, v. 23, n. 2/3, p. 197-230, 2001. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1011148019213>.

JONKMAN, Sebastiaan N.; HILLEN, Marten M.; NICHOLLS, Robert J.; KANNING, Wim; VAN LEDDEN, Mathijs. Costs of Adapting Coastal Defences to Sea-Level Rise— New Estimates and Their Implications. **Journal Of Coastal Research**, v. 290, p. 1212-1226, 30 set. 2013. Coastal Education and Research Foundation. <http://dx.doi.org/10.2112/jcoastres-d-12-00230.1>.

JUMAAH, Huda Jamal; AMEEN, Mohammed Hashim; KALANTAR, Bahareh; RIZEEI, Hossein Mojaddadi; JUMAAH, Sarah Jamal. Air quality index prediction using IDW geostatistical technique and OLS-based GIS technique in Kuala Lumpur, Malaysia. *Geomatics*, **Natural Hazards And Risk**, v. 10, n. 1, p. 2185-2199, 1 jan. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2019.1683084>

KEATING, Adriana; CAMPBELL, Karen; SZOENYI, Michael; MCQUISTAN, Colin; NASH, David; BURER, Meinrad. Development and testing of a community flood resilience measurement tool. **Natural Hazards And Earth System Sciences**, v. 17, n. 1, p. 77-101, 26 jan. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/nhess-17-77-2017>.

KIM, Jongwon; CHO, Jeongho. Delaunay Triangulation-Based Spatial Clustering Technique for Enhanced Adjacent Boundary Detection and Segmentation of LiDAR 3D Point Clouds. **Sensors**, v. 19, n. 3926, p. 1-12, 12 set. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/s19183926>.

KIM, Yeowon; EISENBERG, Daniel A.; BONDANK, Emily N.; CHESTER, Mikhail V.; MASCARO, Giuseppe; UNDERWOOD, B. Shane. Fail-safe and safe-to-fail adaptation: decision-making for urban flooding under climate change. **Climatic Change**, v. 145, n. 3-4,

p. 397-412, 26 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-017-2090-1>.

KNIGHT, Kathryn L.; HOU, Guangyang; BHASKAR, Aditi S.; CHEN, Suren. Assessing the Use of Dual-Drainage Modeling to Determine the Effects of Green Stormwater Infrastructure on Roadway Flooding and Traffic Performance. **Water**, v. 13, n. 11, p. 1563, 31 maio 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w13111563>.

KOTZEE, Ilse; REYERS, Belinda. Piloting a social-ecological index for measuring flood resilience: a composite index approach. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 45-53, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.018>.

KOVACS, Yves; DOUSSIN, Nicolas; GAUSSENS, Marion. **Flood risk and cities developing countries**. (Relatório Técnico). Paris: French Development Agency. 2017.

KRIEGLER, Elmar; EDMONDS, Jae; HALLEGATTE, Stéphane; EBI, Kristie L.; KRAM, Tom; RIAHI, Keywan; WINKLER, Harald; VAN VUUREN, Detlef P.. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared climate policy assumptions. **Climatic Change**, v. 122, n. 3, p. 401-414, 28 jan. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0971-5>.

KUMAR, Satish; AGARWAL, Ankit; GANAPATHY, Abinеш; VILLURI, Vasant Govind Kumar; PASUPULETI, Srinivas; KUMAR, Dheeraj; KAUSHAL, Deo Raj; GOSAIN, Ashwin Kumar; SIVAKUMAR, Bellie. Impact of climate change on stormwater drainage in urban areas. **Stochastic Environmental Research And Risk Assessment**, v. 36, n. 1, p. 77-96, 4 out. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00477-021-02105-x>.

LEE, Eui; KIM, Joong. Development of Resilience Index Based on Flooding Damage in Urban Areas. **Water**, v. 9, n. 428, p. 1-15, 13 jun. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w9060428>.

LEVY, Pierre. **Collective intelligence in the digital age: a revolution just at its beginning**. In Communication. 2014. (Entrevista com Nelesi Rodrigues). Pierre Levy blog. <https://pierrelevyblog.com/2014/11/14/collective-intelligence-big-data-and-ieml/>.

LI, Hong; GAO, Hongkai; ZHOU, Yanlai; STORTEIG, Ina; NIE, Linmei; SÆLTHUN, Nils Roar; XU, Chong-Yu. Urban Flood Modeling of a Partially Separated and Combined Drainage System in the Grefsen Basin in Oslo, Norway. **Journal Of Water Management Modeling**, v. 30, n. 480, p. 1-10, 30 maio 2022. Computational Hydraulics International. <http://dx.doi.org/10.14796/jwmm.c480>.

LIANG, Changmei; ZHANG, Xiang; XU, Jin; PAN, Guoyan; WANG, Yao. An integrated framework to select resilient and sustainable sponge city design schemes for robust decision making. **Ecological Indicators**, v. 119, p. 106810, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106810>.

LIU, Haixing; WANG, Yuntao; ZHANG, Chi; CHEN, Albert S.; FU, Guangtao. Assessing real options in urban surface water flood risk management under climate change. **Natural**

Hazards, v. 94, n. 1, p. 1-18, 21 maio 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-018-3349-1>.

LIWANAG, Florife; MOSTRALES, Daniel S.; IGNACIO, Ma. Teresa T.; OREJUDOS, Jerson N.. Flood Modeling Using GIS and PCSWMM. **Engineering Journal**, v. 22, n. 3, p. 279-289, 28 jun. 2018. Faculty of Engineering, Chulalongkorn University. <http://dx.doi.org/10.4186/ej.2018.22.3.279>.

LÜ, Guonian; BATTY, Michael; STROBL, Josef; LIN, Hui; ZHU, A-Xing; CHEN, Min. Reflections and speculations on the progress in Geographic Information Systems (GIS): a geographic perspective. **International Journal Of Geographical Information Science**, v. 33, n. 2, p. 346-367, 19 out. 2018. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/13658816.2018.1533136>.

LUO, Zhuoran; ZHAO, Shuqi; WU, Jin; ZHANG, Yongxiang; LIU, Peibin; JIA, Ruitao. The influence of ecological restoration projects on groundwater in Yongding River Basin in Beijing, China. **Water Supply**, v. 19, n. 8, p. 2391-2399, 27 ago. 2019. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.119>.

LYU, Rongfang; CLARKE, Keith C.; ZHANG, Jianming; FENG, Junli; JIA, Xuehui; LI, Jijun. Spatial correlations among ecosystem services and their socio-ecological driving factors: a case study in the city belt along the yellow river in ningxia, china. **Applied Geography**, v. 108, p. 64-73, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.05.003>.

MALIK, Abdulahad; ABDALLA, Rifaat. Geospatial modeling of the impact of sea level rise on coastal communities: application of richmond, british columbia, canada. **Modeling Earth Systems And Environment**, v. 2, n. 146, p. 1-17, 4 ago. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40808-016-0199-2>.

MARSOOLI, Reza; LIN, Ning. Impacts of climate change on hurricane flood hazards in Jamaica Bay, New York. **Climatic Change**, v. 163, n. 4, p. 2153-2171, 26 nov. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-020-02932-x>.

MARTIN, Cristina; KAMARA, Oihane; BERZOSA, Iker; BADIOLA, Jose Luis. Smart GIS platform that facilitates the digitalization of the integrated urban drainage system. **Environmental Modelling & Software**, v. 123, p. 1-7, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104568>.

MATTOS, Tiago Souza; OLIVEIRA, Paulo Tarso S.; BRUNO, Leonardo de Souza; OLIVEIRA, Nilo Dinis de; VASCONCELOS, Jose G.; LUCAS, Murilo Cesar. Improving Urban Flood Resilience under Climate Change Scenarios in a Tropical Watershed Using Low-Impact Development Practices. **Journal Of Hydrologic Engineering**, v. 26, n. 12, p. 1-11, dez. 2021. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002143](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002143).

MEEGODA, J.N.; JULIANO, T.M.; POTTS, L.; TANG, C.; MARHABA, T.. Implementation of a drainage information, analysis and management system. **Journal Of**

Traffic And Transportation Engineering (English Edition), v. 4, n. 2, p. 165-177, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtte.2017.03.002>.

MEEROW, Sara; NEWELL, Joshua P.; STULTS, Melissa. Defining urban resilience: a review. **Landscape And Urban Planning**, v. 147, p. 38-49, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.011>.

MIGUEZ, Marcelo G.; RAUPP, Igor P.; VERÓL, Aline P.. An integrated quantitative framework to support design of resilient alternatives to manage urban flood risks. **Journal Of Flood Risk Management**, v. 12, n. 2, p. 1-13, 13 dez. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jfr3.12514>.

MIGUEZ, Marcelo G; VERÓL, Aline P. A catchment scale Integrated Flood Resilience Index to support decision making in urban flood control design. **Environment And Planning B: Urban Analytics and City Science**, v. 44, n. 5, p. 925-946, 27 jun. 2016. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0265813516655799>.

MOLLALO, Abolfazl; VAHEDI, Behzad; RIVERA, Kiara M.. GIS-based spatial modeling of COVID-19 incidence rate in the continental United States. **Science Of The Total Environment**, v. 728, n. 138884, p. 1-8, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138884>.

MOORE, Trisha L.; GULLIVER, John S.; STACK, Latham; SIMPSON, Michael H.. Stormwater management and climate change: vulnerability and capacity for adaptation in urban and suburban contexts. **Climatic Change**, v. 138, n. 3-4, p. 491-504, 13 ago. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-016-1766-2>.

MOOYAART, L. F.; JONKMAN, S. N.. Overview and Design Considerations of Storm Surge Barriers. **Journal Of Waterway, Port, Coastal, And Ocean Engineering**, v. 143, n. 4, p. 1-9, jul. 2017. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ww.1943-5460.0000383](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ww.1943-5460.0000383).

MORIASI, Daniel; GITAU, Margaret; PAI, Naresh; DAGGUPATI, Prasad. Hydrologic and Water Quality Models: performance measures and evaluation criteria. **Transactions Of The Asabe**, v. 58, n. 6, p. 1763-1785, 30 dez. 2015. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). <http://dx.doi.org/10.13031/trans.58.10715>.

MUGUME, Seith N.; GOMEZ, Diego E.; FU, Guangtao; FARMANI, Raziye; BUTLER, David. A global analysis approach for investigating structural resilience in urban drainage systems. **Water Research**, v. 81, p. 15-26, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.030>.

MUHAMMAD, Niaz; BANOORI, Noureen; AKBAR, Ali; AZIZULLAH, Azizullah; KHAN, Mumtaz; QASIM, Muhammad; RAHMAN, Hazir. Microbial and toxic metal contamination in well drinking water: potential health risk in selected areas of kohat, pakistan. **Urban Water Journal**, v. 14, n. 4, p. 394-400, 26 abr. 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2016.1173218>.

MYERS, Baden; AWAD, John; PEZZANITI, David; GONZALEZ, Dennis; PAGE, Declan; DILLON, Peter. Stormwater Runoff Modelling in an Urban Catchment to Plan Risk Management for Contaminant Spills for Stormwater Harvesting. **Water**, v. 13, n. 2865, p. 1-17, 14 out. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w13202865>.

MYRONIDIS, Dimitrios; IVANOVA, Ekaterina. Generating Regional Models for Estimating the Peak Flows and Environmental Flows Magnitude for the Bulgarian-Greek Rhodope Mountain Range Torrential Watersheds. **Water**, v. 12, n. 784, p. 1-17, 12 mar. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12030784>.

MYRONIDIS, Dimitrios; STATHIS, Dimitrios; SAPOUNTZIS, Marios. Post-Evaluation of Flood Hazards Induced by Former Artificial Interventions along a Coastal Mediterranean Settlement. **Journal Of Hydrologic Engineering**, v. 21, n. 10, p. 1-9, out. 2016. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0001413](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0001413).

NANDI, Arpita; MANDAL, Arpita; WILSON, Matthew; SMITH, David. Flood hazard mapping in Jamaica using principal component analysis and logistic regression. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 465, p. 1-16, mar. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-016-5323-0>.

NGUYEN, V.-T.-V.; DESRAMAUT, N.; NGUYEN, T.-D.. Optimal rainfall temporal patterns for urban drainage design in the context of climate change. **Water Science And Technology**, v. 62, n. 5, p. 1170-1176, 1 set. 2010. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.295>.

O'NEILL, Brian C.; KRIEGLER, Elmar; RIAHI, Keywan; EBI, Kristie L.; HALLEGATTE, Stephane; CARTER, Timothy R.; MATHUR, Ritu; VAN VUUREN, Detlef P.. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. **Climatic Change**, v. 122, n. 3, p. 387-400, 15 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>.

OGIE, R.I.; ADAM, C.; PEREZ, P.. A review of structural approach to flood management in coastal megacities of developing nations: current research and future directions. **Journal Of Environmental Planning And Management**, v. 63, n. 2, p. 127-147, 14 fev. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2018.1547693>.

OLIVER, Mendoza-Cano; JESÖS, López-De La Cruz; IAN, Pattison; MA, Martinez-Preciado; MANUEL, Uribe-Ramos Juan; M., Edwards R.; IVAN, Ramírez-Lomelí Cesar; PEDRO, Rincón-Avalos; A, Velazco-Cruz Jorge. Disaster Risk Resilience in Colima-Villa de Alvarez, Mexico: application of the resilience index to flash flooding events. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, v. 16, n. 2128, p. 1-12, 16 jun. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph16122128>.

OLSSON, Taru; KÄMÄRÄINEN, Matti; SANTOS, Darwin; SEITOLA, Teija; TUOMENVIRTA, Heikki; HAAVISTO, Riina; LAVADO-CASIMIRO, Waldo. Downscaling climate projections for the Peruvian coastal Chancay-Huaral Basin to support river discharge modeling with WEAP. **Journal Of Hydrology: Regional Studies**, v. 13, p. 26-42, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.05.011>.

OSMAN, Yassin; AL-ANSARI, Nadhir; ABDELLATIF, Mawada; ALJAWAD, Sadeq B.; KNUTSSON, Sven. Expected Future Precipitation in Central Iraq Using LARS-WG Stochastic Weather Generator. **Engineering**, v. 06, n. 13, p. 948-959, 2014. Scientific Research Publishing, Inc.. <http://dx.doi.org/10.4236/eng.2014.613086>.

PARKINSON, J.; TAYLER, K.; MARK, O.. Planning and design of urban drainage systems in informal settlements in developing countries. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 3, p. 137-149, set. 2007. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15730620701464224>.

PARKINSON, Jonathan; MARK, Ole. **Urban Stormwater Management in Developing Countries**. Londres: IWA Publishing, 2005. 218 p. ISBN: 1843390574.

PASQUIER, Ulysse; HE, Yi; HOOTON, Simon; GOULDEN, Marisa; HISCOCK, Kevin M.. An integrated 1D–2D hydraulic modelling approach to assess the sensitivity of a coastal region to compound flooding hazard under climate change. **Natural Hazards**, v. 98, n. 3, p. 915-937, 30 ago. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-018-3462-1>.

PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas**. MARENGO, J. A.; SCARANO, F. R. (Org.). Rio de Janeiro: PBMC, COPPE – UFRJ, 2016. 184 p. ISBN: 9788528503456.

PERRONE, Antonio; INAM, Azhar; ALBANO, Raffaele; ADAMOWSKI, Jan; SOLE, Aurelia. A participatory system dynamics modeling approach to facilitate collaborative flood risk management: a case study in the bradano river (italy). **Journal Of Hydrology**, v. 580, n. 124354, p. 1-16, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124354>.

PEZZOLI, Alessandro; CARTACHO, Diego Lourenco. Extreme Events Assessment Methodology Coupling Rainfall and Tidal Levels in the Coastal Flood Plain of the Sao Paulo North Coast (Brazil) for Engineering Projects Purposes. **Journal Of Climatology & Weather Forecasting**, v. 01, n. 02, p. 1-5, 2013. OMICS Publishing Group. <http://dx.doi.org/10.4172/2332-2594.1000103>.

PMF, Secretaria Municipal de Infraestrutura. **Revisão do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico**. Florianópolis: PMF, 2021. 251 p.

PONCE, Victor M.; HAWKINS, Richard H. Runoff Curve Number: has it reached maturity?, **Journal of Hydrologic Engineering**, V. 01, n. 01, p. 11-19, 1996. ASCE Manager. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1996\)1:1\(11\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1996)1:1(11)).

PROAG, Virendra. The Concept of Vulnerability and Resilience. **Procedia Economics And Finance**, v. 18, p. 369-376, 2014. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s2212-5671\(14\)00952-6](http://dx.doi.org/10.1016/s2212-5671(14)00952-6).

QIU, Yangzi; ICHIBA, Abdellah; PAZ, Igor da Silva Rocha; CHEN, Feihu; VERSINI, Pierre-Antoine; SCHERTZER, Daniel; TCHIGUIRINSKAIA, Ioulia. Evaluation of Low Impact Development and Nature-Based Solutions for stormwater management: a fully distributed modelling approach, **Hydrology and Earth System Sciences: Discussions** [preprint], <https://doi.org/10.5194/hess-2019-347>, 2019.

RAMA, Fabrizio; MIOTLIŃSKI, Konrad. Multiple-step numerical modeling to assist aquifer characterization: a case study from the south of Brazil. **Hydrogeology Journal**, v. 28, n. 8, p. 2747-2763, 1 out. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-020-02232-9>.

RAMA, Fabrizio; RAMOS, Débora Toledo; MÜLLER, Juliana Braun; CORSEUIL, Henry Xavier; MIOTLIŃSKI, Konrad. Flow field dynamics and high ethanol content in gasohol blends enhance BTEX migration and biodegradation in groundwater. **Journal Of Contaminant Hydrology**, v. 222, p. 17-30, abr. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.01.003>.

REDDY, A Sivasena; REDDY, M Janga. Evaluating the influence of spatial resolutions of DEM on watershed runoff and sediment yield using SWAT. **Journal Of Earth System Science**, v. 124, n. 7, p. 1517-1529, 19 set. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12040-015-0617-2>.

REZENDE, Osvaldo M.; MIRANDA, Francis M.; HADDAD, Assed N.; MIGUEZ, Marcelo G.. A Framework to Evaluate Urban Flood Resilience of Design Alternatives for Flood Defence Considering Future Adverse Scenarios. **Water**, v. 11, n. 1485, p. 1-28, 17 jul. 2019a. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w11071485>.

REZENDE, Osvaldo Moura; FRANCO, Anna Beatriz Ribeiro da Cruz de; OLIVEIRA, Antonio Krishnamurti Beleño de; JACOB, Ana Caroline Pitzer; MIGUEZ, Marcelo Gomes. A framework to introduce urban flood resilience into the design of flood control alternatives. **Journal Of Hydrology**, v. 576, p. 478-493, set. 2019b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.063>.

RIGOTTI, Jucimara Andreza; POMPÊO, Cesar Augusto; FONSECA, Alessandra Larissa D' Oliveira. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, v. 11, n. 1, p. 85-97, 26 jan. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1732>.

RODRÍGUEZ, Íñigo .J. Losada, LASA, Cristina Izaguirre. **Generación de bases de datos climáticos para el análisis de riesgos en las costas de Santa Catarina (Brasil): resumen para gestores**. Santiago: CEPAL, Ministério do Meio Ambiente - Brasil , 2016. 39 p.

ROSENZWEIG, B. R.; CANTIS, P. Herreros; KIM, Y.; COHN, A.; GROVE, K.; BROCK, J.; YESUF, J.; MISTRY, P.; WELTY, C.; MCPHEARSON, T.. The Value of Urban Flood Modeling. **Earth'S Future**, v. 9, n. 1, p. 1-9, jan. 2021. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2020ef001739>.

ROSSMAN L. A. **Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1**. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 2015, 352 p

ROY, Pankaj. The Role of Geospatial Technology in Bridging the Gap between Physical and Human Geography. *European Academic Research*, [s. l], v. 2, n. 2, p. 2686-2697, maio 2014.

SALDARRIAGA, Juan; SALCEDO, Camilo; SOLARTE, Laura; PULGARÍN, Laura; RIVERA, Maria Laura; CAMACHO, Mariana; IGLESIAS-REY, Pedro L.; MARTÍNEZ-SOLANO, Francisco Javier; CUNHA, Maria. Reducing Flood Risk in Changing Environments: optimal location and sizing of stormwater tanks considering climate change. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2491, 6 set. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12092491>.

SANTA CATARINA. Lei Ordinária nº 14829, de 11 de agosto de 2009. Institui a Política Estadual sobre Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável de Santa Catarina, e adota outras providências. Florianópolis, 11 ago. 2009.

SANTANA, Paula Lidia; CAPRARIO, Jakcemara; WU, Fernando Kit; AZEVEDO, Larissa Thainá Schmitt; UDA, Patrícia Kazue; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. Hydraulic-hydrological modelling for ecological flow analysis in urbanised basins without monitored flow data. **Urban Water Journal**, p. 1-14, 10 mar. 2022. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2022.2050267>.

SANTOS, Gesmar Rosa dos; KUWAJIMA, Julio Issao; SANTANA, Adrielli Santos de. TD 2587 - Regulação e Investimento no Setor de Saneamento no Brasil: trajetórias, desafios e incertezas. **Texto Para Discussão**, Rio de Janeiro, Brasil, p. 1-70, 1 ago. 2020. Instituto de Pesquisa Economica Aplicada - IPEA. <http://dx.doi.org/10.38116/td2587>.

SARTORI, A.; NETO F. L.; GENOVEZ A. M. **Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação**, RBRH, v. 10, n. 4, p.5-18, 2005.

SAYERS, Paul; YUANYUAN, Li; GALLOWAY, Gerry; PENNING-ROUSELL, Edmund; FUXIN, Shen; KANG, Wen; YIWEI, Chen; QUESNE, Ton Le. **Flood risk management: a strategy approach**. Paris, UNESCO, 2013. 202 p. ISBN: 9789230011598.

SCHARDONG, Andre; SIMONOVIC, Slobodan P. **Intensidade Duração Frequência Possible Impacts of Climate Change on Intensity**. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves: ABRH, 2013. [Online]. Disponível em: <https://anais.abrhydro.org.br/jobs.php?Event=66>

SCHMITZ, Vanderleia. **Estimativa da produção de sedimentos em duas Bacias Hidrográficas urbanas**. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, 130p., Florianópolis, 2018.

SDE – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Levantamento Aerofotogramétrico de Santa Catarina**. Resolução de 39 cm, na escala de 1:10.000. Data da Fotogrametria: 2012.

SEE, Lay Shien; CALO, Luke; BANNON, Benjamin; OPDYKE, Aaron. An Open Data Approach to Mapping Urban Drainage Infrastructure in Developing Communities. **Water**, v. 12, n. 1880, p. 1-15, 1 jul. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12071880>.

SEHGAL, V.; LAKHANPAL, A.; MAHESWARAN, R.; KHOSA, R.; SRIDHAR, Venkataramana. Application of multi-scale wavelet entropy and multi-resolution Volterra

models for climatic downscaling. **Journal Of Hydrology**, v. 556, p. 1078-1095, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.10.048>.

SEMENOV, Ma; STRATONOVITCH, P. Use of multi-model ensembles from global climate models for assessment of climate change impacts. **Climate Research**, v. 41, p. 1-14, 20 jan. 2010. Inter-Research Science Center. <http://dx.doi.org/10.3354/cr00836>.

SHAMSI, Uzair M.; KORAN, Joseph. Continuous Calibration. **Journal Of Water Management Modeling**, v. 25, n. 414, p. 1-9, 2017. Computational Hydraulics International. <http://dx.doi.org/10.14796/jwmm.c414>.

SHASTRI, Hiteshri; GHOSH, Subimal; PAUL, Supantha; SHAFIZADEH-MOGHADAM, Hossein; HELBICH, Marco; KARMAKAR, Subhankar. Future urban rainfall projections considering the impacts of climate change and urbanization with statistical–dynamical integrated approach. **Climate Dynamics**, v. 52, n. 9-10, p. 6033-6051, 13 out. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-018-4493-8>.

SIDEK, Lariyah Mohd; CHUA, Lloyd Hock Chye; AZIZI, Aqilah Syasya Mohd; BASRI, Hidayah; JAAFAR, Aminah Shakirah; MOON, Wei Chek. Application of PCSWMM for the 1-D and 1-D–2-D Modeling of Urban Flooding in Damansara Catchment, Malaysia. **Applied Sciences**, v. 11, n. 19, p. 9300, 7 out. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/app11199300>.

SILVA, Paula Gomes da; DALINGHAUS, Charline; GONZÁLEZ, Mauricio; GUTIÉRREZ, Omar; ESPEJO, Antonio; ABASCAL, Ana J.; KLEIN, Antonio H. F.. Estimating Flooding Level Through the Brazilian Coast Using Reanalysis Data. **Journal Of Coastal Research**, v. 75, n. 1, p. 1092-1096, 3 mar. 2016. Coastal Education and Research Foundation. <http://dx.doi.org/10.2112/si75-219.1>.

SMID, Marek; COSTA, Ana Cristina. Climate projections and downscaling techniques: a discussion for impact studies in urban systems. **International Journal Of Urban Sciences**, v. 22, n. 3, p. 277-307, 27 nov. 2017. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/12265934.2017.1409132>.

SOUZA, Patrick Santos de; POMPEO, Cesar Augusto. Avaliação hidrogeomorfológica de um curso d'água urbano e as perspectivas de restabelecimento dos padrões de qualidade: estudo de caso do Rio Córrego Grande, Florianópolis, Brasil. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 4, n. 1, p. 69-79, 2016.

SOUZA, Patrick Santos de. **Revitalização de cursos d'água em área urbana: perspectivas de restabelecimento da qualidade hidrogeomorfológica do Córrego Grande (Florianópolis/SC)**. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFSC, 208p., Florianópolis, 2014.

SUN, Yabin; WENDI, Dadiyorto; KIM, Dong Eon; LIONG, Shie-Yui. Deriving intensity–duration–frequency (IDF) curves using downscaled in situ rainfall assimilated with remote sensing data. **Geoscience Letters**, v. 6, n. 17, p. 1-12, dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s40562-019-0147-x>.

TAN, Stephen Boon; CHUA, Lloyd Hock; SHUY, Eng Ban; LO, Edmond Yat-Man; LIM, Lai Wan. Performances of Rainfall-Runoff Models Calibrated over Single and Continuous Storm Flow Events. **Journal Of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 7, p. 597-607, jul. 2008. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2008\)13:7\(597\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2008)13:7(597)).

TARIKU, Tebikachew Betru; GAN, Thian Yew. Regional climate change impact on extreme precipitation and temperature of the Nile river basin. **Climate Dynamics**, v. 51, n. 9-10, p. 3487-3506, 30 jan. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-018-4092-8>.

TASCA, Fabiane Andressa; GOERL, Roberto Fabris; MICHEL, Gean Paulo; LEITE, Nei Kavaguichi; SÉRGIO, Djesser Zechner; BELIZÁRIO, Saman; CAPRARIO, Jakcemara; FINOTTI, Alexandra Rodrigues. 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**, 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>.

TOFIQ, F.A.; GUVEN, A.. Prediction of design flood discharge by statistical downscaling and General Circulation Models. **Journal Of Hydrology**, v. 517, p. 1145-1153, set. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.028>.

TOSUNOĞLU, Fatih; ONOF, Christian. Joint modelling of drought characteristics derived from historical and synthetic rainfalls: application of generalized linear models and copulas. **Journal Of Hydrology: Regional Studies**, v. 14, p. 167-181, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.001>.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Hidrologia – Ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1993.

UDNOON, Surasit; PILAILAR, Sitang; CHITTALADAKORN, Suwatana. Evaluation of Bangkok Flood Vulnerability Index Using Fuzzy Inference System. **Ksce Journal Of Civil Engineering**, v. 26, n. 2, p. 987-1003, 28 out. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12205-021-0459-1>.

VAN DUIN, Bert; ZHU, David Z.; ZHANG, Wenming; MUIR, Robert J.; JOHNSTON, Chris; KIPKIE, Craig; RIVARD, Gilles. Toward More Resilient Urban Stormwater Management Systems—Bridging the Gap From Theory to Implementation. **Frontiers In Water**, v. 3, n. 671059, p. 1-21, 12 jul. 2021. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/frwa.2021.671059>.

VAN VUUREN, Detlef P.; KRIEGLER, Elmar; O'NEILL, Brian C.; EBI, Kristie L.; RIAHI, Keywan; CARTER, Timothy R.; EDMONDS, Jae; HALLEGATTE, Stephane; KRAM, Tom; MATHUR, Ritu. A new scenario framework for Climate Change Research: scenario matrix architecture. **Climatic Change**, v. 122, n. 3, p. 373-386, 3 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-013-0906-1>.

VARGAS de CRISTO, Sandro Sidnei. **Análise de susceptibilidade a riscos naturais relacionados às enchentes e deslizamentos do setor leste da Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi, Florianópolis - SC**. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFSC, 195p., Florianópolis, 2002.

VERÓL, Aline Pires; BATTEMARCO, Bruna Peres; MERLO, Mylenna Linares; MACHADO, Ana Costa Marques; HADDAD, Assed Naked; MIGUEZ, Marcelo Gomes. The urban river restoration index (URRIX) - A supportive tool to assess fluvial environment improvement in urban flood control projects. **Journal Of Cleaner Production**, v. 239, n. 118058, p. 1-14, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118058>.

WAHAB, Roshan; TIONG, Robert. Multi-variate residential flood loss estimation model for Jakarta: an approach based on a combination of statistical techniques. **Natural Hazards**, v. 86, n. 2, p. 779-804, 17 dez. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-016-2716-z>.

WANG, C.X.; LI, Y.P.; ZHANG, J.L.; HUANG, G.H.. Development of an inexact-variance hydrological modeling system for analyzing interactive effects of multiple uncertain parameters. **Journal Of Hydrology**, v. 528, p. 94-107, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.004>.

WANG, Congxiao; DU, Shiqiang; WEN, Jiahong; ZHANG, Ming; GU, Honghuan; SHI, Yong; XU, Hui. Analyzing explanatory factors of urban pluvial floods in Shanghai using geographically weighted regression. **Stochastic Environmental Research And Risk Assessment**, v. 31, n. 7, p. 1777-1790, 29 mar. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00477-016-1242-6>.

WESCHENFELDER, Adriana Burin; KLERING, Eliana Veleda; ALVES, Rita de Cássia Marques; PINTO, Éber José de Andrade. Geração de Curvas IDF's para Cenários Projetados na Cidade de Porto Alegre/RS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 2, p. 201-216, jun. 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0102-77863340026>.

WU, Xushu; WANG, Zhaoli; GUO, Shenglian; LIAO, Weilin; ZENG, Zhaoyang; CHEN, Xiaohong. Scenario-based projections of future urban inundation within a coupled hydrodynamic model framework: a case study in dongguan city, china. **Journal Of Hydrology**, v. 547, p. 428-442, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.020>.

XIE, Pei; LEI, Xiaohui; ZHANG, Yuhu; WANG, Mingna; HAN, Ihnsup; CHEN, Qiuhua. Cluster analysis of drought variation and its mutation characteristics in Xinjiang province, during 1961–2015. **Hydrology Research**, v. 49, n. 4, p. 1016-1027, 7 mar. 2018. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/nh.2018.105>.

XU, Wenping; ZHONG, Ming; HONG, Yang; LIN, Kairong. Enhancing community resilience to urban floods with a network structuring model. **Safety Science**, v. 127, n. 104699, p. 1-12, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ssci.2020.104699>.

YIGITCANLAR, Tan; SABATINI-MARQUES, Jamile; LORENZI, Cibele; BERNARDINETTI, Nathalia; SCHREINER, Tatiana; FACHINELLI, Ana; WITTMANN,

Tatiana. Towards Smart Florianópolis: what does it take to transform a tourist island into an innovation capital?. **Energies**, v. 11, n. 3265, p. 1-32, 23 nov. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en11123265>.

ZANETTI, Vitor; SOUSA JUNIOR, Wilson de; FREITAS, Débora de. A Climate Change Vulnerability Index and Case Study in a Brazilian Coastal City. **Sustainability**, v. 8, n. 811, p. 1-12, 18 ago. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su8080811>.

ZHANG, Xiaoyue; CHEN, Lei; ZHANG, Meng; SHEN, Zhenyao. Prioritizing sponge city sites in rapidly urbanizing watersheds using multi-criteria decision model. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 28, n. 44, p. 63377-63390, 6 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-14952-w>.

ZHENG, C.; HILL, M. C.; CAO, G.; MA, R.. MT3DMS: model use, calibration, and validation. **Transactions Of The Asabe**, v. 55, n. 4, p. 1549-1559, 2012. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). <http://dx.doi.org/10.13031/2013.42263>.

ZHOU, Qianqian; LENG, Guoyong; SU, Jiongheng; REN, Yi. Comparison of urbanization and climate change impacts on urban flood volumes: importance of urban planning and drainage adaptation. **Science Of The Total Environment**, v. 658, p. 24-33, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.184>.

ZHU, Bingqi; WANG, Xunming; RIOUAL, Patrick. Multivariate indications between environment and ground water recharge in a sedimentary drainage basin in northwestern China. **Journal Of Hydrology**, v. 549, p. 92-113, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.058>.

APÊNDICE A – Characterization of the environmental and anthropogenic variables of each event and flooding site in the study area

Data	Latitude	Longitude	ID	Flooding events	Sea level	Rainfall	Elevation	Hydrography	Stormwater Drainage	Land use	Soil type	Hydrogeology	Slope	Groundwater level
2013-03-10	-27.706209	-48.501654	1	1	61.55	81.80	9.29	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.43	7.00
2013-03-10	-27.706297	-48.504472	2	1	61.55	81.80	7.75	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.00	7.00
2013-06-01	-27.705508	-48.499568	3	1	53.45	26.41	5.59	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.58	1.50
2013-06-01	-27.705438	-48.500037	4	1	53.45	26.41	4.78	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.58	3.50
2013-06-01	-27.705187	-48.499874	5	1	53.45	26.41	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.58	3.50
2013-06-01	-27.705241	-48.499161	6	1	53.45	26.41	5.25	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.40	1.50
2013-06-01	-27.70556	-48.499304	7	1	53.45	26.41	5.50	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.58	1.50
2013-06-01	-27.704741	-48.499269	8	1	53.45	26.41	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	2.06	1.50
2013-06-01	-27.704196	-48.498577	9	1	53.45	26.41	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.12	1.50
2013-08-04	-27.703319	-48.498114	10	1	75.34	13.71	4.64	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.35	1.50
2014-01-03	-27.701302	-48.506591	11	1	52.00	34.04	5.35	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.00	3.50
2014-10-31	-27.699575	-48.494125	12	2	60.09	0.50	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.90	1.50
2014-12-28	-27.699575	-48.494125	13	2	56.49	22.09	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.90	1.50
2015-02-14	-27.699233	-48.494697	14	2	70.25	61.72	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.53	1.50
2015-03-08	-27.696727	-48.493279	15	1	49.98	1.27	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.35	1.50
2015-03-08	-27.699233	-48.494697	16	2	49.98	1.27	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.53	1.50
2015-03-22	-27.696688	-48.492766	17	1	96.56	0.25	4.64	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.35	0.50
2015-04-22	-27.695048	-48.503992	18	1	71.63	15.47	6.54	No	No	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.50	3.50
2015-07-15	-27.694805	-48.491817	19	1	70.00	16.00	4.64	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.60	0.50
2015-07-15	-27.69419	-48.490931	20	1	70.00	16.00	4.64	Yes	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.73	0.50
2015-07-24	-27.692207	-48.488341	21	1	56.16	66.78	4.46	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.18	5.50
2015-08-15	-27.683700	-48.499518	22	1	51.00	0.00	4.72	No	No	Vegetation	Mangrove	Sedimentary	0.00	1.50
2015-08-15	-27.681154	-48.498169	23	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2015-08-15	-27.685047	-48.500219	24	1	51.00	0.00	13.62	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	2.55	5.50
2015-08-15	-27.673468	-48.486542	25	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50

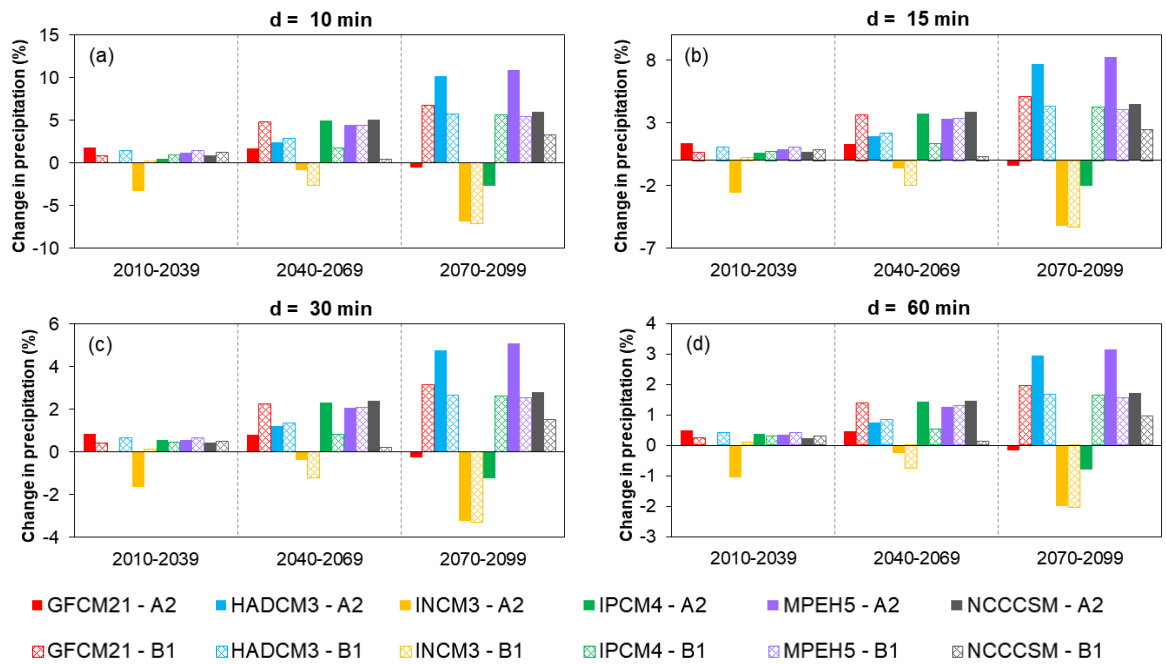
2015-08-15	-27.705538	-48.498675	26	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2015-08-15	-27.696705	-48.492641	27	1	51.00	0.00	6.61	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	0.73	7.00
2015-08-15	-27.703297	-48.497484	28	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2015-08-15	-27.704719	-48.498641	29	1	51.00	0.00	9.45	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2015-08-15	-27.704174	-48.497947	30	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2015-08-15	-27.694782	-48.491176	31	1	51.00	0.00	11.56	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.90	5.50
2015-08-15	-27.694167	-48.490288	32	1	51.00	0.00	9.42	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.40	5.50
2015-08-15	-27.696665	-48.492126	33	1	51.00	0.00	4.17	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.53	5.50
2015-08-15	-27.690705	-48.486805	34	1	51.00	0.00	12.05	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.77	5.50
2015-08-15	-27.692184	-48.487692	35	6	51.00	0.00	9.32	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.19	5.50
2016-03-03	-27.660078	-48.503318	36	8	59.76	51.55	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-03-03	-27.673492	-48.487177	37	1	59.76	51.55	11.83	No	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.68	5.50
2016-03-25	-27.699211	-48.494061	38	8	62.30	86.34	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-03-25	-27.699553	-48.493487	39	8	62.30	86.34	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.657056	-48.506796	40	1	100.61	1.80	3.14	No	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.71	0.50
2016-09-15	-27.600998	-48.573614	41	8	100.61	1.80	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.600633	-48.552715	42	8	100.61	1.80	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.578052	-48.520057	43	8	100.61	1.80	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.577139	-48.517101	44	8	100.61	1.80	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.599096	-48.556033	45	8	100.61	1.80	1.43	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.35	0.50
2016-09-15	-27.599093	-48.556396	65	8	100.61	1.80	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2016-10-06	-27.652864	-48.524274	46	3	43.60	21.83	0.63	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Sedimentary	0.73	2.22
2016-10-25	-27.652864	-48.524274	47	3	46.71	24.62	0.63	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Sedimentary	0.73	2.22
2017-01-31	-27.590305	-48.515367	48	2	38.64	100.08	3.26	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	2.74	2.85
2017-01-31	-27.590900	-48.505495	49	3	38.64	100.08	0.63	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Sedimentary	0.73	2.22
2017-01-31	-27.587584	-48.504788	50	2	38.64	100.08	3.26	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	2.74	2.85
2017-01-31	-27.455030	-48.400767	51	6	38.64	100.08	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2017-01-31	-27.660058	-48.502743	52	6	38.64	100.08	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2017-01-31	-27.434456	-48.397174	53	1	38.64	100.08	0.76	Yes	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.95	5.95

2017-01-31	-27.431175	-48.446251	54	6	38.64	100.08	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2017-01-31	-27.509754	-48.470169	55	6	38.64	100.08	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2017-06-05	-27.74421	-48.509086	57	6	52.53	43.43	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2017-06-05	-27.432397	-48.456436	58	6	52.53	43.43	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2017-06-05	-27.645727	-48.523698	59	6	52.53	43.43	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2017-08-10	-27.600916	-48.553023	61	6	63.44	1.01	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2017-08-20	-27.655326	-48.525330	62	6	64.95	25.91	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2017-08-20	-27.600633	-48.552715	63	6	64.95	25.91	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2017-08-20	-27.599096	-48.556033	64	6	64.95	25.91	2.32	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Crystalline	0.40	5.52
2018-01-10	-27.437629	-48.401014	67	8	35.50	93.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-01-10	-27.447993	-48.430342	68	8	35.50	93.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-01-10	-27.438335	-48.410889	69	8	35.50	93.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-01-10	-27.437746	-48.403140	70	8	35.50	93.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-01-10	-27.422111	-48.430986	71	8	35.50	93.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-06-15	-27.599099	-48.556397	72	8	84.75	0.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-06-25	-27.645713	-48.523196	73	1	100.61	1.80	3.12	Yes	Yes	Urban	Acrisols	Crystalline	1.46	4.39
2018-06-25	-27.660058	-48.502743	74	1	100.61	1.80	0.82	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Crystalline	0.53	3.04
2018-08-26	-27.578052	-48.520057	75	5	99.23	0.00	3.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.25	3.96
2018-08-26	-27.577139	-48.517101	76	2	99.23	0.00	0.00	Yes	No	Urban	Mangrove	Crystalline	0.50	2.45
2018-08-26	-27.660058	-48.502743	77	2	99.23	0.00	0.00	Yes	No	Urban	Mangrove	Crystalline	0.50	2.45
2018-09-03	-27.599099	-48.556397	66	8	61.03	90.00	0.81	No	Yes	Urban	Arenosols	Crystalline	0.71	5.28
2018-09-03	-27.587584	-48.504788	78	5	61.03	90.00	0.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.79	4.17
2018-09-03	-27.599628	-48.557876	79	5	61.03	90.00	3.04	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.25	3.96
2018-09-03	-27.577609	-48.524400	80	5	61.03	90.00	0.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.79	4.17
2018-09-03	-27.653118	-48.516584	81	1	61.03	90.00	3.45	No	Yes	Urban	Mangrove	Crystalline	1.43	3.41
2018-09-03	-27.688248	-48.510299	82	5	61.03	90.00	3.04	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.25	3.96
2018-09-03	-27.480386	-48.407489	83	5	61.03	90.00	0.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.79	4.17
2018-09-03	-27.446296	-48.397720	84	5	61.03	90.00	3.04	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.25	3.96
2018-09-03	-27.441306	-48.406171	85	5	61.03	90.00	3.04	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.25	3.96

2019-07-03	-27.660058	-48.502743	86	1	100.00	0.00	21.95	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	0.18	3.34
2019-07-03	-27.645713	-48.523196	87	1	100.00	0.00	1.29	Yes	Yes	Urban	Acrisols	Sedimentary	1.29	4.92
2019-07-03	-27.599096	-48.556033	88	5	100.00	0.00	0.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.79	4.17
2019-07-03	-27.600633	-48.552715	89	5	100.00	0.00	0.00	Yes	Yes	Mangrove	Mangrove	Crystalline	0.79	4.17
2019-07-04	-27.452295	-48.399341	90	1	100.00	0.00	19.37	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	0.64	2.21
2019-07-04	-27.455235	-48.401519	91	1	100.00	0.00	19.53	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	0.35	3.02
2019-07-04	-27.465906	-48.463569	92	1	100.00	0.00	9.45	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	13.60	6.73
2019-07-04	-27.444335	-48.501298	93	1	100.00	0.00	1.87	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.56	6.80
2019-07-04	-27.448176	-48.430975	94	1	100.00	0.00	1.83	Yes	Yes	Vegetation	Mangrove	Sedimentary	0.00	6.85
2019-07-04	-27.446513	-48.398478	95	1	100.00	0.00	13.13	No	Yes	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	2.06	2.21
2019-07-05	-27.599096	-48.556033	96	1	90.00	0.00	2.98	Yes	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.00	3.55
2019-07-05	-27.578052	-48.520057	97	2	90.00	0.00	0.25	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.40	6.93
2019-07-05	-27.577139	-48.517101	98	3	90.00	0.00	8.27	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.00	3.34
2019-07-05	-27.660058	-48.502743	99	3	90.00	0.00	7.76	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	2.37	4.19
2019-07-05	-27.645713	-48.523196	100	3	90.00	0.00	9.18	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	1.00	3.46
2019-07-05	-27.599096	-48.556033	101	1	90.00	0.00	12.88	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.35	3.25
2019-07-05	-27.600633	-48.552715	102	1	90.00	0.00	2.98	Yes	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.00	3.55
2019-07-06	-27.43252	-48.457058	56	1	80.00	0.00	3.99	No	No	Vegetation	Arenosols	Sedimentary	0.18	7.21
2019-07-06	-27.645727	-48.523698	60	6	80.00	0.00	3.14	No	Yes	Urban	Cambisols	Crystalline	0.40	4.13
2019-07-06	-27.599096	-48.556033	103	2	80.00	0.00	0.59	Yes	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.00	6.64
2019-07-06	-27.578052	-48.520057	104	1	80.00	0.00	2.99	No	Yes	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.71	7.12
2019-07-06	-27.577139	-48.517101	105	2	80.00	0.00	0.59	Yes	No	Urban	Arenosols	Sedimentary	0.00	6.64
2019-07-06	-27.660058	-48.502743	106	2	80.00	0.00	0.25	Yes	Yes	Urban	Mangrove	Sedimentary	0.40	6.93
2019-07-06	-27.599096	-48.556033	107	2	80.00	0.00	2.09	No	No	Vegetation	Acrisols	Crystalline	0.18	7.64
2019-07-06	-27.600633	-48.552715	108	2	80.00	0.00	2.09	No	No	Vegetation	Acrisols	Crystalline	0.18	7.64

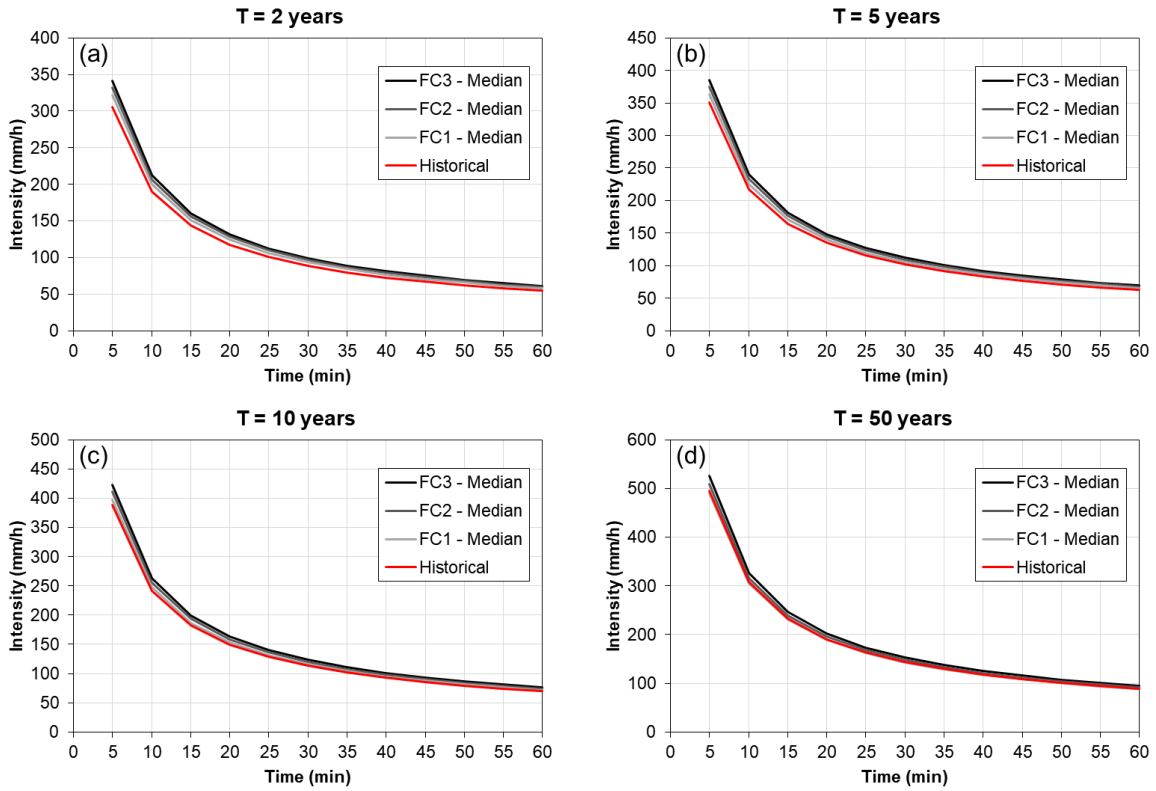
Source: Caprario *et al* (2021).

APÊNDICE B – Changes in precipitation (%) relative to baseline with six GCMs in three different time horizons and two SRES, for a storm with 10-year return period and four durations: 10-min (a), 15-min (b), 30-min (c) and 60-min (d).



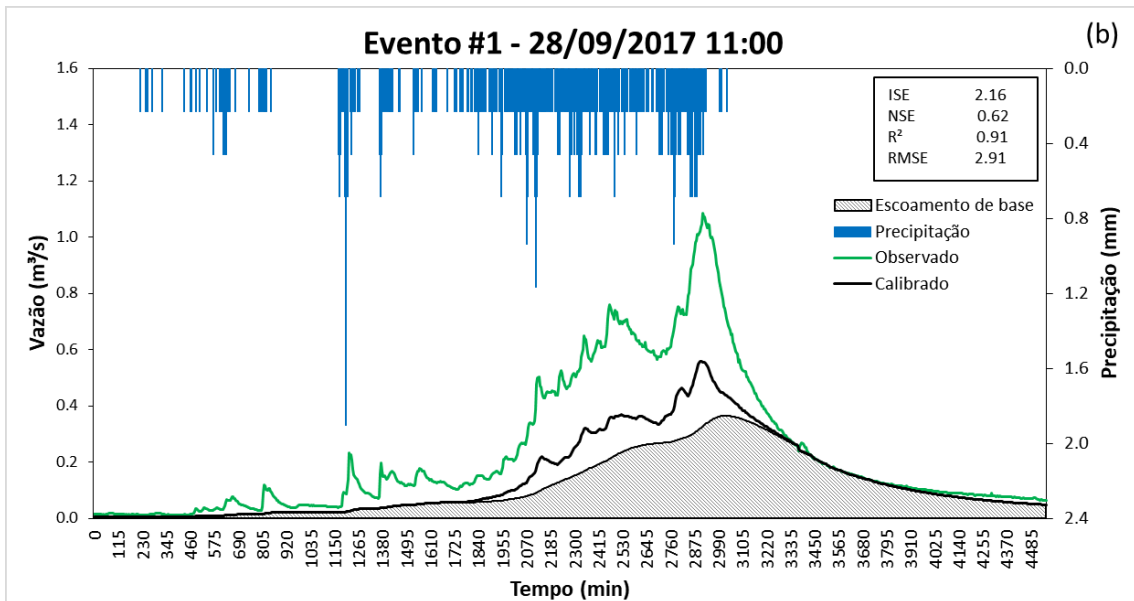
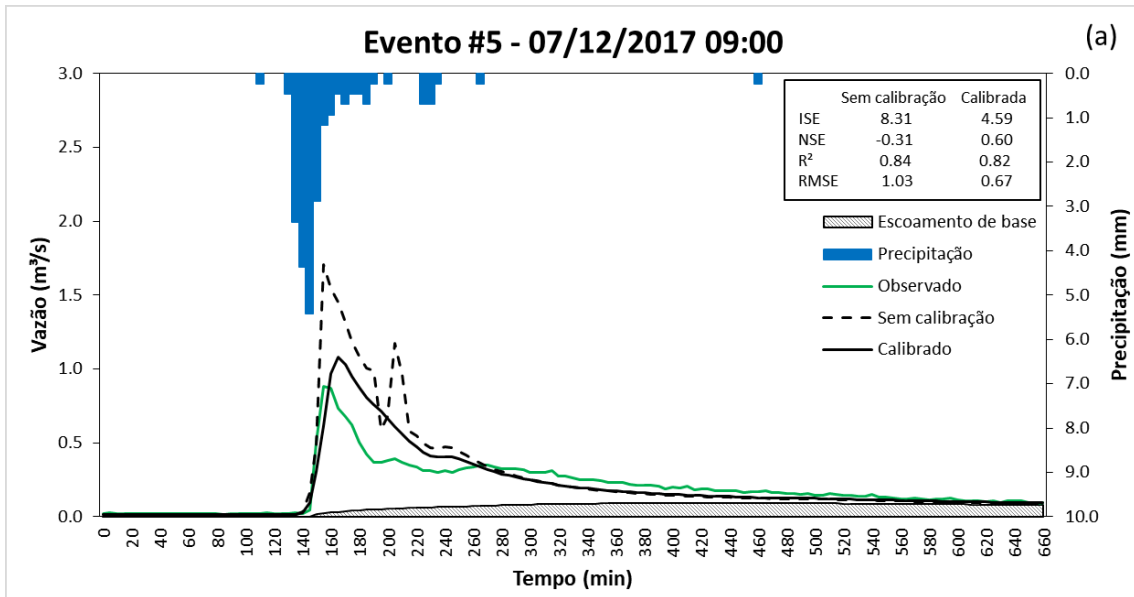
Source: Caprario *et al.* (2022).

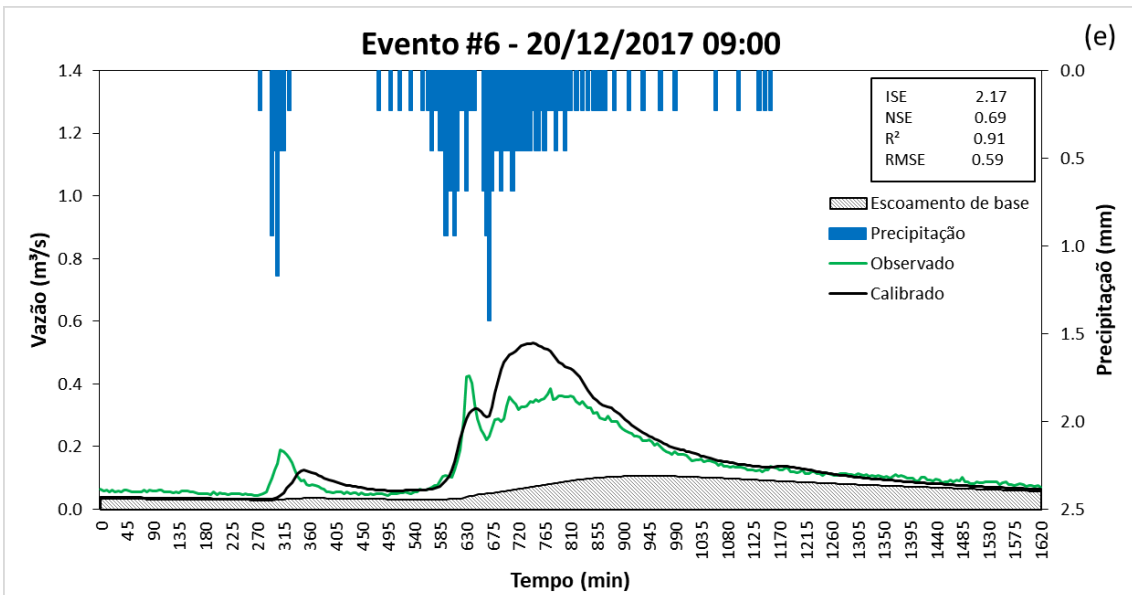
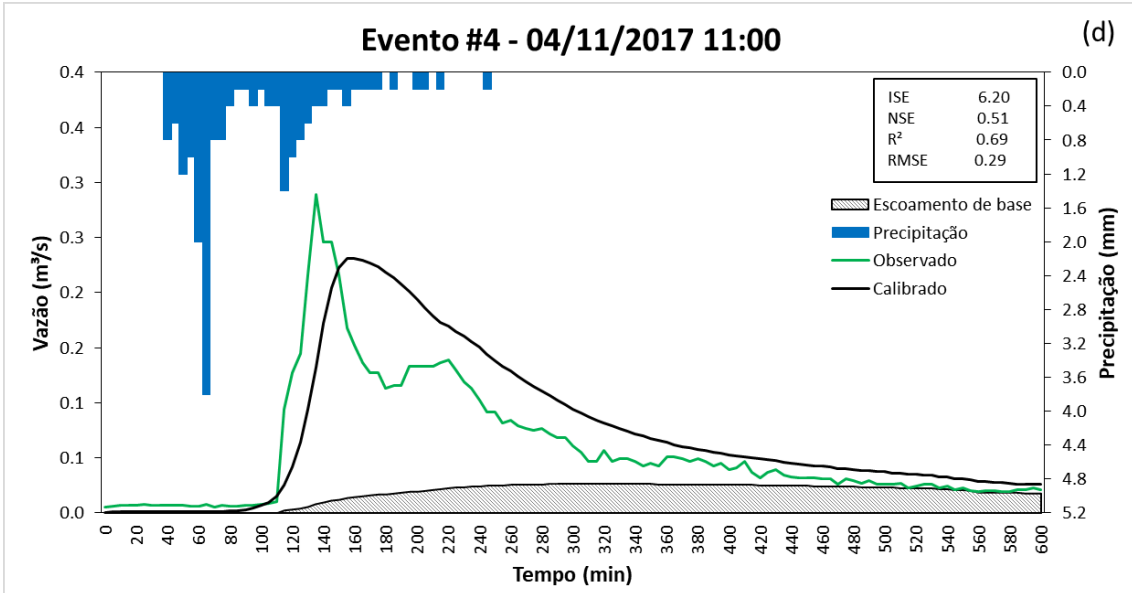
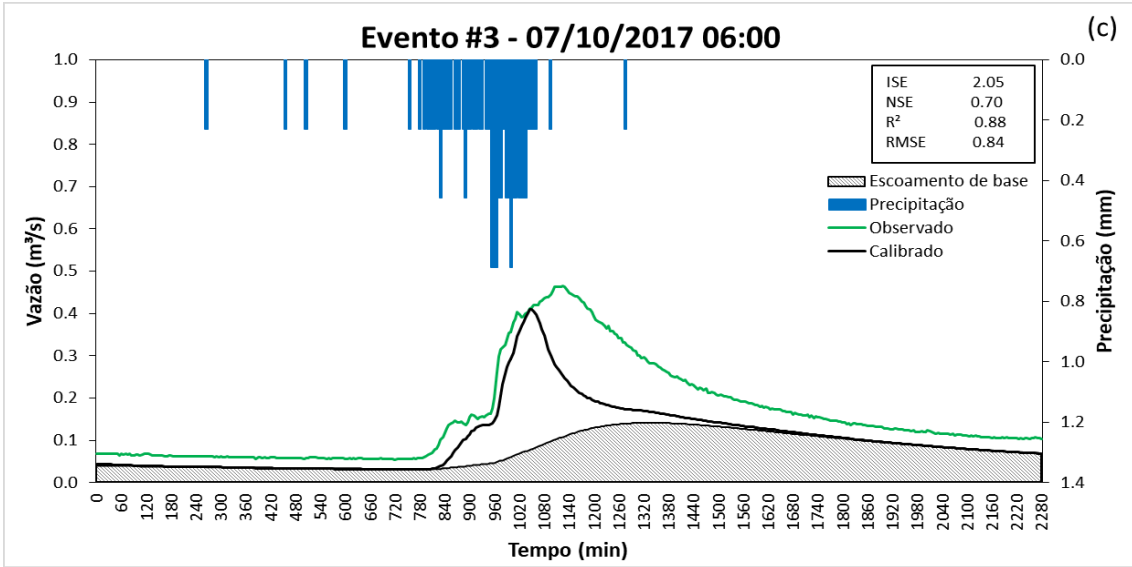
APÊNDICE C – Averaged IDF curves estimated from the historical rainfall and from the rainfall time series projected by the HADCM3 and MPEH5 models for the SRES B1 emission scenario, for different return periods: 2-years (a), 10-years (b), 25-years (c) and 50-years (d).



Source: Caprario *et al.* (2022).

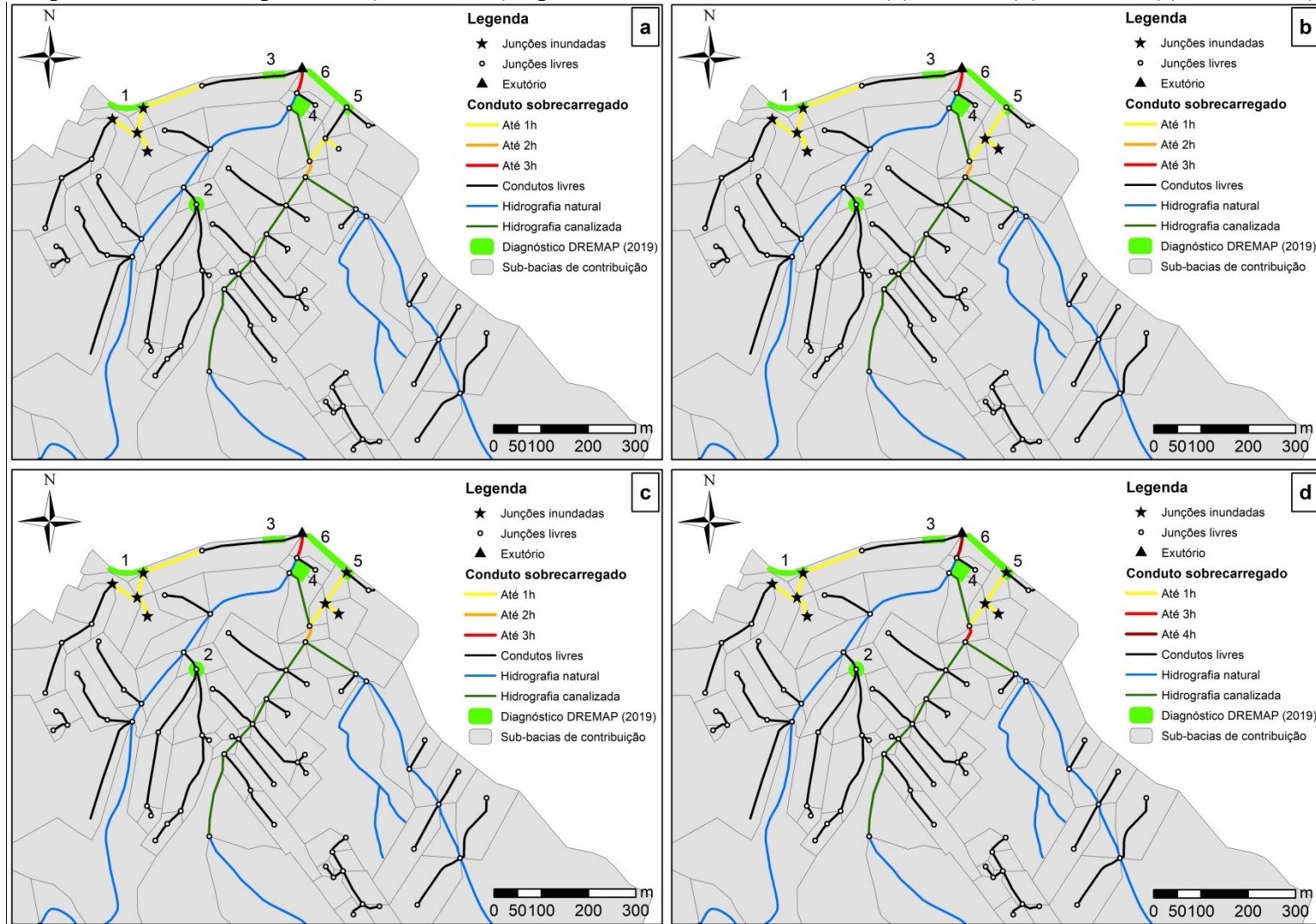
APÊNDICE D – Hidrogramas comparando a vazão simulada e observada na calibração - Evento #5 (a) e na validação - Evento #1 (b), Evento #3 (c), Evento #4 (d) e Evento #6 (e).





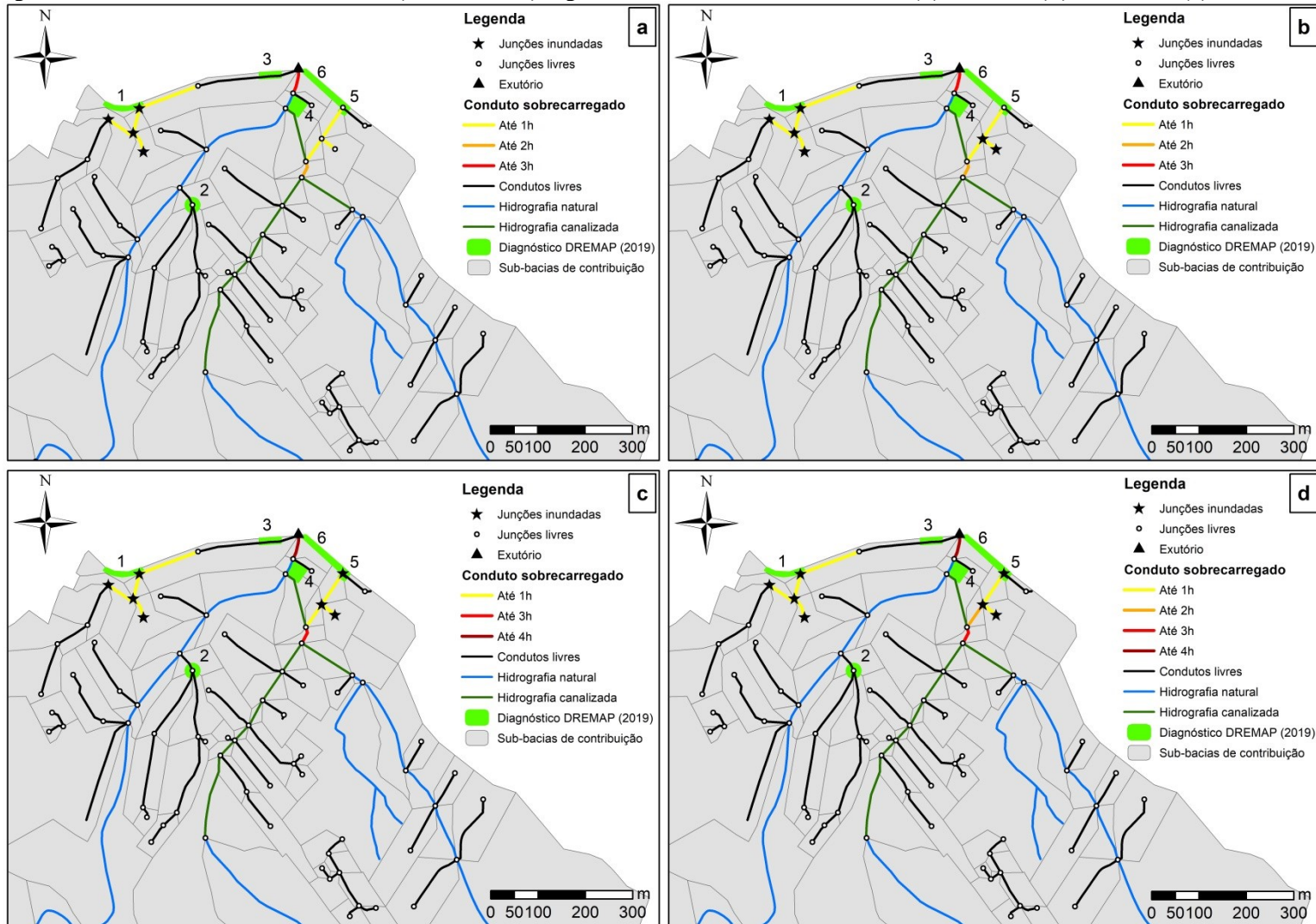
Fonte: Preparado pelo autor.

APÊNDICE E – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro próximo (2010 -2039) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).



Fonte: Preparado pelo autor.

APÊNDICE F – Junções inundadas e condutos sobrecarregados na sub-bacia Córrego Grande para eventos simulados com o cenário de precipitação do futuro intermediário (2040 -2069) e período de retorno de 2 anos (a), 5 anos (b), 10 anos (c) e 25 anos (d).



Fonte: Preparado pelo autor

APÊNDICE G – Cálculo e conversão em escala comum dos parâmetros característicos para determinação dos Subíndices de capacidade adaptativa. Onde P_s é o parâmetro declividade média, P_p é o parâmetro permeabilidade, P_{ti} é o parâmetro tipo da infraestrutura, P_{rf} é o parâmetro rota de fluxo, Si_1 é o Subíndice de capacidade adaptativa natural, e Si_2 é o Subíndice de capacidade adaptativa artificial.

Área de referência	Levantamentos iniciais e cálculo dos parâmetros característicos					Conversão em escala comum				Subíndices	
	Área (ha)	Área Permeável (ha)	P_s (%)	P_p (%)	P_{ti} (m)	P_s	P_p	P_{ti}	P_{rf}	Si_1	Si_2
1	1.18	0.01	2.47	0.46	0.80	1.0	1.0	0.4	0.2	0.00	0.68
2	0.98	0.01	2.47	1.02	0.60	1.0	1.0	0.6	0.8	0.00	0.32
3	0.16	0.03	2.37	20.20	0.50	1.0	0.6	0.6	0.8	0.28	0.32
4	0.86	0.00	2.22	0.00	0.40	1.0	1.0	0.8	0.8	0.00	0.20
5	0.85	0.09	3.47	10.02	0.40	0.8	0.8	0.8	0.8	0.20	0.20
6	0.9	0.08	9.19	8.58	0.40	0.6	0.8	0.8	1.0	0.26	0.12
7	1.17	0.76	24.3	64.67	0.40	0.4	0.2	0.8	1.0	0.74	0.12
8	2.15	1.59	28.47	74.14	0.40	0.4	0.2	0.8	1.0	0.74	0.12
9	0.79	0.04	1.75	5.60	0.40	1.0	0.8	0.8	0.2	0.14	0.44
10	1.09	0.25	5.16	23.24	0.40	0.8	0.6	0.8	0.2	0.34	0.44
11	1.17	0.38	14.06	32.57	0.40	0.6	0.4	0.8	0.2	0.54	0.44
12	0.48	0.00	24.4	0.44	0.40	0.4	1.0	0.8	0.6	0.18	0.28
13	0.09	0.01	23.89	13.98	0.40	0.4	0.8	0.8	0.6	0.32	0.28
14	12.54	11.56	27.67	92.20	0.40	0.4	0.0	0.8	0.2	0.88	0.44
15	0.23	0.06	2.6	24.63	0.40	1.0	0.6	0.8	0.2	0.28	0.44
16	0.81	0.09	1.61	11.58	1.50	1.0	0.8	0.4	0.2	0.14	0.68
17	0.21	0.00	0.63	0.00	1.50	1.0	1.0	0.4	0.4	0.00	0.60
18	0.22	0.00	0.32	0.00	0.50	1.0	1.0	0.6	0.4	0.00	0.48
19	0.62	0.00	3.13	0.02	0.40	0.8	1.0	0.8	0.8	0.06	0.20
20	0.36	0.00	2.24	0.00	0.50	1.0	1.0	0.6	1.0	0.00	0.24
21	1.4	0.02	4.43	1.75	0.40	0.8	1.0	0.8	0.8	0.06	0.20
22	0.61	0.27	3.07	44.84	1.50	0.8	0.4	0.4	0.4	0.48	0.60
23	0.29	0.21	4.58	71.12	0.40	0.8	0.2	0.8	0.4	0.62	0.36
24	0.31	0.09	1.43	30.49	1.50	1.0	0.4	0.4	0.4	0.42	0.60
25	0.71	0.25	4.25	35.32	0.40	0.8	0.4	0.8	0.4	0.48	0.36
26	1.36	0.00	1.06	0.08	0.40	1.0	1.0	0.8	0.4	0.00	0.36
27	0.49	0.00	1.66	0.15	1.50	1.0	1.0	0.4	0.4	0.00	0.60
28	0.61	0.00	2.39	0.00	0.40	1.0	1.0	0.8	0.4	0.00	0.36
29	0.1	0.01	1.66	13.56	1.50	1.0	0.8	0.4	0.4	0.14	0.60
30	0.79	0.27	2.67	33.80	0.40	1.0	0.4	0.8	0.4	0.42	0.36
31	0.64	0.25	7.04	38.76	0.40	0.8	0.4	0.8	0.4	0.48	0.36
32	0.33	0.09	5.59	27.37	0.40	0.8	0.6	0.8	1.0	0.34	0.12
33	0.32	0.19	16.4	59.21	0.40	0.6	0.2	0.8	1.0	0.68	0.12
34	0.06	0.02	3.51	30.67	1.50	0.8	0.4	0.4	0.4	0.48	0.60
35	0.14	0.02	2.6	16.94	0.40	1.0	0.6	0.8	0.4	0.28	0.36
36	0.87	0.32	14.35	36.63	0.40	0.6	0.4	0.8	0.4	0.54	0.36
37	0.15	0.06	2.41	37.97	1.50	1.0	0.4	0.4	0.4	0.42	0.60
38	0.41	0.19	6.68	46.77	0.40	0.8	0.4	0.8	0.4	0.48	0.36
39	0.9	0.57	29.43	63.18	0.40	0.4	0.2	0.8	1.0	0.74	0.12
40	0.42	0.25	25.26	60.41	0.40	0.5	0.2	0.8	0.6	0.71	0.28

Área de referência	Levantamentos iniciais e cálculo dos parâmetros característicos					Conversão em escala comum				Subíndices	
	Área (ha)	Área Permeável (ha)	P_s (%)	P_p (%)	P_{ii} (m)	P_s	P_p	P_{ii}	P_{rf}	Si_1	Si_2
41	0.25	0.20	22.54	81.76	0.40	0.4	0.0	0.8	1.0	0.88	0.12
42	0.45	0.28	23.69	62.72	0.40	0.4	0.2	0.8	1.0	0.74	0.12
43	0.28	0.11	29.25	38.68	0.40	0.4	0.4	0.8	1.0	0.60	0.12
44	0.39	0.25	31.19	64.28	0.40	0.4	0.2	0.8	1.0	0.74	0.12
45	0.36	0.13	14.61	36.37	0.40	0.6	0.4	0.8	1.0	0.54	0.12
46	0.09	0.05	7.15	59.78	0.40	0.8	0.2	0.8	1.0	0.62	0.12
47	1.65	1.49	28.52	90.16	0.40	0.4	0.0	0.8	0.2	0.88	0.44
48	1.55	1.11	33.59	71.31	0.40	0.4	0.2	0.8	0.2	0.74	0.44
49	1.29	0.97	31.46	75.09	0.40	0.4	0.0	0.8	0.2	0.88	0.44
50	0.49	0.31	30.9	63.52	0.40	0.4	0.2	0.8	0.2	0.74	0.44
51	0.42	0.31	30.17	74.23	0.40	0.4	0.2	0.8	0.2	0.74	0.44
52	0.46	0.08	4.37	17.41	0.50	0.8	0.6	0.6	0.2	0.34	0.56
53	0.82	0.24	3.27	29.07	0.50	0.8	0.6	0.6	1.0	0.34	0.24
54	0.08	0.04	2.87	52.92	0.40	1.0	0.2	0.8	0.8	0.56	0.20
55	1.24	0.38	2.95	30.89	0.50	1.0	0.4	0.6	1.0	0.42	0.24
56	0.41	0.18	2.17	43.83	0.40	1.0	0.4	0.8	0.8	0.42	0.20
57	0.85	0.20	3.04	23.49	0.40	0.8	0.6	0.8	0.8	0.34	0.20
58	1.15	0.19	3.78	16.42	0.40	0.8	0.6	0.8	1.0	0.34	0.12
59	0.19	0.02	2.34	11.63	0.40	1.0	0.8	0.8	1.0	0.14	0.12
60	0.27	0.04	13.96	15.38	0.40	0.6	0.6	0.8	0.2	0.40	0.44
61	0.84	0.62	24.13	73.77	0.50	0.4	0.2	0.6	0.2	0.74	0.56
62	0.11	0.06	22.03	52.82	0.50	0.4	0.2	0.6	1.0	0.74	0.24
63	0.54	0.25	21.55	45.86	0.40	0.4	0.4	0.8	0.8	0.60	0.20
64	0.6	0.51	23.52	85.30	0.50	0.4	0.0	0.6	0.2	0.88	0.56
65	0.44	0.27	14.44	61.02	0.50	0.6	0.2	0.6	1.0	0.68	0.24
66	0.4	0.23	9.74	56.32	0.40	0.6	0.2	0.8	0.8	0.68	0.20
67	0.27	0.17	16.24	64.47	0.40	0.6	0.2	0.8	1.0	0.68	0.12
68	0.31	0.17	17.59	56.19	0.40	0.6	0.2	0.8	1.0	0.68	0.12
69	0.22	0.04	23.61	18.89	0.40	0.4	0.6	0.8	1.0	0.46	0.12

Fonte: Preparado pelo auto

ANEXO A – Locais de ocorrência de inundações relatados pela comunidade da sub-bacia Córrego Grande durante o Diagnóstico participativo dos problemas de drenagem urbana pertencente à UTP 04 – Itacorubi.

Relato	Local do diagnóstico
1	Alagamento na Rua João Pio Duarte Silva, depois da padaria Maria Farinha.
2	Alagamento entre a Rua Dom Wilsom Laus Schmidt e a Rua Sebastião Laurentino da Silva.
3	Alagamento na Rua João Pio Duarte Silva, em frente ao Chopp do Gus, próximo à parada de ônibus.
4	Alagamento na Rua Fritz Plaumann, no pátio do estacionamento ao lado do córrego.
5	Alagamento na esquina da Rua Maestro Aldo Krieger com a Rua Mediterrâneo.
6	Inundação na Rua Maestro Aldo Krieger, entre a Rua João Pio Duarte Silva e a Rua Mediterrâneo.

Fonte: Adaptado de DREMAP (2019).