

O estudo concentrou-se na dinâmica hidrológica na porção superior da bacia hidrográfica do rio Ponte Grande com o intuito de determinar os volumes que estejam relacionados com os eventos de alagamentos e inundações, através da modelagem hidrológica, hidrodinâmica e HAND. Inicialmente, foi avaliado o modelo morfológico HAND para identificar as planícies. Posteriormente, coletaram-se dados importantes para a modelagem hidrológica, com foco no uso e ocupação da terra como parâmetro primário. Essa abordagem possibilitou uma análise minuciosa da distribuição espacial das ocupações ao integrar o modelo HAND com os dados de uso da terra. Para compreender as condições locais foi desenvolvido um modelo hidrológico capaz de quantificar os volumes dos pontos de alagamento e das inundações ao longo da área de estudo. Devido às limitações do *software* em representar as manchas de inundação 1D em regiões com drenagem artificial, como tubulações, galerias e pontes, criou-se o modelo 2D integrado ao modelo 1D para visualizar essas áreas. Esses dados são úteis para a busca por soluções baseadas em BMPs para atenuação dos volumes de alagamento e inundação, a fim de mitigar os problemas recorrentes da região. O HAND, calculado pelo algoritmo de direcionamento de fluxo D_{∞} , revelou 42% da área como planícies. A modelagem hidrológica e hidrodinâmica, desenvolvida a partir do cenário com maiores taxas de impermeabilidade, resultou em volumes de inundação variando de 70 mil a 150 mil m^3 para eventos de chuvas de 2017. A aplicação integrada de BMPs em toda a área é essencial para mitigar os volumes gerados. Em face do cenário atual, a ausência de medidas eficazes para o desenvolvimento urbano sustentável pode agravar os problemas existentes, já que os eventos vêm apresentando tendência de aumento na intensidade. Portanto, é necessário desenvolver técnicas de BMPs integradas para a detenção dos volumes de inundação, a fim de assegurar a saúde pública, preservar a integridade das infraestruturas e fomentar um desenvolvimento urbano eficiente, diante dos desafios ambientais relacionados à gestão hídrica.

ORIENTADOR: PROF. DR. SILVIO LUÍS RAFAELI NETO
LAGES, 2024

ANO
2024

VANESSA JUTEL DOS SANTOS | ABORDAGEM BASEADA EM VOLUMES PARA ANÁLISE
DE ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES EM BACIA HIDROGRÁFICA URBANA



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS - CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

ABORDAGEM BASEADA EM VOLUMES
PARA ANÁLISE DE ALAGAMENTOS E
INUNDAÇÕES EM BACIA HIDROGRÁFICA
URBANA

VANESSA JUTEL DOS SANTOS

LAGES, 2024

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PÓS – GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PGCAMB

VANESSA JUTEL DOS SANTOS

ABORDAGEM BASEADA EM VOLUMES PARA ANÁLISE DE ALAGAMENTOS E
INUNDAÇÕES EM BACIA HIDROGRÁFICA URBANA

LAGES

2024

VANESSA JUTEL DOS SANTOS

**ABORDAGEM BASEADA EM VOLUMES PARA ANÁLISE DE
ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES EM BACIA HIDROGRÁFICA URBANA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Silvio Luís Rafaeli Neto

LAGES

2024

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Universitária Udesc,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Jutel dos Santos, Vanessa

Abordagem baseada em volumes para análise de alagamentos e
inundações em bacia hidrográfica urbana / Vanessa Jutel dos Santos.
-- 2024.

174 p.

Orientador: Silvio Luís Rafaeli Neto

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, 2024.

1. HAND. 2. Paisagem hidrológica. 3. PCSWMM.
4. Modelagem hidrológica. 5. Modelagem hidrodinâmica. I. Rafaeli
Neto, Silvio Luís. II. Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais. III. Título.

VANESSA JUTEL DOS SANTOS

**ABORDAGEM BASEADA EM VOLUMES PARA ANÁLISE DE
ALAGAMENTOS E INUNDAÇÕES EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Silvio Luís Rafaeli Neto – UDESC
Orientador

Membros:

Prof. Dr. Sabrina Antunes Vieira – UDESC

Prof. Dr. Gean Paulo Michel – IPH/UFRGS

Lages 26 de janeiro de 2024

AGRADECIMENTOS

A minha mãe, Cristiane Jutel, por estar ao meu lado nos momentos bons e ruins e ter renunciado muitas horas de lazer para dedicar-se ao trabalho, a fim de possibilitar a conclusão dessa etapa em minha vida.

Ao meu irmão, Leandro Jutel, pelas inúmeras vezes que ficou acordado comigo nas madrugadas geladas e sempre dizendo “mana te amo” e por todos os gestos de carinhos que me motivaram a continuar.

Aos meus avós maternos, Bernadete Ana Jutel e Jacob Jutel, por todo o apoio emocional, acolhimentos nos momentos de fragilidade e sempre que possível no fim do dia aquele café especial me esperando.

Aos meus amigos e colegas do LabHIDRO Felizardo Neto, Felipe Branco, Gustavo Waltrick e Leonardo Zatti, por toda a ajuda nas etapas iniciais e finais do trabalho e se mostrarem dispostos a auxiliar no que fosse preciso. Agradeço também a Luana Brusamarello por todo o trabalho de levamento com drone, além da minha amiga Ana Carolina Mattei por todo incentivo e carinho.

A minha amiga Danielle Lopes, por todo o carinho, palavras de incentivo e companheirismo, nessa etapa cheia de altos e baixos.

Agradeço a Adriana Berlanda, pelas inúmeras horas de auxílio na escrita e conversas tranquilizadoras.

A meu orientador Silvio Luís Rafaeli Neto, pelo direcionamento nos momentos de maiores dúvidas e agradeço pelos ensinamentos repassados em toda a jornada, os quais levarei para vida.

Ao Prof. Leonardo Biffi e Valter Antonio Becegato por operar e disponibilizar os equipamentos do Laboratório de Avaliação de Impacto Ambiental (LAIA)/UDESC, esses sendo vitais para determinadas etapas do trabalho.

Por fim, a todos que de alguma forma me incentivaram e auxiliaram nessa etapa da minha vida.

“Sábio é o ser humano que tem coragem de ir
diante do espelho da sua alma para reconhecer
seus erros e fracassos e utilizá-los para plantar
as mais belas sementes no terreno de sua
inteligência.”

(Augusto Cury)

RESUMO

Inundações são eventos naturais que impactam as esferas social, econômica e ambiental, especialmente em áreas urbanas. Prever com precisão as áreas vulneráveis é desafiador devido à complexidade dinâmica dos fenômenos hidrológicos. A utilização da estrutura morfológica da paisagem, através do modelo *Height Above the Nearest Drainage* (HAND), emerge como alternativa à abordagem baseada em modelos hidrológico-hidrodinâmicos. A pesquisa tem o intuito de determinar os volumes que estejam relacionados com os eventos de alagamentos e inundações, através da modelagem hidrológica, hidrodinâmica e HAND. O estudo foi realizado núcleo urbano de Lages/SC, onde são registrados alagamentos e inundações recorrentes, com ênfase nas áreas prioritárias identificadas pela Defesa Civil municipal no bairro São Sebastião. O HAND foi utilizado para identificação da configuração da paisagem hidrológica, subdividindo-a em planícies, ecótonos, encostas e platô. Parâmetros fisiográficos das áreas de captação, incluindo o uso e ocupação da terra em alta resolução, foram importantes para a modelagem hidrológica e análise espacial da área de estudo. A quantificação dos volumes de inundação foi realizada utilizando o modelo PCSWMM (hidrológico e hidrodinâmico) que considera variáveis como uso da terra, parcela impermeável, declividade e parâmetros hidráulicos do escoamento superficial. O HAND, calculado pelo algoritmo de direcionamento de fluxo D_{∞} , revelou 42% da área como planícies, com 17% de alta propensão, 13% média e 12% baixa e nelas estão aproximadamente 43% das residências. A análise do uso e ocupação da terra resultou em superfície permeável de aproximadamente 54%, composta por vegetações rasteiras baixas. Porém a configuração geológica local resulta em baixas taxas de infiltração e aumento significativo do escoamento nessas áreas. As sub-bacias mais impactadas por desastres hidrológicos, apresentaram um percentual de urbanização de 25,89% que supera a média de 12,84%, evidenciando a associação dos problemas com a urbanização não planejada. A modelagem hidrológica e hidrodinâmica desenvolvida a partir dos maiores índices de impermeabilidade, obteve volumes de inundação variando de 70 mil a 150 mil m³ para os eventos de chuvas selecionados. A aplicação integrada de *Best Management Practices* (BMPs) em toda a área é essencial para atenuar os volumes gerados, particularmente durante eventos significativos, como os de 2017. Em face do cenário atual, a ausência de medidas eficazes para o desenvolvimento urbano sustentável pode agravar os problemas existentes. Portanto, é necessário desenvolver técnicas de BMPs integradas para a detenção dos volumes de inundação e garantir através dos planos de drenagem e diretor do município a ocupação consciente dos territórios, a fim de assegurar a saúde pública, preservar a integridade das infraestruturas e fomentar um desenvolvimento urbano eficiente diante dos desafios ambientais relacionados à gestão hídrica.

Palavras-chave: HAND. Paisagem hidrológica. PCSWMM. Modelagem hidrológica. Modelagem hidrodinâmica.

ABSTRACT

Floods are natural events that impact social, economic, and environmental spheres, especially in urban areas. Accurately predicting vulnerable areas is challenging due to the dynamic complexity of hydrological phenomena. Utilizing the morphological structure of the landscape, through the Height Above the Nearest Drainage (HAND) model, emerges as an alternative to hydrological-hydraulic model-based approaches. The research aims to determine volumes related to flooding events through hydrological, hydraulic modeling, and HAND. The study was conducted in the urban core of Lages/SC, where recurrent floods are recorded, with an emphasis on priority areas identified by the municipal Civil Defense in the São Sebastião neighborhood. HAND was used to identify the hydrological landscape configuration, subdividing it into plains, ecotones, slopes, and plateaus. Physiographic parameters of catchment areas, including high-resolution land use and land cover, were important for hydrological modeling and spatial analysis of the study area. Flood volume quantification was performed using the PCSWMM model (hydrological and hydraulic), considering variables such as land use, imperviousness, slope, and hydraulic parameters of surface runoff. HAND, calculated by the D_{∞} flow direction algorithm, revealed 42% of the area as plains, with 17% high susceptibility, 13% medium, and 12% low, containing approximately 43% of the residences. Land use and land cover analysis resulted in approximately 54% permeable surface, composed of low vegetation. However, the local geological configuration results in low infiltration rates and a significant increase in runoff in these areas. Sub-basins most impacted by hydrological disasters had an urbanization rate of 25.89%, exceeding the average of 12.84%, highlighting the clear association of problems with unplanned urbanization. Hydrological and hydraulic modeling developed from the highest impermeability indices yielded flood volumes ranging from 70,000 to 150,000 m³ for selected rainfall events. The integrated application of Best Management Practices (BMPs) throughout the area is essential to mitigate generated volumes, particularly during significant events like those in 2017. Given the current scenario, the absence of effective measures for sustainable urban development may exacerbate existing problems. Therefore, it is necessary to develop integrated BMP techniques for flood volume detention and ensure, through municipal drainage and planning plans, conscientious land use to ensure public health, preserve infrastructure integrity, and promote efficient urban development in the face of environmental challenges related to water management.

Keywords: HAND. Hydrological landscape. PCSWMM. Hydrological modeling. Hydrodynamic modeling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Divisor de águas superficiais e subterrâneas.....	14
Figura 2: Unidade fundamental da paisagem hidrológica.	16
Figura 3: Processos da urbanização.....	18
Figura 4: Processos hidrológico pré e pós urbanização.....	19
Figura 5: Representação da divisão de bacias hidrográficas.	27
Figura 7: Quatro pilares das técnicas de drenagem sustentável.	34
Figura 8: Técnicas para gerenciamento sustentável de águas pluviais.....	37
Figura 9: Classificação dos pavimentos permeáveis.	39
Figura 10: Levantamento de pontos de controle.	45
Figura 11: Metodologia da pesquisa.....	46
Figura 12: Área de estudo.....	47
Figura 13: Local de estrangulamento do fluxo das sub-bacias do grupo 26.	48
Figura 14: Local de alagamento das sub-bacias do grupo 26.....	49
Figura 15: 1º Registro de chuvas de outubro e novembro 2023.....	50
Figura 16: 2º Registro de chuvas de outubro e novembro 2023.....	51
Figura 17: Características das classes de uso e ocupação da terra.	53
Figura 18: Uso e ocupação da terra.	54
Figura 19: Processo de cálculo da grade HAND.....	56
Figura 20: Etapas para modelagem de sub-bacias no PCSWMM.....	57
Figura 21: Escoamento superficial representado pelo modelo PCSWMM.....	58
Figura 22: Parâmetros principais para cada sub-bacia.	59
Figura 23: Termos da equação e as possíveis simplificações de Saint Venant.	61
Figura 24: Chuva total diária do período de 01/05/2017 até 30/06/2017.....	63
Figura 25: Representação de bacia hidrográfica natural e virtual no plano OC.....	67
Figura 26: Mapa de tipologia dos solos da sub-bacia em estudo.	75
Figura 27: Fluxograma dos parâmetros necessários para os condutos.....	78
Figura 28: Seção transversal de condutos.....	79
Figura 29: Fluxo de escoamento em sub-bacias convencionais e com controles LID.....	84
Figura 30: Comparação entre modelo tradicional e proposto.....	84
Figura 31: Modelo HAND classificado para área de estudo.	86
Figura 32: Classes do uso e ocupação da terra em porcentagem relativa de área.	93
Figura 33: Sensibilidade do modelo hidrológico ao parâmetro escoamento superficial.	96

Figura 34: Análise de sensibilidade do modelo hidrológico ao parâmetro inundação.....	97
Figura 35: Transectos criados na área de estudo.	100
Figura 36: Mancha de inundação 1D/HAND.....	101
Figura 37: Mancha de inundação 1D/2D e HAND.	103
Figura 38: Implantação do sistema de drenagem na área foco.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Eventos extremos de enchentes e inundações em Lages, desde 1979 até 2023.	21
Tabela 2: Pontos coletado para estimar a mancha de alagamento.....	44
Tabela 3: Área de cada classe de uso e ocupação da Terra.	54
Tabela 4: Chuvas máximas de 1 dia e acumuladas de 2 a 5 dias para 2017.....	63
Tabela 5: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade.	66
Tabela 6: Coeficiente n de Manning, escoamento à superfície livre.....	70
Tabela 7: Coeficiente n de Manning de acordo com o uso da terra.	71
Tabela 8: Armazenamento em depressão.	72
Tabela 9: Armazenamento em depressão de acordo com o uso da terra.	72
Tabela 10: Enquadramento das classes gerais dos solos brasileiros.	74
Tabela 11: Estimativa dos valores de CN para bacias urbanas e suburbanas.....	75
Tabela 12: <i>Curve Number</i> de acordo com o uso da terra.	76
Tabela 13: Coeficiente n de Manning para condutos fechados.	79
Tabela 14: Valores do coeficiente de Manning.	80
Tabela 15: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade para cada cenário.	81
Tabela 19: Área correspondente a cada classe de HAND.	86
Tabela 20: Análise de variância de D8 e D ∞	87
Tabela 21: Teste de hipóteses de D8 e D ∞	87
Tabela 22: Relação entre HAND e uso e ocupação da terra de todas as sub-bacias.	88
Tabela 23: Número de unidades residenciais em cada classe HAND.....	90
Tabela 24: Relação entre HAND e uso e ocupação da terra das sub-bacias do grupo 26.	90
Tabela 25: Definição do limiar K com base no fator de forma.	91
Tabela 26: Incerteza das sub-bacias	94
Tabela 27: Volume escoado e volume de inundação.	98
Tabela 28: Dados para determinação da largura do escoamento superficial.....	124
Tabela 29: Uso e ocupação da terra para cada sub-bacia.	125
Tabela 30: <i>Curve number</i> ponderado para cada sub-bacia.....	127
Tabela 31: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade de cada sub-bacia.....	127
Tabela 32: Coeficiente n de Manning ponderado para cada sub-bacia.	129
Tabela 33: Armazenamento em depressão ponderado para cada sub-bacia.....	130
Tabela 35: Análise de sensibilidade das sub-bacias.	132
Tabela 36: Junções do modelo.....	148

Tabela 37: Levantamento fotográfico dos condutos regulares.....	149
Tabela 38: Parâmetros dos condutos.	157
Tabela 39: Coeficiente de Manning model 2D.....	159
Tabela 40: Dados de entrada dos barris de chuva.	159
Tabela 41: Resultados da simulação com LID.	160

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	58
Equação 2	60
Equação 3	61
Equação 4	66
Equação 5	68
Equação 6	68
Equação 7	68
Equação 8	69
Equação 9	69
Equação 10	69
Equação 11	71
Equação 12	71
Equação 13	72
Equação 14	73
Equação 15	73
Equação 16	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AVADAN Formulário de Avaliação de Danos

BMP *Best Management Practices*

CEMADEN Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais

CHI *Computational Hydraulics International*

cm Centímetro

CN *Curve Number*

COBRADE Codificação Brasileira de Desastres

COMPDEC-LAGES Coordenação Municipal de Proteção e Defesa Civil de Lages

D8 *Deterministic of the Eight Neighbors*

EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EM-DAT *The International Disasters Database*

EPA *Environmental Protection Agency*

EUA Estados Unidos da América

ha Hectare

HAND *Height Above Near Drainage*

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE Instituto de Pesquisas Espaciais

km Quilômetros

km² Quilômetros quadrados

LID *Low Impact Development*

m Metros

m³/s Metros cúbicos por segundo

MDE Modelo Digital de Elevação

MDT Modelo Digital de Terreno

mm Milímetros

n Coeficiente de rugosidade Manning

N Norte

NRCS *National Resource Conservation Service*

OC Onda Cinemática

PCSWMM *Personal Computer Stormwater Management Model*

PDDT Plano Diretor de Desenvolvimento Territorial

PDDU Plano Diretor de Drenagem Urbana

P Perímetro

RNAs Redes neurais artificias

SCS *Soil Conservation Service*

SEDEC Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil

SIGSC Sistemas de Informações Geográficas de Santa Catarina

SIG Sistema de Informações Geográficas

SuDS *Sustainable Drainage Systems*

SWMM *Storm Water Management Model*

S2Id Sistema Integrado de Informações sobre Desastres

TR Tempo de Retorno

WDT *Watershed Delineation Tool*

WSUD *Water Sensitive Urban Design*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	HIPÓTESE	11
3	JUSTIFICATIVA.....	11
4	OBJETIVOS	12
4.1	OBJETIVO GERAL	12
4.1.1	Objetivos específicos	12
5	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	12
5.1	DESENVOLVIMENTO URBANO	12
5.2	BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	14
5.2.1	Paisagens hidrológicas	15
5.2.2	Escoamento superficial	16
5.3	HIDROLOGIA URBANA.....	17
5.4	EXTREMOS DE ORIGEM HIDROLÓGICA EM SANTA CATARINA	20
5.5	MAPEAMENTO DE ZONAS DE ALAGAMENTOS OU INUNDAÇÕES	24
5.5.1	Height Above the Nearest Drainage (HAND).....	25
5.5.2	Modelagem hidrológica.....	26
5.5.3	Modelagem hidrodinâmica.....	29
5.6	BEST MANAGEMENT PRACTICES – BMP	32
5.6.1	Técnicas para gerenciamento sustentável de águas pluviais.....	33
5.6.1.1	Bacias de Detenção.....	37
5.6.1.2	Pavimentos permeáveis	38
5.6.1.3	Poços de infiltração	40
5.6.1.4	Telhados armazenadores.....	41
5.6.1.5	Trincheira de infiltração	42
5.6.1.6	Barril de chuva.....	42
5.6.1.7	Valas e valetas de infiltração	43
6	METODOLOGIA	44
6.1	ÁREA DE ESTUDO	46
6.1.1	Uso e ocupação da terra.....	51
6.2	HEIGHT ABOVE THE NEAREST DRAINAGE (HAND)	54
6.3	MODELAGEM HIDROLÓGICA	57
6.3.1	Propriedades das sub-bacias de contribuição.....	58

6.3.1.1	<i>Propagação da vazão</i>	60
6.3.1.2	<i>Pluviômetro atribuído às sub-bacias</i>	62
6.3.1.3	<i>Exutório da sub-bacia</i>	64
6.3.1.4	<i>Área da sub-bacia</i>	64
6.3.1.5	<i>Porcentagem de área impermeável</i>	65
6.3.1.6	<i>Declividades</i>	66
6.3.1.7	<i>Largura característica do fluxo superficial</i>	67
6.3.1.8	<i>Coeficiente de Manning para áreas permeáveis e impermeáveis</i>	70
6.3.1.9	<i>Armazenamento em depressão para áreas permeáveis e impermeáveis</i>	71
6.3.1.10	<i>Porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressão</i>	73
6.3.1.11	<i>Dados de infiltração do escoamento</i>	73
6.3.1.12	<i>Propagação do escoamento</i>	77
6.3.2	Propriedades das junções	77
6.3.3	Propriedades dos condutos	78
6.3.4	Cenários de impermeabilidade e permeabilidade	80
6.4	MODELAGEM HIDRODINÂMICA.....	81
6.5	MODELAGEM LID	83
7	RESULTADO E DISCUSSÕES	84
7.1	ANÁLISE HAND	84
7.1.1.1	<i>Relações espaciais HAND</i>	88
7.2	MODELAGEM HIDROLÓGICA	90
7.2.1	Sub-bacias	91
7.2.1.1	<i>Incertezas das sub-bacias</i>	94
7.2.2	Junções	96
7.2.3	Condutos	98
7.3	MODELAGEM HIDRODINÂMICA.....	99
7.3.1	Simulação do modelo 1D	99
7.3.2	Simulação do modelo 2D	102
7.4	APLICAÇÃO DE BMP	104
8	CONCLUSÃO	106
9	RECOMENDAÇÕES	108
10	BIBLIOGRAFIA	109
APÊNDICE A: Determinação da largura do escoamento superficial		124
APÊNDICE B: Dados de uso e ocupação da terra		125

APÊNDICE C: <i>Curve number</i> estabelecido para cada sub-bacia.	127
APÊNDICE D: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade das sub-bacias.	127
APÊNDICE E: Coeficiente n de Manning ponderado para cada sub-bacia.	129
APÊNDICE F: Armazenamento em depressão ponderado para cada sub-bacia.	130
APÊNDICE G: Análise de sensibilidade das sub-bacias.	132
APÊNDICE H: Cotas das junções do modelo.....	148
APÊNDICE I: Levantamento das dimensões dos condutos regulares.	149
APÊNDICE J: Propriedades dos condutos.....	157
APÊNDICE K: Coeficiente de Manning estabelecido para o modelo 2D.	159
APÊNDICE L: Parâmetros dos barris de chuva.....	159
APÊNDICE M: Resultados dos barris de chuva.	160
ANEXO A: <i>Script</i> para uso e ocupação da terra	162

1 INTRODUÇÃO

Os desastres naturais crescem de forma gradativa a nível global, principalmente em países em desenvolvimento, aumentando a frequência de eventos relacionados a gestão clássica da hidrologia urbana. Tais eventos são responsáveis por perdas de ordem social, econômica e ambiental quando associados a atividades antrópicas, falhas nos planejamentos e descontinuidade de políticas públicas de ocupação territorial (Avand; Moradi; Iasboyee, 2021; Costa; Silveira, 2017; Jongman, 2018; Kim; Marcouiller, 2018; Lima, Barbosa, 2019; Paterson; Wright; Harris, 2018).

A água é um elemento fundamental para todas as formas de vida e, ao longo da história, influenciou diretamente a configuração da ocupação humana nos espaços geográficos. Quando essa ocupação ocorre de maneira desordenada, a sociedade enfrenta os impactos prejudiciais de enchentes, alagamentos e inundações. As causas desses eventos são diversas, incluindo o uso inadequado da terra, urbanização sem planejamento, descarte impróprio de resíduos sólidos, expansão agrícola, desmatamento, ocorrência de chuvas intensas, erosão do solo e assoreamento de rios. Além disso, é crucial considerar os efeitos das mudanças climáticas (Khalaf *et al.*, 2020; Osawa, Nishida, Oka, 2020).

As taxas de escoamento superficial geradas pelas chuvas intensas de curta ou longa duração são maximizadas nos ambientes urbanos pela alteração da configuração natural dos ambientes, pela impermeabilização das áreas, drenagem pluvial ineficiente, pelos resíduos sólidos ou detritos depositados na bacia de forma inapropriada, além de fatores hidrodinâmicos (Avand; Moradi; Iasboyee, 2021; Costa; Silveira, 2017; Jongman, 2018; Kim; Marcouiller, 2018). Problemas decorrentes dessas altas taxas aumentam quando a identificação e o mapeamento de áreas de risco são negligenciados nos planejamentos territoriais urbanos, incluindo a elaboração do Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU).

O percentual de ocupação da paisagem desempenha papel fundamental na análise de soluções, uma vez que é importante distinguir os ambientes consolidados e não consolidados. As áreas consolidadas são aquelas onde a ocupação já está instalada e requerem medidas de controle destinadas à implantação de técnicas de retenção ou de retenção do escoamento superficial (Brasil, 2021). Já as áreas não consolidadas apresentam características de permeabilidade por estarem em seu estado natural e as medidas de controle do escoamento superficial podem focar nas técnicas facilitadoras do processo de infiltração.

No contexto de inundações e alagamentos urbanos, muitas variáveis estão envolvidas, com relacionamentos espaciais pouco conhecidos e impactos de intervenções incertos.

Ferramentas como geoprocessamento, modelagem hidrológica e hidrodinâmica e modelos morfológicos baseados em hidrologia, como o HAND, podem ser aplicados na busca por soluções satisfatórias.

Diante dos problemas relacionados ao excesso de escoamento superficial devido à baixa permeabilidade da superfície urbana as Melhores Práticas de Gerenciamento (*Best Management Practices* – BMP) surgem com o objetivo de preservar o meio natural e melhorar o padrão e qualidade de vida das populações (Ice, 2004). Embora o conceito possa ser expandido para outras áreas do conhecimento, sua ideia original está na aplicação de métodos, técnicas e tecnologias que minimizem os impactos sobre os recursos hídricos.

Ao considerar que as técnicas de BMPs nas áreas urbanas são dispositivos estruturais para gerenciar a água da chuva, eles são comumente associados a termos que diferem apenas a nomenclatura como, Projeto Urbano Sensível à Água (*Water Sensitive Urban Design* – WSUD), Sistemas de Drenagem Sustentável (*Sustainable Drainage Systems* – SuDS) ou Urbanização de Baixo Impacto (*Low Impact Development* – LID). Um dos problemas da aplicação dos dispositivos está na eficácia conforme escolha, dimensionamento, instalação e operação. Assim, o foco deste trabalho está nos volumes armazenados pelas inundações e alagamentos em pontos reconhecidos da paisagem urbana. Esses volumes são tratados como produtos ou saídas de um sistema, resultados do comportamento dos elementos que o compõem.

Uma vez que os volumes sejam devidamente quantificados por meio da modelagem hidrológica e hidrodinâmica, pressupõe-se que o modelo simule o comportamento do sistema por meio da análise da extensão das manchas de inundação. Sendo assim, esse pode ser utilizado na avaliação de técnicas de BMP que procurem atenuar os volumes de saída.

Os problemas na área urbana de Lages/SC surgem da insatisfação gerada no sistema geográfico, resultante da interação entre os componentes e variáveis do ambiente. A urbanização sem planejamento e as alterações na paisagem hidrológica urbana contribuem para impactos negativos. Diante desse cenário, é essencial alterar o estado dos componentes do sistema para solucionar o problema espacial identificado.

Deste modo, para minimizar os prejuízos, buscou-se determinar a estrutura hidrológica da paisagem urbana com a identificação de padrões hidrológicos que estejam relacionados a tais eventos. De posse do padrão espacial das zonas topográficas mais suscetíveis às inundações ou alagamentos, é possível determinar o potencial de uso e ocupação da terra nestas zonas e assim prover conhecimento para o planejamento e gestão territorial nos ambientes urbanos.

2 HIPÓTESE

O modelo hidrológico e hidrodinâmico pode ser utilizado para a determinação os volumes armazenados em superfícies alagadas e inundadas.

3 JUSTIFICATIVA

Os problemas recorrentes de alagamentos e inundações causam prejuízos na zona urbana do município de Lages desde a década de 80 até os dias atuais, devido à ocupação de áreas suscetíveis a esses eventos. A lista de ocorrências é extensa e abrange os anos de 1997, 2005, 2008, 2011, 2013, 2014, 2017 e 2023. Em destaque há o evento de 2017 com chuvas intensas e precipitações superiores a 150 mm em 24 horas, de acordo com os dados levantados do pluviômetro automático (420930001A) disponível no sistema do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN).

Devido a recorrência dos eventos as bacias urbanas de Lages, rios Carahá e Ponte Grande, sofrem com os efeitos dos alagamentos e inundações responsáveis por danos a infraestrutura, além de problemas de ordem social e ambiental, pois muitas residências são atingidas pela água e solo contaminados (Liz, 2018; Magro, 2021).

Lavnitchki (2018), Oliveira (2015) e Schier (2020) destacam que as bacias urbanas apresentam altos índices de ocupações ribeirinhas e que o fator econômico seja indutor da sociedade instalar-se nessas planícies inundáveis, principalmente ao longo do rio Ponte Grande.

Nesse estudo o foco será o bairro São Sebastião devido as demandas da comunidade junto ao poder público municipal de Lages. Em períodos de chuvas intensas sofre com inundações e alagamentos que resultam no isolamento de muitos residentes, uma vez que as águas ultrapassam as pontes e vias em todas as direções. Ademais, o bairro é um dos principais acessos ao maior bairro de Lages, o Guarujá, assim possui considerável tráfego de veículos e pedestres e durante períodos chuvosos, além dos desafios já existentes relacionados à infraestrutura e saúde, observam-se impactos na mobilidade local.

Vale ressaltar que o bairro São Sebastião está situado em áreas classificadas como consolidadas, com uma infraestrutura de microdrenagem já implementada. Para o poder público a substituição ou redimensionamento são inviáveis do ponto de vista econômico e social, entretanto tal visão é intimamente ligada a engenharia clássica que comumente desconsidera as dinâmicas hidrológicas.

Portanto, o modelo hidrológico e hidrodinâmico pode ser utilizado para a gestão das águas pluviais, preferencialmente dentro do conceito de BMP, o que implica na adoção de novas

práticas que objetivem minimizar o acúmulo de água na paisagem. Neste sentido, é importante avaliar as características fisiográficas, ou mesmo socioeconômicas das áreas ou bacias de captações respectivas e avaliar o nível de consolidação ou estabelecimento da ocupação urbana para a indicação das BMPs mais adequadas à solução dos problemas.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Determinar os volumes que estejam relacionados com os eventos de alagamentos e inundações, através da modelagem hidrológica, hidrodinâmica e HAND.

4.1.1 Objetivos específicos

- Analisar o modelo morfológico HAND a fim de determinar as características da paisagem hidrológica da área de estudo;
- Relacionar espacialmente o uso e ocupação da terra com as sub-bacias proposta para o modelo hidrológicos.
- Construir modelo hidrológico e hidrodinâmico para analisar o comportamento das águas pluviais com foco no bairro São Sebastião;
- Validar o modelo hidrológico e hidrodinâmico por meio das leituras a campo da mancha de inundação do evento de 2017;
- Determinar os volumes de inundação com o intuito de possibilitar a futura aplicação de técnicas de gestão sustentável das águas pluviais das sub-bacias;
- Inserir BMP no modelo hidrológico validado, a nível de lote, para visualizar o efeito das soluções individuais no volume de inundação da área de estudo.

5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 DESENVOLVIMENTO URBANO

De acordo com Guadalupe (2019), Rosa; Guarda (2019) e Souza; Pertel (2020), o processo de urbanização no Brasil teve seu ápice após a independência no final do século XX, porém o crescimento populacional ocorreu de forma desordenada, pois não havia informações suficientes quanto a áreas de risco ou quaisquer políticas significativas de proteção de recursos naturais.

Sousa; Pertel (2020) afirmam ainda que os recursos naturais desempenham papel social, principalmente os de origem hidrológica, pois eles quando bem gerenciados podem transformar ambientes e quando negligenciados podem formar áreas impróprias para viver.

Diante desta perspectiva, os centros urbanos formaram-se próximos aos rios, devido à crescente demanda por água, contudo com o passar do tempo e a implantação de redes de abastecimento de água, essas regiões ribeirinhas agora passaram a ser ocupadas por falta de conscientização e pobreza, pois são reconhecidamente regiões de riscos a desastre de origem hidrológica (Primo, 2022; Tiepolo; Galligari, 2021).

O processo de urbanização induziu a implementação de leis para organização e padronização do espaço urbano, dividindo-o em áreas consolidadas e não consolidadas. De acordo como o Código Florestal vigente (Lei 12.651/2012) e redação dada pela Lei 14.285/2021 as áreas consolidadas são aquelas em que a urbanização aconteceu e está desenvolvida. Já as áreas não consolidadas são aquelas onde as atividades antrópicas são pouco desenvolvidas e as características de permeabilidade da superfície estão em seu estado natural ou próximo a isso.

De acordo com a Lei 14.285/2021 a área urbana consolidada é aquela que dispõe de alguns critérios principais, sendo eles:

- I. Estar incluída no perímetro urbano ou em zona urbana pelo plano diretor, ou por lei municipal específica;
- II. Dispor de equipamentos de infraestrutura urbana;
- III. Não estar localizada em áreas com risco de desastres;
- IV. Seguir as diretrizes do plano de recursos hídricos, do plano de bacia, do plano de drenagem ou do plano de saneamento básico, se houver;
- V. Quando houver áreas de preservação permanente urbanas devem observar os casos de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental, porém esses locais são considerados consolidados se a degradação ocorreu antes de 22 de julho de 2008, caso contrário são consideradas áreas antropizadas não consolidadas (Brasil, 2012).

Considerando os critérios dados pela Lei 14.285/2021, a classificação e desenvolvimento do ambiente urbano de Lages são regidos pelo Plano Diretor de Desenvolvimento Territorial de Lages (PDDT), instituído pela Lei complementar 523/2018 e alterado pela Lei Complementar Nº 627/2023.

O PDDT dispõe sobre o zoneamento ambiental relacionado ao uso da terra, sendo possível observar que as áreas centrais do perímetro urbano são consolidadas e que as zonas de expansão incentivam a urbanização das áreas não consolidadas. Contudo, a expansão da área urbana ainda é apenas pautada nas características de uso e relevo, pois Lages não dispõe de

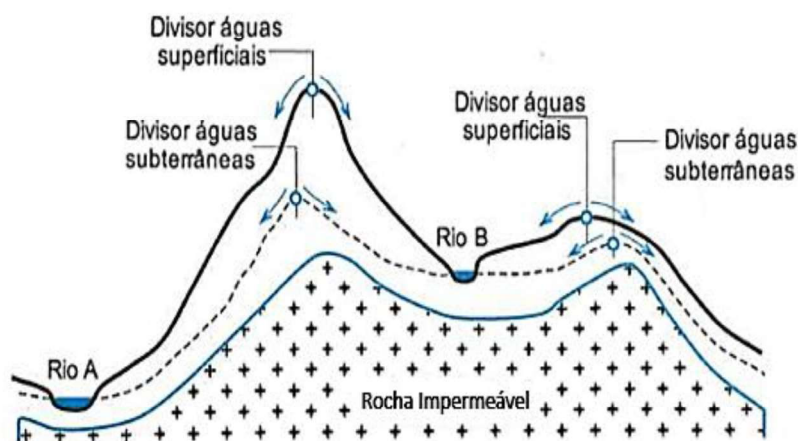
Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU), ou nenhum semelhante. Desta forma, o desenvolvimento não considera os preceitos da hidrologia local e a tendência é que sejam replicados os mesmos problemas de drenagem urbana das áreas atuais nas áreas desenvolvidas.

5.2 BACIAS HIDROGRÁFICAS

A fase terrestre do ciclo hidrológico compreende as bacias hidrográficas ou bacias de drenagem que podem ser definidas como a área delimitada topograficamente de captação natural da água precipitada, onde os escoamentos convergem para a cota mais baixa do relevo, chamada de exutório (Cao *et al.*, 2022; Prasad; Yousuf; Sharma, 2020, Cao *et al.* (2022), destacam que a bacia hidrográfica é a unidade básica para as pesquisas hidrológicas e gerenciamento de recursos hídricos, tornando-a a escala espacial ideal para o estudo dos processos hidrológicos.

A separação das águas superficiais entre bacias hidrográficas é obtida através de uma linha imaginária sobre o relevo, que determina o divisor de águas, traçado em direção ao escoamento, considerando as curvas de nível do terreno, indo do ponto mais alto ao mais baixo (Collischonn; Dornelles, 2015). Segundo os mesmos autores, há o divisor das águas infiltradas no solo, que seguem um escoamento dependente das rochas localizadas no subsolo, ou seja, rochas com características impermeáveis poderão formar um divisor subterrâneo, às vezes distantes do divisor superficial, como é observado na Figura 1.

Figura 1: Divisor de águas superficiais e subterrâneas.



Fonte: Collichonn e Dornelles (2015).

Cao *et al.* (2022); Nascimento *et al.* (2022) afirmam que o balanço hídrico da bacia consiste na vazão de entrada proveniente da precipitação e a quantidade de vazão efluente, no entanto elas não são equivalentes em decorrência de perdas durante o processo. De acordo com Cao *et al.* (2022); Nascimento *et al.* (2022); Villela; Mattos (1975) estimar o balanço hídrico

não é um processo simples e uniforme, pois existem muitas variáveis que influenciam no processo de transporte da água na paisagem e alteram a dinâmica local. Estas alterações em bacias urbanas decorrem principalmente de processos antropogênicos que influenciam nos padrões de precipitação, escoamento e cobertura da terra, associados a parcela do escoamento superficial da bacia.

5.2.1 Paisagens hidrológicas

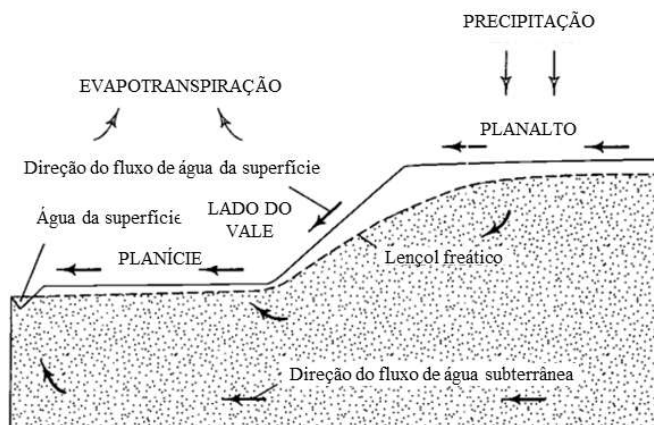
Buuren; Kerkstra (1993) já no início década de 1990, destacaram a necessidade de uma nova perspectiva na concepção de paisagens multifuncionais para abordar objetivos conflitantes e garantir condições ambientais sustentáveis, logo após Baker (1998) enfatizou a importância de incorporar componentes observacionais e índices de processos reais na pesquisa hidrológica para informar a tomada de decisões. Winter (2001) estabeleceu o conceito de paisagens hidrológicas como variações de unidades fundamentais baseadas na forma da superfície terrestre, na geologia e no clima.

Gao *et al.* (2018); Liu *et al.* (2020) analisam a interação entre a heterogeneidade da paisagem e os processos hidrológicos, sugerindo que a incorporação de características e padrões da paisagem podem melhorar a compreensão e previsão dos sistemas hídricos. Assim, o conceito fornece uma estrutura uniforme para estudar e comparar sistemas hidrológicos em diferentes ambientes. No entanto, eles afirmam que ainda há poucas informações acerca dos efeitos dos padrões paisagísticos nos processos hidrológicos.

De acordo com a conceituação dada por Winter (2001), as paisagens hidrológicas são determinadas a partir de características fisiográficas únicas e simples que interagem com o sistema hidrológico, sendo comum a todas elas. O mesmo autor ainda afirma que a feição fisiográfica é denominada como unidade fundamental de paisagem hidrológica (Figura 2), onde encontram-se tipicamente o planalto adjacente a planície, separados pelo lado do vale mais íngreme.

O sistema hidrológico da unidade fundamental consiste na movimentação da água que entra no sistema, para as águas superficiais os escoamentos são diretamente afetados pela declividade, permeabilidade e rugosidade, já as águas subterrâneas são controladas pelas características hidráulicas do perfil geológico e a água atmosférica que é regida pelo clima local (Gao *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2020; Winter, 2001).

Figura 2: Unidade fundamental da paisagem hidrológica.



Fonte: Adaptado Winter (2001).

Com a definição de unidade fundamental é possível estabelecer outra nomenclatura para a estrutura da paisagem: zonas alagáveis ou planícies inundáveis são as áreas que apresentam profundidade rasa do lençol freático, baixa taxa de infiltração e respostas rápidas à precipitação (Schier, 2020). A mesma autora afirma que existem os ecótonos que representam a zona de tensão entre dois ecossistemas com características físicas e químicas específicas que interferem nas propriedades biológicas, fluxo de energia e ciclos de materiais, já encostas são áreas que conectam paisagens côncavas e convexas e os planaltos ou platôs são unidades de paisagem planas ou onduladas relativamente altas acima dos córregos que apresentam lençol freático profundo.

5.2.2 Escoamento superficial

Segundo Villela e Mattos (1975), o excesso de água gerado logo após uma chuva intensa que se desloca livremente pela superfície do terreno, que não é infiltrada e nem evaporada, pode ser definido como escoamento superficial, este o processo mais relevante para projetos de engenharia. O escoamento superficial é o precursor dos eventos hidrológicos extremos, erosão fluvial, transporte de sedimentos e poluição (Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019; Ramos, 2019).

Os eventos hidrológicos extremos possuem várias definições e muitas vezes são utilizados como sinônimos, entretanto o evento deve ser analisado e posteriormente nomeado e categorizado de forma correta. No país as definições são estabelecidas pela Classificação e Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE) (Defesa Civil, 2021):

- Inundações: submersões de áreas que normalmente não são atingidas por estarem fora dos limites normais do curso d'água e provoca prejuízos;
- Alagamentos: extrapolação da vazão máxima de escoamento nos sistemas de drenagem

na paisagem urbana, devido ao excesso de chuvas que gera acúmulo de água em ruas, calçadas ou outras infraestruturas urbanas;

- Enxurradas: quando o escoamento superficial desenvolve alta velocidade e energia, em decorrência de chuvas intensas e concentradas, característica de pequenas bacias hidrográficas com relevo acentuado.

Já as enchentes são a extrapolação da água em períodos de chuvas intensas que atingem as planícies de inundação e se caracterizam como eventos que não podem ser evitados (Goerl; Kobiayma, 2005; Lohmann, 2011; Zhou *et al.*, 2019).

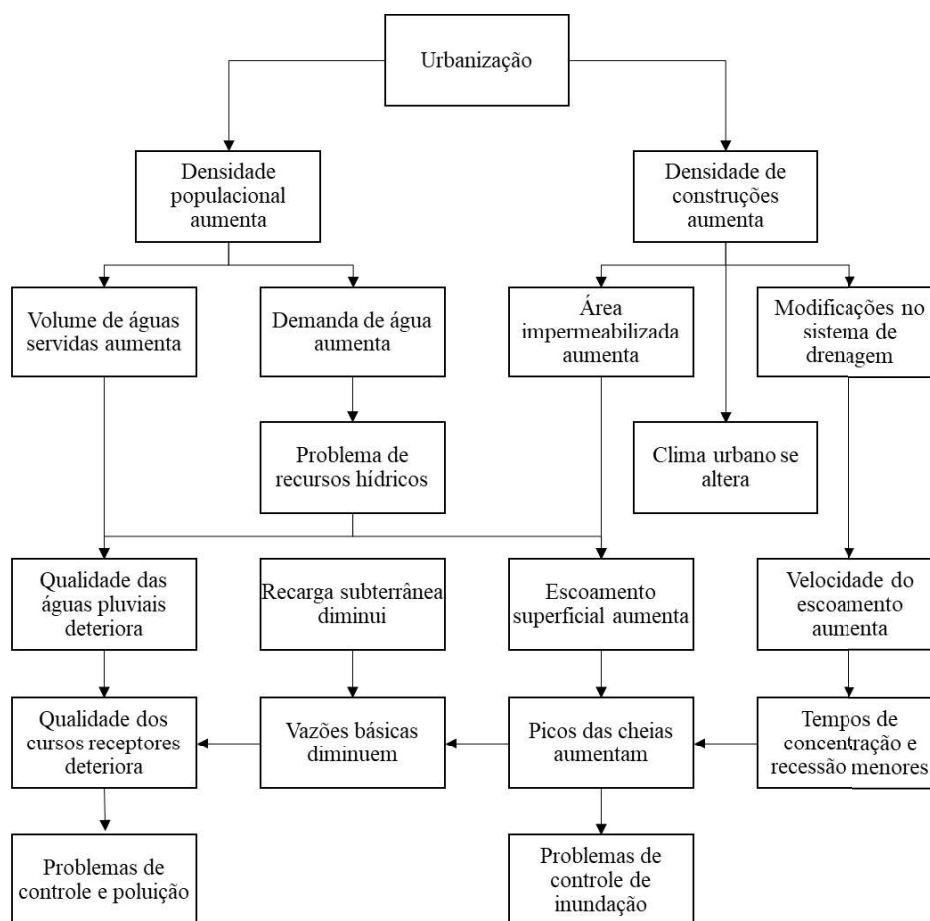
Além dos desastres de origem hidrológica o escoamento superficial também é fonte de poluição difusa de rios, lagos e estuários que em áreas urbanizadas trazem sérios problemas à saúde pública, devido aos ciclos de contaminação. Um dos fatores relacionados é a toxicidade causada pelas massas urbanas que ainda descartam seus resíduos sem nenhum tratamento ou com tratamento inadequado, visto que as estruturas de saneamento básico são falhas (Braune; Wood, 1999; Teixeira *et al.*, 2020; Tucci, 2007).

Os problemas com a poluição dos recursos hídricos se perpetuam desde o início da urbanização, sendo assim na década de 1930, pesquisadores norte-americanos alertaram sobre a necessidade de novas abordagens e melhores práticas que diminuíssem os impactos do desenvolvimento. O desdobramento desse movimento produziu o conceito de Melhores Práticas de Gerenciamento (*Best Management Practices*) (Ice, 2004).

5.3 HIDROLOGIA URBANA

Em decorrência do processo de urbanização sem planejamento nas cidades, ocorrem alterações na paisagem hidrológica urbana, como ilustrado no fluxograma da Figura 3. Estas alterações causam comumente o aumento das áreas impermeáveis e perda da qualidade de água pelo carreamento de resíduos, lavagem das superfícies urbanas e ligações de esgoto sanitário nas redes de drenagem pluvial.

Figura 3: Processos da urbanização.



Fonte: Tucci (2007).

A impermeabilização das superfícies leva ao aumento de vazões que contribuem para o aparecimento de alagamentos e maximização das enchentes e inundações, outro ponto relevante é o aumento de sedimentos decorrentes da desproteção das superfícies e produção de resíduos sólidos que são a causa principal do entupimento de canalizações e redução na capacidade de escoamento (Jongman, 2018; Kim; Marcouiller, 2018; Lima; Barbosa, 2019; Paterson; Wright; Harris, 2018; Tucci, 2007).

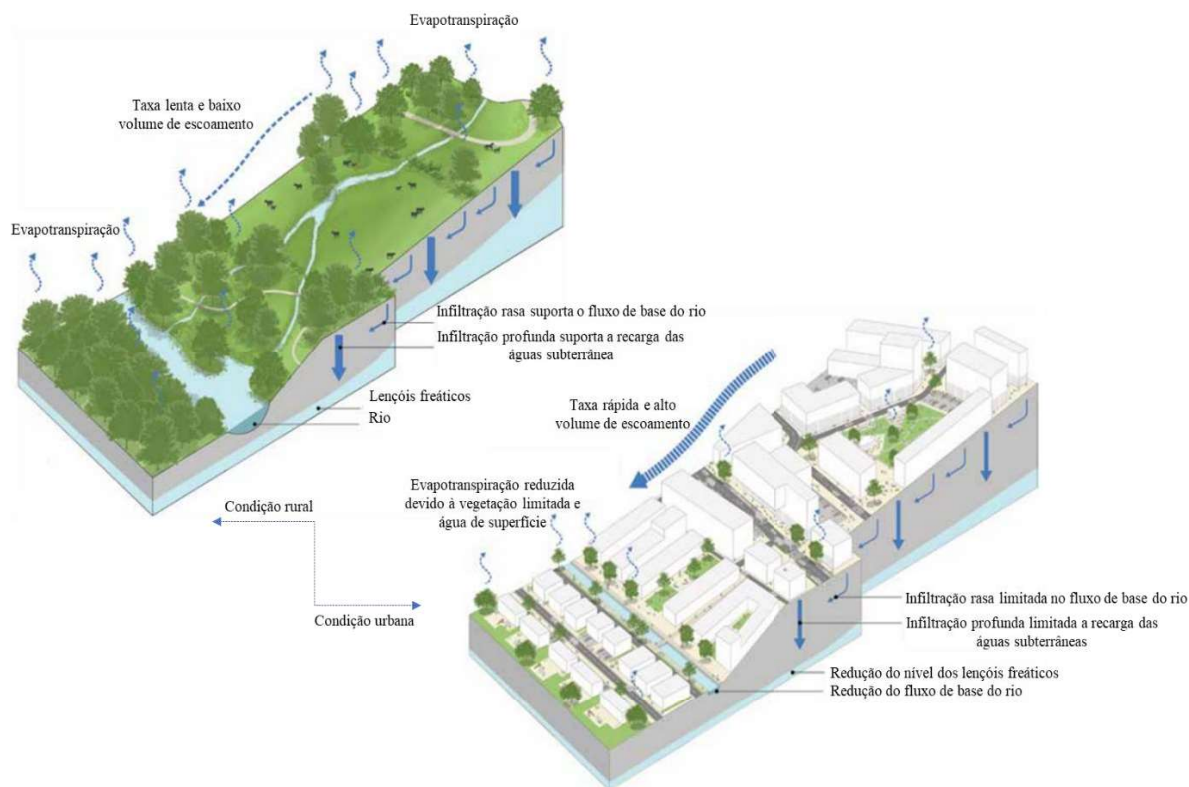
Para mensurar os desastres naturais, maximizados pelo processo de urbanização, é possível observar o número de eventos de origem hidrológica no Banco de Dados internacional de Desastres (*The International Disasters Database – EM-DAT*, 2022). A partir de análises dos gráficos anuais foi possível estimar que os desastres ocorrem em todo território nacional desde a década de 1960, com quase 22 milhões brasileiros afetados.

Segundo Christofidis; Assumpção; Kligerman (2020), Kuruppu; Rahman; Rahman (2019), Teixeira *et al.* (2020), Tucci (2007), o aumento do número e dimensões dos eventos está associado a tendência de controle das cheias urbanas de forma tradicional. Os autores afirmam que a ideia é retrograda e está ligada ao mau planejamento urbano.

Os efeitos da urbanização mal planejada, ou seja, aquela que não considera a hidrologia local, podem ser vistos na Figura 4. No modelo natural havia grandes áreas permeáveis, com superfícies rugosas que amortizam os picos de vazão, devido a menor velocidade de escoamento. Já a área pós urbanização possui menor permeabilidade e rugosidade da superfície, além do direcionamento da água escoada para um único ponto através das canalizações, muitas vezes subdimensionadas. Há casos em que estruturas artificiais atuam como limitadores ou até mesmo obstáculos para o fluxo natural

O método de canalização em trechos críticos é denominado tradicional, em que engenheiros procuram solucionar os problemas da perda de armazenamento natural com sistemas hidráulicos construídos para o transporte rápido das águas pluviais, portanto, os volumes de montante são apenas transferidos para jusante em alta velocidade até o corpo hídrico receptor mais próximo. Com a implantação dessas estruturas há o aumento do pico de vazão nos rios, decorrente da diminuição do tempo de concentração e despejo pontual de grandes volumes de água. De acordo com Costa; Silveira (2017), Islam *et al.* (2021); Kuruppu; Rahman; Rahman (2019) este tipo de solução é meramente higienista, além de gerar impactos ambientais.

Figura 4: Processos hidrológico pré e pós urbanização.



Fonte: Woods-Ballard *et al.* (2007).

Atualmente o conceito adquiriu a perspectiva sustentável, levando a ações que mitiguem

os danos associados ao mau planejamento, com o reconhecimento da relação entre os ecossistemas naturais, sistema urbano e sociedade (Holder; Gibbes, 2017, Ichiba *et al.*, 2018).

5.4 EXTREMOS DE ORIGEM HIDROLÓGICA EM SANTA CATARINA

Os registros acerca dos desastres naturais ocorridos em Santa Catarina, no período de 1980 a 2010, mostram que dos 6.837 registros, 38,04 % estão associando a inundações graduais e bruscas (Herrmann, 2014). Magnago *et al.* (2021) afirmam que no período de 2008 a 2019 foram registrados 2.271 desastres naturais hidrológicos (106 inundações, 2.101 enxurradas e 64 alagamentos). Os autores ainda destacam o ano de 2011, com um total de 524 eventos extremos hidrológicos, sendo o ano com maior recorrência no período analisado.

De acordo com Hermann (2014) e Magnago *et al.* (2021) os eventos extremos hidrológicos ocorrem normalmente nas estações de primavera (meses de setembro, outubro e novembro) e verão (meses de dezembro, janeiro e fevereiro), caracterizado como período chuvoso em Santa Catarina. Ainda destacam que os meses com maiores registros de desastres naturais são janeiro, setembro e outubro, o que não traduz as dimensões e consequências do desastre, mas serve de alerta por se caracterizar como o período de maior frequência.

Estes desastres possuem grandes destaque, porque normalmente atingem diversas pessoas e as deixam em situação de vulnerabilidade. Herrmann (2014) afirma que o município de Lages se encontra em terceiro lugar em termos de frequência de inundações graduais em Santa Catarina, permanecendo atrás apenas dos municípios de Blumenau e Canoinhas, e o cenário permanece.

Em Lages os registros dos eventos são formalizados pela Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil (SEDEC) e a Coordenação Municipal de Proteção e Defesa Civil de Lages (COMPDEC-LAGES). Os registros normalmente mostram a data dos eventos, além do número de habitantes, casas atingidas, desabrigados, bairros mais afetados e as características dos eventos (Magro, 2021).

De forma a quantificar e caracterizar os maiores eventos de origem hidrológica de Lages a Tabela 1, traz de maneira resumida os principais registros fornecidos pela Defesa Civil e Formulários de Avaliação de Danos (AVADAN), disponíveis no Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2iD) (<https://s2id.mi.gov.br/>).

Tabela 1: Eventos extremos de enchentes e inundações em Lages, desde 1979 até 2023.

Data de ocorrência	Descrição do evento
23 a 29 de outubro de 1979	Enchente lenta que provocou alagamento de centenas de residências, gerando aproximadamente 400 desabrigados. Houve interrupção do fornecimento de água potável à parte da população. Ocorrência de uma vítima fatal. O represamento de dois afluentes do rio Caveiras, que cortam o centro da cidade, é apontado como fator maximizador do evento.
29 e 30 de julho de 1980	Evento definido como enchente lenta. Houve transbordamento dos rios da região, com inundação das áreas mais baixas. Evacuação de várias famílias e alagamento das residências. Danos na agricultura e no sistema viário. Em Lages, a ocorrência de ventos fortes destelhou casas no interior.
05 de dezembro de 1980	Enchente brusca que provocou danos em residências, prejuízos no comércio, no sistema viário e uma vítima fatal.
11 de fevereiro de 1981	Enchente brusca que provocou o transbordamento dos rios Carahá e Passo Fundo, inundou grande parte do centro da cidade, provocando elevados danos materiais e 296 pessoas ficaram desalojadas.
05 de julho de 1983	Inundação histórica ocorrida em todo o estado de Santa Catarina, que gerou aproximadamente 200 mil desabrigados em 135 municípios. A precipitação mensal acumulada para o mês de julho atingiu 671,4 mm no pluviômetro de Lages na estação experimental da Epagri.
06 de agosto de 1984	Decretado estado de Calamidade Pública em Lages, devido ao transbordamento de diversos rios. A precipitação acumulada para o mês foi de 297,8 mm.
31 de maio de 1990	Decretado estado de Calamidade Pública em Lages, decorrente de fortes chuvas que inundaram a cidade e deixaram desabrigados.
28 de maio de 1992	A precipitação acumulada para o mês atingiu 343,1 mm, o que provocou a danificação de habitações, do sistema viário e desalojou diversas pessoas.
02 e 04 de julho de 1993	Três dias de chuvas intensas produziram um acumulado de 261 mm. O transbordamento dos rios produziu uma morte, e dezenas de desabrigados.
31 de janeiro de 1997	O total de chuva acumulado neste mês atingiu 348,8 mm, sendo 169 mm precipitados apenas neste evento. 100 residências foram atingidas e mais de 1000 pessoas ficaram desabrigadas em 15 bairros
10 de outubro de 1997	Este evento teve uma altura de precipitação menor, se comparado aos outros, porém permaneceu em torno de 80 mm. 104 residências foram atingidas, e prédios públicos.
27 de abril de 1998	O município teve os rios Carahá e Passo Fundo transbordados, o que rendeu ao evento o Decreto de Emergência.
30 de setembro de 2001	O evento provocou grandes enxurradas nas partes mais altas da cidade, afetando de maneira rápida diversas residências, e provocou o consequente acúmulo de água nas partes mais baixas da cidade.

Data de ocorrência	Descrição do evento
27 de setembro de 2004	O mês de setembro acumulou um total de 278,3 mm. No dia do evento a precipitação foi de 74,4 mm, em poucas horas, deixando 628 pessoas desabrigadas.
18 e 19 de maio de 2005	O AVADAN desse evento indicou grandes proporções, visto que tanto os núcleos urbano e rural foram atingidos. 5.140 pessoas ficaram desalojadas, reconhecendo a sua Emergência.
15 de fevereiro de 2008	Inundação provocada por chuvas intensas e concentradas no núcleo urbano, entre às 20h às 22h, registrando 104 mm de chuva, acima da média histórica para o mês de fevereiro que é de 149 mm. Houve transbordamento do rio Carahá
09 de agosto de 2011	Evento de inundação de grandes proporções, atingiu tanto a região urbana quanto a rural. Entre os dias 08 e 09 de agosto, houve precipitação acumulada de 142 mm. Ocorreram alagamentos, enxurrada e inundação em parte da cidade. Foi decretado Emergência.
23 de setembro de 2013	Inundações ocorridas tanto na área urbana quanto na rural. A precipitação esteve distribuída entre os dias 20, 21 e 22, com índices superiores a 69 mm acumulados em 24 horas, até o dia 21. E índices superiores a 143,3 mm acumulados em 72 horas até o dia 22.
12 de outubro de 2015	Evento que apresentou um acumulado de 99 mm em 24 horas, contou com diversos alagamentos. Os rios Carahá, Passo Fundo e Ponte Grande extravasaram suas calhas, provocando inundações.
27 de maio a 4 de junho de 2017	O episódio de inundações foi causado por dois eventos consecutivos de chuvas, o primeiro deles com máxima diária de 72,4 mm, e o segundo com máxima diária de 149,8 mm. Este evento foi um dos maiores contabilizados no município desde a grande enchente de 1983.
10 de novembro de 2019	Tempestade local/convectiva, caracterizando um evento de chuvas intensas. O nível do rio Carahá alcançou 3,14 metros, de acordo com o órgão. 2044 pessoas afetadas, 511 unidades habitacionais foram danificadas e 4 destruídas.
05 de julho de 2020	Tempestade local/convectiva, caracterizado como vendaval. Ao todo 30 pessoas desalojadas, 567 unidades habitacionais danificadas e 9 destruídas.
05 de maio de 2022	Tempestade local convectiva, caracterizada por chuvas Intensas, precipitação diária de 62 mm, 171 pessoas atingidas e 114 unidades habitacionais afetadas.
7 de outubro de 2023	Chuvas intensas, com volumes superiores a 80 mm em 24 horas, 963 desalojados e 293 unidades habitacionais danificadas, contando com mais 17 mil afetados.
17 de novembro de 2023	Inundações e chuvas intensas, com volumes superiores a 100 mm em 48 horas e rio Carahá com nível de 4,52 m.

Fonte: Adaptado e atualizado Magro (2021) e Neto (2019b).

Diante da grande recorrência de eventos extremos de origem hidrológica em Lages foram realizados estudos direcionados a avaliação e quantificação dos eventos de inundação, nas duas bacias urbanas, rios Carahá e Ponte Grande. Magro (2021) cita que existem alguns estudos direcionados para a avaliação dos eventos de inundação do município, por meio de

modelos hidrológicos e hidrodinâmicos.

Padilha (2017) realizou a modelagem hidrológica dos eventos de inundação ocorridos em 2005, 2008 e 2011 em Lages utilizando o HEC-HMS 4.2. O autor teve como objetivo a investigação e avaliação de hidrogramas de cheias nas bacias urbanas dos rios Caveiras, Carahá e Ponte Grande, em locais não monitorados por estações fluviométricas. O estudo foi capaz de mostrar as inundações da planície topográfica do rio Caveiras, além das contribuições volumétricas e taxas máximas escoadas pelas bacias de captação afluentes.

NETO *et al.* (2015), para analisar o comportamento hidrodinâmico unidimensional da inundação de 2011 em Lages, testaram o modelo físico HEC-RAS 4.1 em regime de escoamento permanente para os rios Caveiras, Carahá e Ponte Grande. Contudo, a mancha de inundação ficou superestimada quando comparada com a que foi previamente mapeada pela Defesa Civil, devido os valores de entrada de vazão serem superiores aos do evento.

Dentro da mesma linha de pesquisa Makrakis (2017), avaliou as áreas com suscetibilidade à inundação dentro do perímetro urbano de Lages para o evento de 2014. As principais cotas de inundação para este evento foram obtidas utilizando tecnologias *Global Navigation Satellite System* (GNSS) e informações fornecidas pelos órgãos de gestão do município. A partir dos mapas de áreas inundáveis foi possível identificar as regiões das bacias e edificações mais atingidas.

Liz (2018), a fim de avaliar a influência do rio Caveiras nas inundações urbanas de Lages realizou modelagem hidrológica (HEC-HMS) e hidrodinâmica bidimensional (HEC-RAS), para os eventos de 2005, 2011 e 2017. Os resultados indicaram que em decorrência do processo de urbanização sem planejamento, as grandes taxas de impermeabilidade das bacias urbanas do Carahá e Ponte Grande, contribuem para o surgimento de pontos de alagamentos e locais de inundação ao longo de ambos os rios. Seguindo o seu objetivo Liz (2018) ainda afirma que além do processo antropológicos, o rio Caveiras pode ser considerado um agente importante nas inundações urbanas, porém não é o único fator interveniente.

Após a sucessão de eventos extremos e os prejuízos sociais e econômicos foi realizado o projeto Hidro-Lages, financiado pela Prefeitura Municipal de Lages e desenvolvido em conjunto com a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). O intuito do projeto foi analisar a implementação de medidas estruturais para atenuação dos efeitos negativos das chuvas intensas. Para isso foi necessário quantificar os efeitos dos eventos extremos, além de analisar a viabilidade técnica e ambiental para tais medidas.

Para o melhor entendimento e detalhamento da dinâmica dos eventos extremos de chuvas foram desenvolvidos modelos hidrológicos e hidrodinâmicos que delinearam de forma

precisa a extensão e profundidades das inundações urbanas. Neto (2019b) a partir das análises hidrológicas concluiu que os eventos de inundações estão associados a chuvas máxima de 3 a 5 dias.

Neto (2019c) evidencia que os estudos hidrodinâmicos desenvolvidos dentro do escopo do Hidro-Lages confirmaram as hipóteses levantadas por Liz (2018). Estas acerca da influência das bacias urbanas para a ocorrência de inundações da região no entorno dos rios Caveiras, Carahá e Ponte Grade.

Magro (2021) de posse do conhecimento da dinâmica das inundações urbanas de Lages e da deficiência do sistema de monitoramento, propôs avaliar a aplicabilidade de redes neurais artificiais (RNAs) a fim de gerar previsões da profundidade de água em pontos estratégicos de monitoramento. A aplicação de redes neurais requer dados de entrada para treinamento, para isso a autora realizou a modelagem hidrológica e hidrodinâmica dos eventos de 2005, 2011 e 2017 utilizando metodologia propostas por (Liz, 2018; Neto, 2019b e Neto 2019c).

As RNAs experimentadas foram de saídas simples e múltiplas, contudo as de saídas múltiplas mostraram maior confiabilidade para o desenvolvimento do sistema de alerta baseado no monitoramento de profundidade de água (Magro, 2021).

Primo (2022), buscou avaliar os impactos causados pelos eventos extremos de chuvas, no âmbito socioeconômico, por meio de análises hidrológicas (HEC-HMS), hidrodinâmicas (HEC-RAS) e econômicas (HEC-FDA), para quatro cenário de chuvas. Os resultados da aplicação de medidas mitigadoras de elevação das estruturas reduziram o dano anual esperado em 72,73%, 78,74% e 83,10%, considerando adoção dos Planos 1, 2 e 3, com aplicação de medidas mitigadoras

5.5 MAPEAMENTO DE ZONAS DE ALAGAMENTOS OU INUNDAÇÕES

Os eventos de origem hidrológica como enchentes, alagamentos e inundações são considerados fenômenos naturais e sua prevenção por completo não é possível, mas podem ser minimizados para que não gerem danos a infraestrutura e a população local, através do planejamento urbano e adoção de medidas mitigadoras de origem estrutural e não estrutural (Ullah; Zhang, 2020).

O mapeamento das zonas mais suscetíveis a alagamentos e inundações consiste em uma ferramenta de diminuição das perdas relacionadas a eles, pois os mapas resultam na combinação de informações topográficas e hidrológicas, que indicam zonas da paisagem mais propensas a saturação e acúmulo de água (Schier, 2020; Speckhann, 2018).

Existem diversas metodologias para realizar este mapeamento, comumente são

utilizados os modelos hidrológicos e hidrodinâmicos (Goerl; Michel; Kobiyama, 2017). Contudo, existem os mapeamentos por meio de modelos digitais de terreno, estes utilizados como alternativas a falta de dados hidrológicos, onde o resultado parte do pressuposto da interação da água na paisagem hidrológica (Schier, 2020).

5.5.1 Height Above the Nearest Drainage (HAND)

O modelo *Height Above the Nearest Drainage*, em tradução literal, Altura Acima da Drenagem mais próxima foi inicialmente conceituada por Tarboton (1997) e posteriormente explorado e aplicado por Rennó *et al.* (2008), do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). O HAND fundamenta-se a partir das características morfológicas dos locais, obtidas por meio de modelo digital de terreno (MDT) (Momo *et al.*, 2015).

O modelo HAND pode ser utilizado para mapear as áreas mais suscetíveis a inundações, bem como para a classificação de paisagens hidrológicas, pois estima os locais mais propensos a serem cobertos por água em eventos de precipitação (Bhatt; Rao, 2018; Johson *et al.*, 2019; Mengue *et al.*, 2017; Momo *et al.*, 2015).

Conforme destacado por Johson *et al.* (2019), Li; Demir (2022), Momo *et al.* (2015), Schier (2020), Santos (2015) o HAND é um algoritmo de grade que pode ser aplicado em qualquer terreno e apresentar significados hidrológicos, por ser um método simples com poucos dados de entrada e de fácil implementação em plataformas integradas ao SIG. Ele vem sendo aplicado principalmente para a modelagem de eventos hidrológicos, uma vez que se fundamenta nas características morfológicas do terreno e pressupõe correlação significativa entre a presença de água no solo de determinado local e a sua proximidade com o canal de drenagem mais próximo (Li; Demir, 2022; Momo *et al.*, 2015; Schier, 2020).

Sendo assim, o algoritmo do HAND calcula a diferença entre a elevação dos pixels do MDT e pixel relativo ao ponto de drenagem mais próxima, funcionando com um descritor do terreno (Rennó *et al.*, 2008). De acordo com o mesmo autor, o HAND é um MDT normalizado associado a rede de drenagem, sendo capaz de avaliar a estrutura hidrológica da paisagem.

O modelo HAND pode ser analisado através do conceito de curva de nível normalizada, a partir da distância vertical a drenagem mais próxima. Esse método foi denominado por Nobre *et al.* (2015) como *contour* que permite delimitar a superfície potencial de inundação apenas com a topografia digital, dispensando a calibração com parâmetros fluviográficos representativos do sistema (Momo *et al.*, 2015).

O resultado do HAND está inerente a resolução espacial do dado topográfico, pois estudos que utilizaram MDT de alta resolução espacial apresentam resultados satisfatórios

(Momo *et al.*, 2015; Nobre *et al.*, 2015; Santos, 2015). Sendo assim, quanto melhor a resolução maior o grau de fidelidade a realidade (Momo *et al.*, 2015).

Diante disso, o modelo pode ser aplicado para determinação de áreas alagáveis e inundáveis no estado de Santa Catarina, pois os municípios têm levantamentos planialtimétricos obtidos com imagens aerofotogramétricas de alta resolução (Momo *et al.*, 2015).

5.5.2 Modelagem hidrológica

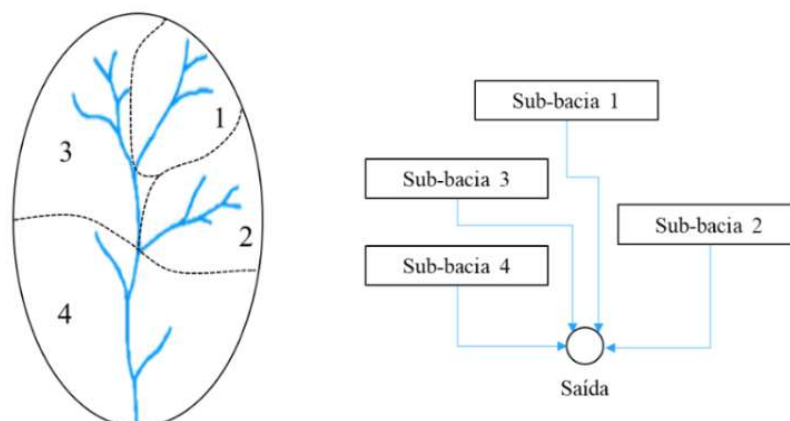
Estudos hidrológicos demandam uma minuciosa análise e aquisição de dados relacionados aos processos naturais, tais como precipitação, escoamento superficial e infiltração. Estes são influenciados por muitos fatores e variáveis decorrentes das suas interações na paisagem e introduzem múltiplas fontes de incertezas que devem ser quantificadas, conferindo a modelagem uma complexidade intrínseca (Moges *et al.*, 2021). Além disso, os processos sofrem alterações devido às atividades humanas que agregam ainda mais dificuldades na análise (Dembélé *et al.*, 2020; Martins, 2017).

O modelo hidrológico consiste em uma ferramenta pautada no estudo das variáveis inerentes aos processos naturais, devido a necessidade de compreender a dinâmica deles em uma bacia hidrográfica. O modelo representa a realidade a partir de equações matemáticas, capazes de mensurar o fluxo de água e seus constituintes na superfície do solo ou subsolo (Filho *et al.* 2013; Martins, 2017; Zhou *et al.*, 2022). Geralmente eles simulam o caminho da água, desde a precipitação até a saída de água do sistema, portanto estabelecem a relação entre a chuva e a vazão (Lima, 2011).

A modelagem hidrológica é caracterizada como ferramenta essencial para aquisição de informações e estruturação de um banco de dados pertinentes aos projetos de engenharia. Podem ser considerada uma ferramenta importante e necessária para a gestão dos recursos hídricos e ambientais, a fim de garantir o desenvolvimento urbano sustentável e a gestão dos recursos hídricos (Devia; Ganasri; Dwarakish, 2015; Zhou *et al.*, 2022).

No contexto da aplicação de modelos hidrológicos, a bacia hidrográfica passa por um processo de discretização espacial, onde é subdividida em sub-bacias de tamanhos menores e características uniformes (Müller *et al.*, 2019). A Figura 5 ilustra a representação da discretização de uma bacia hidrográfica e no diagrama esquemático é possível observar o percurso da água até que chegue à saída.

Figura 5: Representação da divisão de bacias hidrográficas.



Fonte: Adaptado Rennó (2004).

Usualmente para o desenvolvimento de modelos hidrológicos é utilizado o Modelo de Gestão de Águas Pluviais, do inglês, *Storm Water Management Model* (SWMM) (Khaleghi *et al.*, 2020; Zeng *et al.*, 2021; Zhuang; Li; Lu, 2023) desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (US EPA). Este modelo de águas pluviais urbanas é amplamente utilizado para determinação de impactos de origem hidrológica como inundações, enchentes e alagamentos, drenagem sustentável com aplicação de BMPs, modelagem de quantidade e qualidade de escoamento em diferentes escalas temporais, além do tratamento de águas residuárias (Rossman, 2022).

No entanto, a ausência de uma interface integrada a um Sistema de Informação Geográfica (SIG) gera diversos problemas operacionais, devido ao elevado número de variáveis de entrada e ao nível substancial de complexidade associado a elas no modelo (Sidek *et al.* 2021). Para viabilizar o desenvolvimento de modelagens mais eficientes, adota-se o *Personal Computer Stormwater Management Model* (PCSWMM), desenvolvido pela *Computational Hydraulics International* (CHI).

O PCSWMM integra o SWMM 5.5.015 ao ambiente SIG, permitindo uma inserção e extração de dados de forma otimizada, além de mitigar os erros inerentes às análises hidrológicas. Isso se deve à interface mais detalhada que proporciona a visualização clara e precisa dos valores de entrada (Sidek *et al.* 2021).

A confiabilidade do PCSWMM foi submetida a testes abrangentes em diversos países que comprovam a robustez e eficácia do sistema em diferentes contextos, reforçando sua capacidade de lidar com variáveis complexas e desafios específicos relacionados à modelagem hidrológica.

Abaixo são elencados alguns estudos que demonstram a eficiência do PCSWMM para

diferentes bacias hidrográficas e escalas, com variadas análises de qualidade e quantidade de fluxo pluviais, bem como a modelagem de sistemas de esgotamento sanitário.

- Paule-Mercado *et al.* (2017) testou a eficiência do PCSWMM para a aplicação de BMPs na Província de Gyeonggi, no nordeste da Coreia do Sul, com foco na determinação do escoamento superficial a partir das mudanças de uso e ocupação da terra em áreas urbanas;
- Yim *et al.* (2016) analisou as respostas hidrológicas e hidráulicas de uma sub-bacia hidrográfica de Wat Phnom em Phnom Penh, Camboja e conclui que o PCSWMM pode ser empregado como uma ferramenta útil para examinar o desempenho do sistema de drenagem com diferentes cenários de tempestades pluviométricas a fim de fornecer informações para a gestão de águas pluviais;
- Irvine *et al.* (2015) utilizou o PCSWMM para explorar as opções disponíveis para o tratamento sustentável das águas residuárias e reduzir inundações na cidade de Phnom Penh, Camboja;
- Hamouz; Moller-Pedersen; Muthanna (2020) desenvolveram uma metodologia para aplicação de telhados verde, visando a gestão das águas pluviais urbanas para duas estações de campo localizadas em Trondheim, Noruega;
- Peng *et al.* (2019) aplicou o PCSWMM para simular os efeitos de controle de sete cenários de *layout* de terreno LID na quantidade de água e na qualidade do escoamento de chuva sob diferentes períodos de retorno de chuva, durações, e locais de pico de intensidade de chuva em uma área de captação altamente residencial da bacia hidrográfica de Jiefangxi, no distrito Jin'an, cidade de Fuzhou, sudeste da China;
- Bhowmick; Irvine; Jindal (2017) simularam a qualidade do efluente do sistema de tratamento de Cha-Am, na Tailândia a partir do PCSWMM, com amostragens de qualidade da água para sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio de Kjeldahl total (TKN), *Escherichia coli* (*E. coli*), demanda química de oxigênio (DQO), bem como medições de evaporação quinzenalmente durante três meses, para calibrar o modelo;
- Panos; Wolfand; Hogue (2021) analisaram os sistemas de drenagem dupla nos Estados Unidos da América, precisamente no bairro Berkeley, no noroeste de Denver, Colorado. Os autores utilizaram então o PCSWMM, para quantificar as alterações na precipitação devido às mudanças climáticas e o aumento da cobertura impermeável em decorrência dos processos antropogênicos no uso da terra;
- Akhter; Hawa (2016) focaram seus estudos na bacia hidrográfica de Myponga,

localizada sul da cidade de Adelaide, no extremo sul da cordilheira Mount Lofty, Austrália. Os autores, utilizaram o PCSWMM para avaliar os impactos das mudanças no uso da terra nas respostas hidrológicas e no desempenho do WSUD para atenuação de impactos associados aos eventos de origem hidrológica;

- Liwanag *et al.* (2018) desenvolveram no PCSWMM um modelo para análise de inundações em ambientes urbanos em uma bacia hidrográfica de 4,531 km², localizada na cidade de Iligan, nas Filipinas;
- Kumar *et al.* (2017) analisaram inundações urbanas para uma bacia de captação de Barapullah na cidade de Délhi, capital da Índia.

Como visto, o PCSWMM é utilizado principalmente para estudos de rede de drenagem, tanto de águas residuárias como de águas pluviais. As aplicações típicas estão voltadas para a concepção e dimensionamento da rede de drenagem no sentido de controle de inundações, dimensionamento de estruturas de retenção, proteção da qualidade das águas, delimitação de zonas de inundação ao longo dos rios, elaboração de estratégias de controle para minimizar o transbordamento de sistemas unitários e mistos, avaliação do impacto das áreas de contribuição e capacidade de infiltração e suas influências sobre o sistema de drenagem de águas residuárias (Rossman, 2022).

5.5.3 Modelagem hidrodinâmica

A modelagem hidrodinâmica pode ser considerada como uma ferramenta sólida de apoio a gestão das águas pluviais e determinação de manchas de inundações ou alagamentos em áreas urbanas, ou até mesmo rurais. Contudo, como em qualquer modelo, está sujeita a diferentes fontes de incertezas, oriundas da própria estrutura do modelo (Fan *et al.*, 2017).

Os modelos hidrodinâmicos se popularizaram devido aos avanços tecnológicos, pois normalmente demandam maior esforço computacional para o processamento dos dados quando os valores de entrada partem de séries temporais de precipitação, com períodos longos de observação (Fan *et al.*, 2017; Manchikatla; Umamahesh, 2022; Sidek *et al.* 2021). Outra forma de entrada são as condições de contorno, normalmente extraídas a partir de hidrogramas de fluxo, medidores de vazão ou modelagem hidrológica

De acordo com Fan *et al.* (2017); Surwase *et al.* (2019) as simulações hidrodinâmicas são importantes para a compreensão, avaliação de risco e gestão, a fim de fornecer dados para o planejamento de sistemas de drenagem urbana eficientes que atenuem ou até mesmo extingam os desastres associados as inundações e alagamentos.

Alipour; Jazarfadegan; Moradkhani (2022); Fan *et al.* (2017) afirmam que modelos

urbanos, criam muitas lacunas durante o processamento, em decorrência da difícil aquisição de dados, além dos complexos processos de propagação de fluxos em áreas que ocorrem inundações e/ou alagamentos.

De acordo com Magro (2021) e Surwase *et al.* (2019), os mapas de inundação ilustram de forma eficiente os fenômenos hidrológicos e hidráulicos, além de fornecer informações acerca da profundidade da água, níveis máximos de inundação, evolução e velocidade do fluxo e variação da vazão ao longo do tempo simulado. Ainda conforme os autores para se obter bons resultados é necessário que a área possua um MDT de alta resolução, pois o relevo é complexo em áreas densamente urbanizadas.

Atualmente, muitos modelos hidrodinâmicos possuem distinções quanto a forma de propagação do fluxo, podendo ser do tipo unidimensional (1D) e bidimensional (2D) e 1D/2D acoplados. Tais distinções permitem simulações de diferentes cenários de inundação e graus de detalhamento, a fim de obter o mapeamento e extensão das áreas de risco (Fan *et al.*, 2017; Magro, 2021; Patel *et al.*, 2017; Sidek *et al.* 2021).

Fan *et al.* (2017); Sidek *et al.* (2021) afirmam que o modelo 1D é utilizado para simular o desempenho hidráulico dos sistemas, ou seja, estão associados ao fluxo nos rios, pontes e galerias. No entanto, o fluxo unidimensional só pode prever o volume da sobretaxa superficial do sistema de drenagem.

Já o 2D pode delinear a propagação do escoamento nas margens, após a sobrecarga do sistema e posterior transbordamento, contudo o cálculo 2D é demorado e com grandes variações nos tamanhos das células. As variações e estabilidade do modelo, decorrem da complexa superfície urbana subjacente ou ao refinamento local desejado, porque o intervalo de tempo é limitado, devido as flutuações numéricas geradas pelas menores células na malha (Fan *et al.*, 2017; Sidek *et al.*, 2021).

Embora os intervalos de tempo dos modelos 1D/2D sejam limitados pela estabilidade numérica, em geral, os intervalos nos modelos 1D são significativamente maiores em comparação aos modelos 2D. No entanto, a maioria dos modelos acoplados 1D/2D existentes requerem o mesmo passo de tempo, resultando em menor eficiência para os modelos 1D ao tentar mitigar as desvantagens inerentes ao modelo 2D (Fan *et al.*, 2017; Patel *et al.*, 2017; Sidek *et al.*, 2021).

Além de muitas incertezas associadas a própria construção do modelo, existem outras ligadas a plataforma utilizada, pois possuem suas particularidades e diferentes dados de entrada. De acordo com Magro (2021), as plataformas disponíveis para simulação hidrodinâmica, são: PCSWMM ou até mesmo o SWMM; MIKE; SOBEK; FLO-2D; LISFLOOD; TELEMAC,

Delft3D, HEC-RAS.

Para este estudo foi utilizado o PCSWMM devido à sua interação com SIG, à facilidade de manipulação e inserção de dados externos, incluindo a importação e conversão de arquivos em diversas extensões. Além disso, a modelagem hidrodinâmica no PCSWMM pode ser realizada em modalidades 1D, 2D ou 1D/2D que abrange tanto pequenas quanto grandes bacias hidrográficas.

No PCSWMM a modelagem 2D é dada pela solução das equações de Saint-Venant, por meio de diferenças finitas aplicando o método de aproximações sucessivas e sobre-relaxação. Para o modelo 2D a área deve ser discretizada em uma malha hexagonal ou retangular, a partir dos nós. As elevações invertidas de cada nó são atribuídas à elevação média do fundo dentro de cada célula. Todos os nós são conectados a nós adjacentes com canais abertos retangulares ou condutos. Os nós são fornecidos com uma pequena área de superfície (tipicamente $0,1 \text{ m}^2$) e a área de superfície em cada célula é atribuída aos condutos conectados ao nó para preservar a continuidade. O PCSWMM ajusta os comprimentos e larguras dos condutos de acordo com uma proporção específica dependente do número de condutos conectados ao nó.

Diante desta esquematização da malha 2D o *software* calcula a velocidade média da profundidade da água para cada célula, considerando a soma vetorial das velocidades fluxo de saída de cada conduto empregado no modelo conceitual.

Entretanto, no PCSWMM, existem limitações intrínsecas em relação à modelagem 2D. O próprio desenvolvedor do *software*, CHiWater, elaborou vários artigos que abordam recomendações para a modelagem 2D, voltadas principalmente para melhorar a eficiência do tempo de execução, tais como:

- Deve ser adotada a abordagem integrada de modelagem 1D/2D, onde as malhas 2D sejam estritamente limitadas a áreas críticas do fluxo bidimensional;
- A resolução da malha 2D deve ser tão fina quanto necessárias;
- Usar malha adaptativa para reduzir elementos do modelo em áreas mais planas;
- O número máximo recomendado de células 2D é 100.000;
- A resolução mínima recomendada da malha 2D é 2 metros, no entanto para tempos de execução mais rápidos, as aplicações típicas de modelos variam entre 5.000 e 30.000 células 2D, com uma resolução de malha mínima de 5 metros;
- O número de *threads* deve ser igual ao número real de núcleos físicos, em vez do número de núcleos virtuais;
- Usar uma área de superfície mínima igual a $0,1 \text{ m}^2$, sendo que maior esse limiar, maior

será o tempo de processamento;

- O tempo de roteamento deve ser igual a 0,5 segundos;
- Ignorar períodos de fluxo constante, pois o intervalo de tempo é considerado em estado estacionário se a mudança na entrada externa em cada nó for inferior a $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ e a diferença relativa entre a entrada e a saída total do sistema for inferior a 5%.

Manchikatla; Umamahesh (2022) destacam que estas limitações implícitas causam a perda de precisão do modelo, além das desvantagens associadas ao tempo de processamento, principalmente ao analisar eventos que se estendem por vários dias. Além disso, o modelo pode apresentar falhas e instabilidades que comprometem os resultados, decorrentes do elevado erro de roteamento de fluxo (entradas e saídas de cada célula).

Para simular com precisão as inundações urbanas e da superfície do solo, é necessário acoplar o modelo hidrodinâmico 1D e 2D, a fim de considerar as interações de fluxo. O modelo 1D para simular fluxos no sistema de drenagem de tubulações e rio, enquanto a 2D para inundação superficial.

Com isso, o modelo acoplado tem maior estabilidade devido ao uso de um esquema implícito, portanto o mais adequado para simulações de eventos de origem hidrológica. O modelo 1D/2D é indicado principalmente para áreas urbanas em decorrência das complexas superfícies subjacentes (Manchikatla; Umamahesh, 2022; Sidek, 2021).

5.6 BEST MANAGEMENT PRACTICES – BMP

O termo *Best Management Practices* (BMP) é uma definição da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* – EPA), também denominada como melhores práticas de gerenciamento. Estas práticas podem ser definidas como uma abordagem prática multidisciplinar na aplicação de métodos, técnicas e tecnologias destinadas a minimizar os impactos sobre os recursos hídricos, abrangendo tanto abordagens estruturais quanto não estruturais (Gilliom *et al.*, 2020; Wang; Guo, 2020; Wolfand *et al.*, 2018).

Embora a preservação da quantidade e qualidade da água tenha sido o foco principal do desenvolvimento das ideias de BMP, seu conceito pode ser ampliado para os recursos naturais em geral. Isto ocorre, porque os objetivos das BMPs são a preservação do meio natural e melhoria do padrão e qualidade de vida das populações. Tais objetivos podem ser abordados e incorporados a *green infrastructure*, ou seja, a infraestrutura verde que visa aproximar o ambiente hidrológico antropizado ao natural (Venkataramanan *et al.*, 2020).

As atividades antrópicas sujeitas às BMPs são aquelas que afetam as propriedades

físicas e químicas da água. A partir desta visão, o congresso norte americano aprovou em 1972 as alterações da Lei Federal de Controle da Poluição Hídrica, classificando as fontes essencialmente poluidoras em dois grandes grupos: as fontes pontuais e as fontes não pontuais ou difusas (Ding *et al.*, 2023; Ice, 2004; Ji *et al.*, 2022).

As fontes pontuais foram definidas como descargas discerníveis, confinadas e de transporte discreto, inclui tubos, valas, canais, tuneis, poços, entre outros. A poluição causada por estes dispositivos é normalmente minimizada por meio de sistemas de tratamentos de resíduos e de efluentes (Ding *et al.*, 2023; Fashchevskaya; Polianin; Fedosova, 2018; Ice, 2004; Ji *et al.*, 2022). Conforme os mesmos autores, as fontes de poluição não pontual são de natureza difusa, pouco definidas em que a carga poluente é relativamente reduzida vinda de pequenas fontes distribuídas na paisagem, como exemplos o resultado da lavagem da superfície de territórios impermeáveis, a remoção de produtos de erosão, a infiltração através de solo contaminado e a deposição seca e úmida de substâncias da atmosfera

Ding *et al.* (2023) Fashchevskaya; Polianin; Fedosova (2018); Ice (2004); Ji *et al.* (2022), o manejo das fontes difusas deve ocorrer em toda a paisagem, de modo a reduzir os impactos ao longo do tempo, porém a descarga poluente é altamente influenciada por fatores climáticos e hidrológicos, apresentando desafios significativos para o estabelecimento do monitoramento eficaz.

Dessa forma, o conceito BMP tem sido amplamente aplicado, com destaque para o setor industrial por configurarem dispositivos de poluição majoritariamente pontual. Além disso, essas práticas têm sido adotadas nos setores agrícola, florestal e em águas urbanas que são as principais atividades causadoras de poluição não pontual (Fashchevskaya; Polianin; Fedosova, 2018; Ice, 2004; Ji *et al.*, 2022; Venkataramanan *et al.*, 2020).

5.6.1 Técnicas para gerenciamento sustentável de águas pluviais

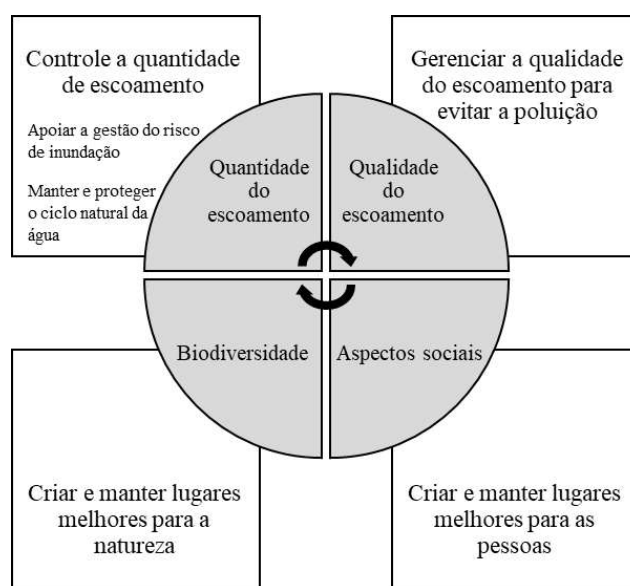
Frente à necessidade de adotar medidas mitigadoras de impactos ambientais que atuem diretamente nas origens, e não apenas nas consequências, diversos conceitos sinônimos têm surgido. Entre eles, destacam-se o Projeto Urbano Sensível à Água (*Water Sensitive Urban Design – WSUD*) na Austrália, Sistemas de Drenagem Sustentável (*Sustainable Drainage Systems – SuDS*) no Reino Unido, Urbanização de Baixo Impacto (*Low Impact Development – LID*) na América do Norte, que ilustram a aplicação de BMP em águas urbanas (Fashchevskaya; Polianin; Fedosova, 2018; Ice, 2004; Ji *et al.*, 2022; Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019; Silva *et al.*, 2019; Venkataramanan *et al.*, 2020).

Esta abordagem verde para a gestão de águas pluviais engloba sistemas e práticas que

utilizam ou imitam processos naturais resultantes da infiltração, evapotranspiração ou uso das águas pluviais para proteger a qualidade da água e o habitat aquático (Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019; Martins, 2017; Morelli; Barbassa, 2014; Quirós, 2018; Silva *et al.*, 2019).

De acordo com os mesmos autores, alguns conceitos que definem esses sistemas devem ser integrados ao processo de planejamento, com a incorporação da hidrologia como parte fundamental no desenvolvimento de um projeto, com foco na macrogestão junto ao controle de águas pluviais na fonte. Quirós (2018) afirma que as técnicas de drenagem sustentável podem ser resumidas em quatro pilares, como mostra a Figura 6.

Figura 6: Quatro pilares das técnicas de drenagem sustentável.



Fonte: Adaptado Quirós (2018).

De acordo com Jacob *et al.* (2019), Kuruppu; Rahman; Rahman (2019), as técnicas de drenagem sustentável possuem diversas vantagens quando comparadas com as obras convencionais de drenagem, devido ao emprego de tecnologias que permitem o desenvolvimento urbano sem a degradação do meio natural, além da garantia da minimização dos problemas relacionados ao excesso de água escoado na superfície.

Os alagamentos, enchentes e inundações no meio urbano são responsáveis por diversos danos a infraestrutura, saúde e bem-estar humano, contudo, com a aplicação correta e bem dimensionada dos dispositivos verdes é possível melhorar a biodiversidade e garantir a modernização dos ambientes (Ji *et al.*, 2022; Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019).

Ao contrário dos sistemas comuns de drenagem que visam eliminar as águas pluviais, as técnicas de drenagem sustentável asseguram o uso para diversas atividades, como a implantação de jardins de chuva que melhoram o microclima local além de embelezamento da

paisagem, implantação de parques em áreas ribeirinhas que garantem a preservação das margens e proporcionam ambientes recreativos e lazer e em períodos chuvosos um espaço para acumulação e infiltração da chuva (Jacob *et al.*, 2019, Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019).

Portanto, a paisagem hidrologicamente funcional, é normalmente obtida através do emprego de métodos que buscam a manutenção do armazenamento, detenção, infiltração e a evaporação da bacia hidrográfica. Estes métodos segundo Canholi (2014), Kuruppu; Rahman; Rahman (2019); Martins (2017); Morelli; Barbassa (2014), Silva *et al.* (2019) fundamentam-se basicamente em:

- a) Planejamento de novos empreendimentos a fim de garantir que todos as variáveis hidrológicas sejam quantificadas e analisadas para a configuração de uma paisagem urbana hidrologicamente funcional;
- b) Minimização de impactos por águas pluviais, com a diminuição de áreas impermeáveis, conservação de recursos e ecossistemas naturais, manutenção de cursos de drenagem, redução de encanamentos e minimização de movimentação de terra, ainda no planejamento, de forma a reduzir a erosão e assoreamento;
- c) Fornecimento de medidas de armazenamento dispersas, pelo uso de práticas que retenham o escoamento, para mitigar ou restaurar distúrbios inevitáveis ao regime hidrológico;
- d) Redução de escoamento superficial que é diretamente ligado as grandes áreas impermeabilizadas, calçadas, ruas e estacionamentos;
- e) Utilização de vias com menores larguras, devido ao sistema de drenagem por galerias, bocas-de-lobo e sarjetas poderem ter menores dimensões, já que água ficará retida nos dispositivos alocados nos lotes, residências, parque, ou seja, onde forem instalados;
- f) Diminuição de áreas diretamente conectadas na rede de drenagem, impermeabilidade efetiva, onde telhados e pisos drenam suas águas para superfícies permeáveis ou vegetação;
- g) Aumento do caminho percorrido pelas águas a fim de ampliar o tempo de concentração, por meio de maiores índices de rugosidade e declividade de pré-desenvolvimento;
- h) Diminuição de áreas impermeáveis a partir do uso de técnicas alternativas como telhados não convencionais;
- i) Manutenção do tempo de concentração de pré-desenvolvimento por propagar fluxos e manter o tempo de deslocamento e o controle de descarga;
- j) Implementação de programas de educação pública efetiva para encorajar proprietários a usar medidas de prevenção à poluição e a manter práticas de gestão da paisagem

hidrologicamente funcional no lote;

- k) Implantação dos conceitos de cidades verdes com ambientes urbanos focados em práticas sustentáveis.

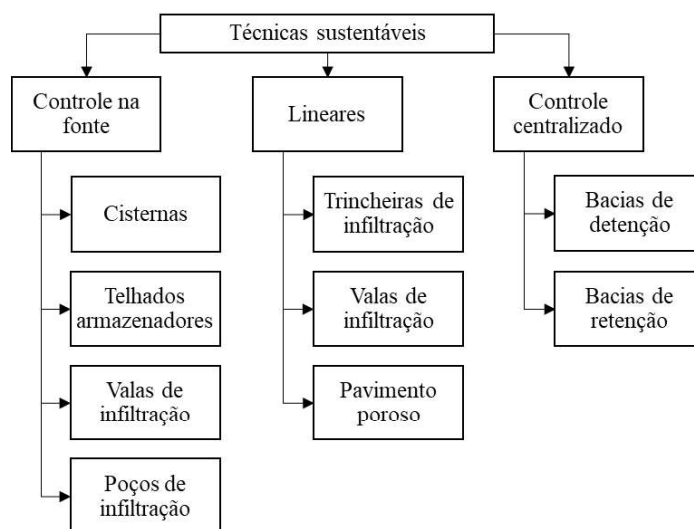
Incorporar esses métodos ao processo de planejamento significa colocar a hidrologia como ponto principal do projeto, ou seja, as adequações não devem sobrepor aos obstáculos naturais e devem considerar os impactos da urbanização já existentes e de novas formas de ocupação da terra. Os mecanismos de atenuação dos danos devem ser implantados, sempre que possível, próximos a grandes áreas impermeabilizadas, para que haja harmonia entre homem e natureza (Canholi 2014, Christofidis; Assumpção; Kligerman, 2020, Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019, Morelli; Barbassa, 2014).

Segundo Brito (2006), Martins (2017), Santos (2019) as técnicas verdes de amortização dos picos de vazão são classificadas em três tipos, conforme sua posição de implantação, sendo elas:

- a) Técnicas de controle de fonte, podem ser implantadas junto a parcelas ou pequenos conjuntos de parcelas, associadas a pequenas áreas de drenagem, com objetivo de ampliar a área de infiltração e percolação das águas pluviais e/ou armazenamento temporário em reservatórios ou telhados, localizados próximos aos locais de origem dos escoamentos, possibilita assim melhor aproveitamento do sistema de drenagem a jusante;
- b) Técnicas lineares implantadas usualmente junto aos sistemas viários, em pátios, estacionamentos e arruamentos;
- c) Técnicas de controle centralizado associados a área de drenagem de grande porte.

Na Figura 7 é possível observar de forma sintetizada a classificação e exemplos de dispositivos utilizados dentro do contexto de BMP.

Figura 7: Técnicas para gerenciamento sustentável de águas pluviais.



Fonte: Adaptado Martins (2017).

5.6.1.1 Bacias de Detenção

As bacias de detenção podem atuar como estruturas de controle de qualidade da água ou melhores práticas de gestão (BMPs), capaz de assumir ou não característica de infiltração de águas pluviais. Sahoo; Pekkat (2018), Yazdi; Khazaei (2019) destacam o impacto positivo das bacias de detenção na redução do risco a atenuação dos picos de inundação.

Yazdi; Khazaei (2019) propuseram uma simulação de Monte Carlo a partir de um modelo SWMM, para encontrar o tamanho e localização ideais de bacias de detenção, baseada em otimização para a operação e minimização dos custos, além da atenuação das inundações da rede durante eventos de chuvas extremas.

Suripin *et al.* (2020) concentraram-se no desenvolvimento de bacias de detenção sustentáveis que integram o controle de enchentes e inundações de forma demonstrar sua eficácia na redução de picos de descarga, além da retenção de sedimentos.

De acordo com, Brito (2006), Yazdi; Khazaei (2019), as bacias de detenção possuem diferentes denominações dependendo da sua localização e função no sistema. Yazdi; Khazaei (2019) afirmam que elas podem ser do tipo *online*, responsável pelo armazenamento, retenção e detenção quando construídas na linha do curso hídrico e *offline* quando localizadas fora dele.

Além disso, elas podem ter três funções distintas, diretamente relacionadas com a drenagem urbana, amortecimento de picos de vazão como forma de controle de inundações, redução de volumes de escoamento superficial, quando aplicadas na forma de bacia de infiltração e redução de poluição difusa de origem pluvial em regiões urbanizadas (Brito, 2006; Yazdi; Khazaei, 2019).

Os autores ainda afirmam que elas podem ser subdivididas, de acordo com seu funcionamento:

- a) Bacias de retenção: tem a finalidade de estocagem temporária da água oriunda da precipitação, proporcionando rearranjo temporal das vazões;
- b) Bacias de infiltração: proporcionam a infiltração total das águas pluviais, com volume de escoamento nulo a jusante;
- c) Bacias de retenção e infiltração: agrupa ambas as características citadas anteriormente, ou seja, infiltra parte das águas das chuvas, de forma a reduzir os volumes de escoamento superficial e diminuição dos picos de vazão.

Os autores destacam a possibilidade de integrar a biorremediação com bacias de detenção, sendo uma estratégia eficaz para o gerenciamento sustentável de águas pluviais urbanas. A seleção criteriosa de plantas com capacidade de fitorremediação possibilita a absorção, acumulação ou degradação eficiente de contaminantes. As raízes das plantas criam um ambiente propício para o desenvolvimento de microrganismos benéficos no solo, que contribui para a degradação adicional de poluentes.

A vegetação colabora na retenção de sedimentos e na filtração da água, promovendo a sustentabilidade e reduzindo a carga de poluentes antes do descarte em corpos d'água locais. Esses dispositivos assumem uma função essencial na proteção da qualidade da água e no controle de inundações, capazes de atenuar os impactos negativos nas áreas a jusante.

5.6.1.2 Pavimentos permeáveis

De acordo com Kuruppu; Rahman; Rahman (2019), os pavimentos porosos são revestidos por materiais que facilitam a percolação da água da chuva, como blocos de concreto vazado preenchido com material granular, areia ou vegetação rasteira, como grama ou concreto e asfalto sem material fino em sua composição para haver o aumento do índice de vazios, normalmente assentados sobre base granular com filtros geotêxteis.

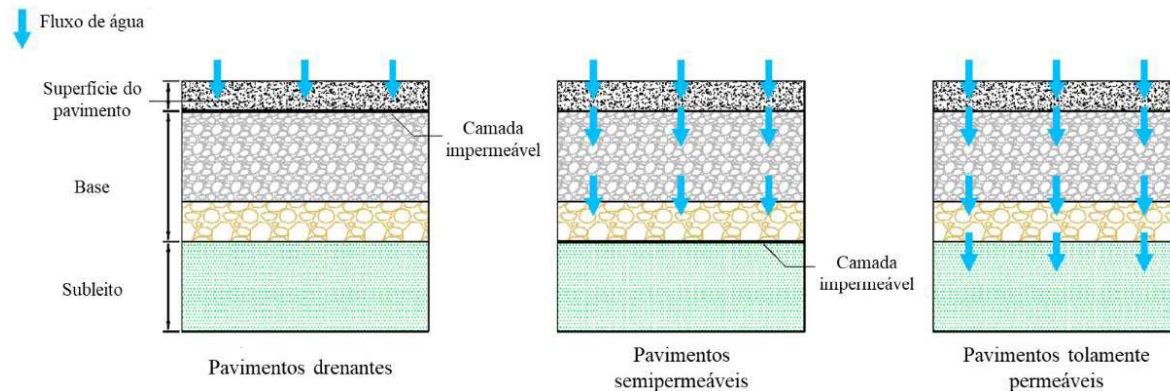
Kuruppu; Rahman; Rahman (2019) e Zhu *et al.* (2021) ressaltam as diversas vantagens multifuncionais do pavimento permeável. Entre estas vantagens, destacam-se a redução do escoamento superficial, capacidade de filtragem e tratamento do escoamento infiltrante, diminuição da poluição térmica e da temperatura, capacidade de suporte de carga semelhante ao pavimento de concreto rígido convencional, o aprimoramento da resistência à derrapagem, a redução de poluentes e a promoção da recarga das águas subterrâneas. Desta forma, quando comparados aos asfaltos flexíveis comuns, os pavimentos permeáveis revelam-se ambientalmente benéficos, principalmente devido às suas características de permeabilidade.

Os pavimentos permeáveis podem se distinguir quanto a sua estrutura e são categorizados como pavimentos drenantes, pavimentos semipermeáveis e pavimentos impermeáveis. Zhu *et al.* (2021) destacam que a classificação dos pavimentos impermeáveis reflete nas características mecânicas e resistência da estrutura, pois camadas permeáveis possuem menor capacidade suporte. Assim é necessário encontrar o equilíbrio entre os benefícios ambientais e o desempenho mecânico dos pavimentos permeáveis.

No estudo de Zhu *et al.* (2021) são apresentadas as distinções e usos típicos de cada estrutura de pavimento permeável:

- d) Os pavimentos drenantes apresentam camada superficial drenante e base impermeável, tipicamente utilizado em estradas e rodovias com elevado fluxo de veículos;
- a) Pavimentos semipermeáveis possuem camada superficial e base permeáveis, sendo utilizados em estradas e estacionamentos que o fluxo de veículos é moderado a leve;
- b) Pavimento permeáveis são pavimentos que dispõem de estrutura toda permeável, onde a água da chuva pode infiltrar-se por toda a estrutura e entrar no subleito, geralmente usados em calçadas, ciclovias e praças.

Figura 8: Classificação dos pavimentos permeáveis.



Fonte: Adaptado Zhu *et al.* (2021).

Como visto, existem diversas vantagens quanto ao uso dos pavimentos permeáveis em substituição aos pavimentos tradicionais rígidos e flexíveis, no entanto é importante analisar qual a melhor estrutura a ser empregada, pois quando mal dimensionadas podem trazer problemas estruturais, além de outras manifestações patológicas que comprometem a eficiência do pavimento.

Outro ponto de destaque refere-se aos recorrentes problemas associados ao entupimento da estrutura drenante. Com o passar do tempo e o uso, os poros podem ser obstruídos por materiais sólidos, comprometendo a capacidade de infiltração da estrutura. Sendo assim, para

mitigação dos danos ligados ao entupimento, Afonso; Almeida; Fael (2018) desenvolveram um asfalto poroso de dupla camada, composto por agregados miúdos e graúdos que garantem alta porosidade.

Kia; Wong; Cheeseman (2019) também apresentam um novo pavimento permeável de alta resistência e resistente ao entupimento, composto por agregados que garantam porosidade de 2 a 30% quando adicionados tubos plásticos de diâmetros variados (3 a 6 mm) e argamassa autoadensável a mistura usual.

Conforme evidenciado, há diversas composições de pavimento permeável e de modo geral, essa abordagem revela-se promissora como solução eficaz para a gestão de águas pluviais e para fomentar a sustentabilidade em ambientes urbanos. Contudo, segundo Kuruppu; Rahman; Rahman (2019) a aplicação dos pavimentos permeáveis está sujeita a algumas limitações, relacionadas as incertezas financeiras, à baixa taxa infiltração do subleito principalmente quando compostos por solos argilosos, declividade do pavimento superior a 5% e áreas adjacentes com declividades superiores a 20%, presença de lençol freático aflorante ou da existência de alguma camada impermeável que impeça o processo.

5.6.1.3 Poços de infiltração

Os poços de infiltração são estruturas destinadas ao armazenamento e favorecimento da infiltração de água proveniente do escoamento superficial, podendo ser implantados em regiões em que o solo superficial apresenta pouca permeabilidade e as camadas mais profundas grande permeabilidade (Ferreira; Barbassa; Morruzi 2018).

De acordo com Ferreira; Barbassa; Morruzi (2018), Mundim; Reis (2023) os poços de infiltração são estruturas pontuais e verticais, com a função de atenuar vazões e volumes de escoamento superficial a partir da infiltração na direção radial. Conforme os mesmos autores, eles podem ser considerados como microrreservatórios escavados no solo, geralmente em formato circular e podem ser executados sem preenchimento na abertura, com as paredes estabilizadas ou preenchidas com material poroso. Edwards *et al.* (2022) ainda afirmam que os poços de infiltração colaboram para o aumento das reservas de água subterrânea.

Esses dispositivos são frequentemente associados a outras estruturas devido à sua baixa capacidade de armazenamento em eventos extremos de chuvas, tais como pavimentos permeáveis, trincheiras e valas de infiltração (Ferreira; Barbassa; Morruzi, 2018). Isso garante camadas mais profundas do solo com maior capacidade de absorção, conforme mencionado por Edwards *et al.* (2022), contudo é necessário que os solos tenham alta taxas de infiltração, características que não são encontradas em solos predominantemente argilosos.

5.6.1.4 *Telhados armazenadores*

Podem ser definidos como dispositivos para compensação dos efeitos da impermeabilização, através da própria estrutura do telhado, ocorrendo o armazenamento provisório das vazões escoadas, com a liberação gradual à rede de drenagem pluvial, por meio de um dispositivo de regulação específico (Hamouz; Moller-Pedersen; Muthanna, 2020; Scolaro; Ghisi, 2022).

Susca (2019) define o telhado verde com uma cobertura vegetal de múltiplas camadas, constituído por uma membrana impermeável, sistema de drenagem para extravasamento, barreira radicular e a camada para o cultivo de plantas. A autora ainda firma que dispositivos podem diminuir o uso de energia nos edifícios, com o isolamento térmico adicional e simultaneamente mitiga as ilhas de calor em ambientes urbanos.

De acordo com Scolaro; Ghisi (2022), Susca (2019), os telhados podem ser construídos de forma plana ou com ligeira declividade com a implantação de compartimentos, os quais são vazados ou preenchidos com brita, cascalho ou até mesmo solo e vegetação. Os autores ainda pontuam que existem telhados do tipo intensivos, semi-intensivos ou extensivos:

- Telhados verdes intensivos têm camada de solo mais espessa e suporta plantas com raízes mais profundas, sendo compatível com diversas plantações, inclusive árvores e arbusto, no entanto requerem maior manutenção e suporte estrutural e condições climáticas favoráveis;
- Telhados verdes extensos têm uma camada de solo mais fina, aproximadamente 15 cm, sua vegetação consiste em plantas resistentes à seca com raízes superficiais. Normalmente, os telhados verdes extensos são mais leves, mais baratos e requerem manutenção mínima;
- Os telhados verdes semi-intensivos são cobertos com gramados e plantas e precisam de manutenção, mas não da mesma intensidade de manutenção que os telhados verdes intensivos.

As vantagens estão relacionadas a manutenção e atenuação das perdas da biodiversidade, redução de ruído, melhoria da qualidade do ar, redução do escoamento superficial, minimização das ilhas de calor urbanas, redução do estresse (Hamouz; Moller-Pedersen; Muthanna, 2020; Scolaro; Ghisi, 2022). No entanto os mesmos autores destacam que há custo iniciais de implantação e os dispositivos estão sujeitos a manutenção.

5.6.1.5 Trincheira de infiltração

As trincheiras de infiltração são dispositivos lineares de drenagem, pois apresentam comprimento superior a largura, elas são categorizadas como controle na fonte. De acordo com Ebrahimian *et al.* (2021); Wang *et al.* (2023) as trincheiras são infraestruturas verdes de grande aplicabilidade em áreas urbanas densas, em decorrência das suas pequenas dimensões e por serem instaladas nas camadas subterrâneas do solo.

Segundo Canholi (2014) as principais funções das trincheiras associadas com a infiltração ou retenção de volumes, proporcionando rearranjo temporal das vazões e, conseqüentemente a redução do escoamento a jusante. Wang *et al.* (2023) afirmam que além da atenuação dos picos de vazão, elas são dispositivos para o controle da qualidade da água, por meio da remoção de poluentes devido à sua camada filtrante.

Estes dispositivos são considerados microrreservatórios lineares escavados no solo e preenchidos com material granular, como seixo, brita ou material semelhante, geralmente com diâmetro de 40 a 60 mm. Apresentam uma porosidade mínima de 30% e podem ou não ser cobertos com grama ou outro revestimento. Possuem uma manta geotêxtil, cuja permeabilidade deve ser superior à do solo que deve envolver o material de enchimento, auxiliando na filtração e evitando a entrada de finos na estrutura, minimizando assim o risco de colmatção (Bezerra *et al.*, 2022; Canholi, 2014; Ebrahimian *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023).

De acordo com Bezerra *et al.* (2022) e Canholi (2014), as trincheiras de infiltração apresentam algumas limitações em relação à sua construção e capacidade de armazenamento. Os autores afirmam que esses dispositivos são mais eficazes em terrenos com baixas declividades e subsolos que possuam características de permeabilidade. Ademais, devido ao seu tamanho relativamente pequeno, as trincheiras não possuem uma capacidade de armazenamento considerável. Além disso, por possuírem uma camada porosa, exigem manutenção regular, especialmente devido as partículas finas que preenchem os poros da camada drenante.

5.6.1.6 Barril de chuva

Barris de chuva são tanques de microescala de simples implementação, construídos com a finalidade de armazenar as águas das chuvas captadas das superfícies próximas, a fim de restaurar os processos hidrológicos, onde a qualidade da água depende tanto das condições atmosféricas quando da superfície de captação, tipo de material, condições de limpeza da calha e da tubulação que transporta a água até o reservatório além das condições sanitárias do mesmo

(Oberascher *et al.*, 2018).

Os barris de chuva são dispositivos de menores dimensões, geralmente instalados em áreas urbanas residenciais sobre o solo, já as cisternas são dispositivos de maiores dimensões implementados acima do solo ou no subsolo (Li *et al.*, 2021). Feitosa; Yada; Soares (2018), afirmam que os sistemas de barris de chuva possuem três diferentes tipos de processos:

- a) Coleta, limitada aos telhados das edificações;
- b) Armazenamento, onde a água da chuva escoar por meio de tubos para os barris e quando se apresentam cheias há um desvio para a rede de drenagem pluvial existente;
- c) Tratamento, relacionado a qualidade da água coletada e sua destinação, geralmente é sedimentação natural, filtração e cloração

De acordo com Li *et al.* (2021) os barris ou cisternas de chuva reduzem o consumo de água potável, pois a água escoada pode ser utilizada para diversos fins, como, irrigação, descarga de vasos sanitários, lavanderia e lavagem/limpeza de carro e calçadas.

5.6.1.7 Valas e valetas de infiltração

Técnicas compensatórias construídas a montante das redes hidrográficas que consistem em um sistema de condução, formado por depressões lineares, gramadas ou com solo nu, adjacentes a ruas ou estradas ou áreas de estacionamento, funcionando como um canal, para recolhimento das águas pluviais que efetua seu armazenamento temporário e sua infiltração parcial (Ahmed; Gulliver; Nieber, 2015; Dollinger *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2020).

A distinção entre vala e valeta se dá pela forma construtiva, as valas são dispositivos de grande largura e baixa declividade no sentido longitudinal, escavadas na terra, já as valetas são valas de pequenas profundidades (Serrana; Gulliver; Nieber, 2018).

De acordo com Ahmed; Gulliver; Nieber (2015); Dollinger *et al.* (2015); Li *et al.* (2020) é conveniente a implantação de pequenas barragens para favorecer a infiltração e possibilitar a remoção de poluentes por filtragem. Segundo o mesmo autor é recomendável que essas valas sejam instaladas em lugares que apresentem declividade menor ou igual a 5%, evitando assim velocidade acentuadas de escoamento, deste modo podem substituir a canalização convencional.

Canholi (2014), afirma que a proteção das valetas por vegetação tem importância para conservação da superfície permeável do solo, a qual pode colmatar com a decantação de finos, sendo assim é possível que haja necessidade de retirada de material acumulado, a fim de restaurar a capacidade de infiltração.

Como as outras técnicas compensatórias anteriores, é visível que um sistema de

drenagem deve atender tanto critérios técnicos quanto aspectos ambientais, sociais e econômicos, para garantir a sustentabilidade (Dollinger *et al.*, 2015).

6 METODOLOGIA

As etapas iniciais foram pautadas no levantamento de informações básicas a respeito dos alagamentos no bairro São Sebastião, para a caracterização das bacias de captações e delineamento da pesquisa.

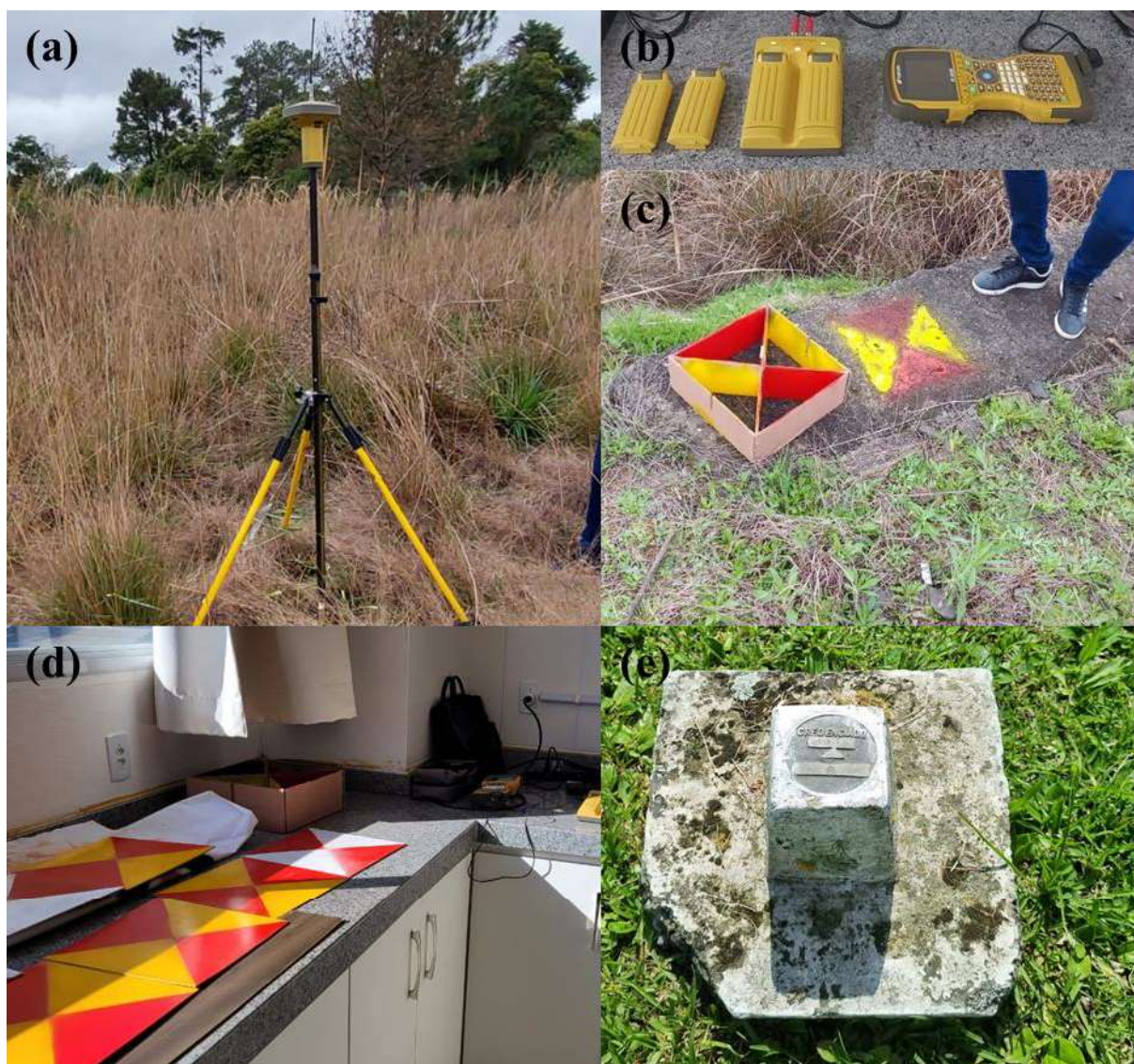
Os dados a campo acerca da extensão do alagamento foram coletados por meio do *Global Navigation Satellite System* (GNSS) de dupla frequência *Real Time Kinematic* (RTK) da Marca Topcon – GR3 e as coordenadas e cotas estão dispostas na Tabela 2. Foi instalada a antena externa receptora do sinal *Global Positioning System* (GPS) com alcance de 15 km, próximo à entrada principal do CAV, devido a presença de um marco de referência geodésico. O equipamento também foi utilizado para referenciar os pontos de controle para o levantamento de drone realizado no ponto de alagamento. A Figura 9 (a) representa a coleta de um ponto, (b) destaca a controladora do RTK, (c) exemplificação de alvos desenhados em superfícies para os pontos de controle, (d) alvos pintados em placas para locais com vegetação, (e) marco de referência do CAV.

Tabela 2: Pontos coletado para estimar a mancha de alagamento.

Ponto	Coordenadas	Cota (m)	Ponto	Coordenadas	Cota (m)
P1	27°47'34,05" S 50°18'23,17" W	929,45	P13	27°47'46,18" S 50°17'48,90" W	891,58
P2	27°47'34,05" S 50°18'23,17" W	929,45	P14	27°47'45,70" S 50°17'48,87" W	890,70
P3	27°47'31,35" S 50°17'46,94" W	891,62	P15	27°47'45,82" S 50°17'48,84" W	890,91
P4	27°47'31,09" S 50°17'46,38" W	891,97	P16	27°47'45,79" S 50°17'49,14" W	890,70
P5	27°47'33,23" S 50°17'48,51" W	891,70	P17	27°47'23,40" S 50°17'48,07" W	890,01
P6	27°47'33,23" S 50°17'48,51" W	891,69	P18	27°47'23,21" S 50°17'43,54" W	892,24
P7	27°47'35,22" S 50°17'50,01" W	890,26	P19	27°47'23,59" S 50°17'43,40" W	892,07
P8	27°47'35,26" S 50°17'49,69" W	890,91	P20	27°47'28,86" S 50°17'41,04" W	892,16
P9	27°47'37,31" S 50°17'49,66" W	891,37	P21	27°47'26,11" S 50°17'43,50" W	891,40
P10	27°47'37,57" S 50°17'48,10" W	891,16	P22	27°47'25,42" S 50°17'43,93" W	890,74
P11	27°47'37,60" S 50°17'47,71" W	891,07	P23	27°47'25,36" S 50°17'44,40" W	890,82
P12	27°47'43,83" S 50°17'48,57" W	890,40	Rio	27°47'25,09" S 50°17'44,48" W	890,53

Fonte: Autora (2024).

Figura 9: Levantamento de pontos de controle.



Fonte: Autora (2024).

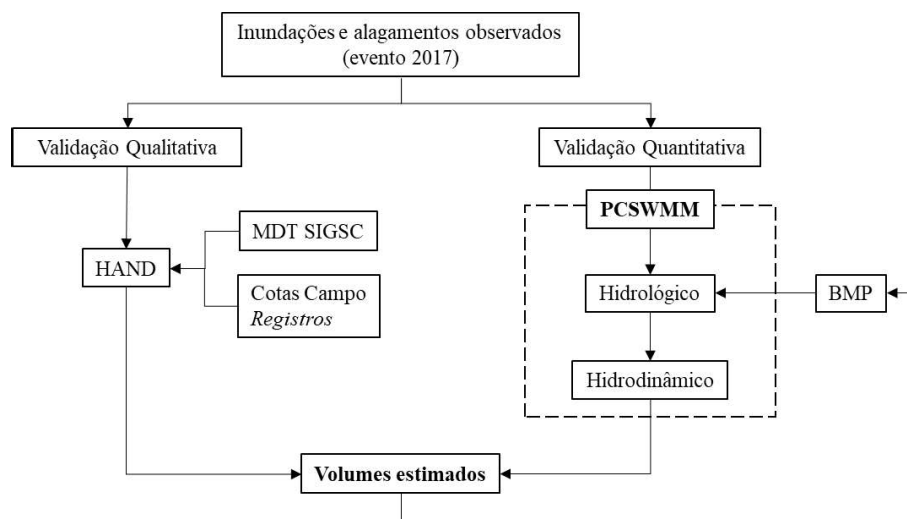
A metodologia geral do trabalho está disposta na Figura 10. A validação qualitativa se dedicará ao diagnóstico da situação atual, com uso de modelo morfológico de base hidrológica (HAND), onde o MDT utilizado para aplicação do algoritmo foi obtido através da Sistema de Informações Geográficas de Santa Catarina (SIGSC). A verificação da geometria da mancha de inundação foi feita a partir das isolinhas geradas no HAND.

Já a validação quantitativa é por meio de modelagem hidrológica e a hidrodinâmica realizadas no PCSWMM. Desta forma, é possível mensurar os volumes de água de cada sub-bacia de captação, gerados em eventos extremos de chuva, a partir do conhecimento dos limites do alagamento.

De posse do cenário atual foi possível analisar e testar cenário futuro, no qual foi verificado a aplicação de BMP individual a nível de lote. A estrutura denominada barril de

chuva foi escolhida em decorrência da sua fácil aplicação e baixo custo de instalação a fim de analisar a atenuação do volume em excesso que chega à rede de drenagem, causador das inundações e alagamentos.

Figura 10: Metodologia da pesquisa.



Fonte: Autora (2024).

6.1 ÁREA DE ESTUDO

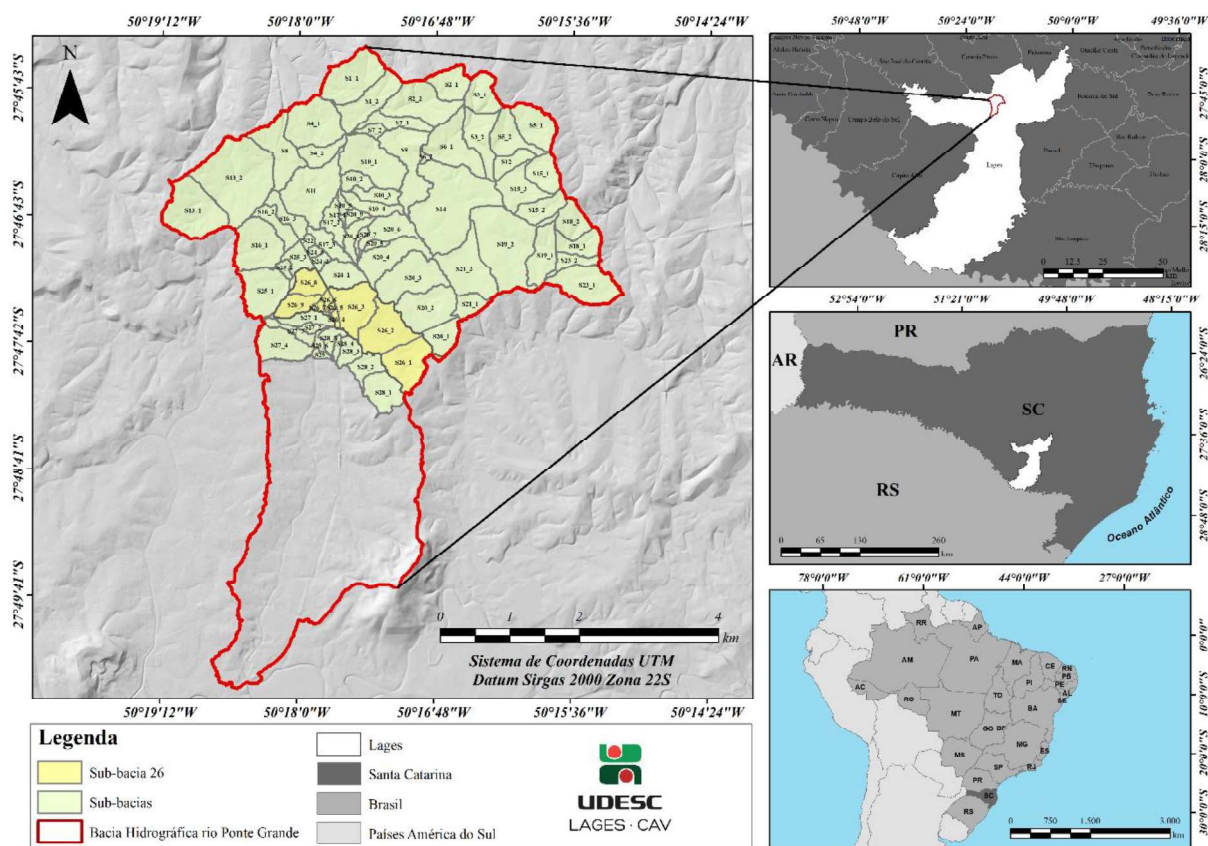
O município de Lages localiza-se na região serrana do estado de Santa Catarina, situando-se a 27°49'00" de latitude sul e 50°19'35" de longitude oeste. O município é o maior em extensão territorial do estado de Santa Catarina, com área total de 2.651,4 km² (PMDR, 2016) e população de 164.981 habitantes (IBGE, 2022).

Dentre os eventos hidrológicos já registrados no município, destaca-se os anos de 2005, 2008, 2011, 2014 e 2017 em que houve prejuízos sociais significativos (Neto, 2019b; Neto *et al.*, 2015). O evento do ano de 2017 é o segundo mais extremo dessa série com registro de 106,85 mm de chuva nos dias 27 e 28 de maio e nos dias 4 e 5 de junho foi registrado uma precipitação total de 177,56 mm. Como consequência 54 bairros do município foram atingidos, 7.420 pessoas foram afetadas e 406 ficaram desabrigados (Neto, 2019).

A área de estudo está localizada na parte superior da bacia hidrográfica do rio Ponte Grande, a qual foi discretizada em 79 sub-bacias (Figura 11), de acordo com as características naturais do terreno. Os problemas recorrentes de alagamentos no bairro São Sebastião estão contidos principalmente nas sub-bacias com prefixo 26. Contudo, quando se propõe um modelo hidrológico é necessário que sejam quantificados os parâmetros das regiões a montante do problema, pois estas influenciam diretamente no volume de água. Diante disso, a área total modelada é de 18,87 km², ou seja, toda a porção inicial da bacia hidrográfica do rio Ponte

Grande.

Figura 11: Área de estudo.



Fonte: Autora (2024).

Em 2023, observou-se um aumento significativo das chuvas durante a primavera, especialmente nos meses de outubro e novembro, em razão da influência de sistemas meteorológicos como frentes frias e baixas pressões, associados aos efeitos do fenômeno *El Niño* (INMET, 2023).

As chuvas mais intensas registradas em outubro, na cidade de Lages, concentraram-se nos dias 6 e 8, com precipitações entre 50 e 100 mm (Defesa Civil, 150/2023). Já no mês de novembro, ocorreram entre os dias 16 e 18, com acumulados pluviométricos variando entre 150 e 250 mm na região do Planalto Sul (Defesa Civil, 180/2023).

Durante esse período, realizaram-se visitas aos locais de alagamentos, especialmente nas sub-bacias do grupo 26. Na Figura 12 é possível observar o ponto inicial de acúmulo de água na sub-bacia 26_3, uma vez que a montante da rua existe um córrego que foi canalizado por tubulações de 500 mm e, em outras partes, de 1000 mm. Contudo, esse sistema não se mostrou suficiente, pois a água escoou sobre a via devido ao deslocamento das tubulações em relação ao curso natural, resultando no escoamento da água sobre a configuração original do

terreno e não no local de implantação da tubulação. A imagem (a) é o registro do dia 8 de outubro e a (b) 16 de novembro.

Figura 12: Local de estrangulamento do fluxo das sub-bacias do grupo 26.

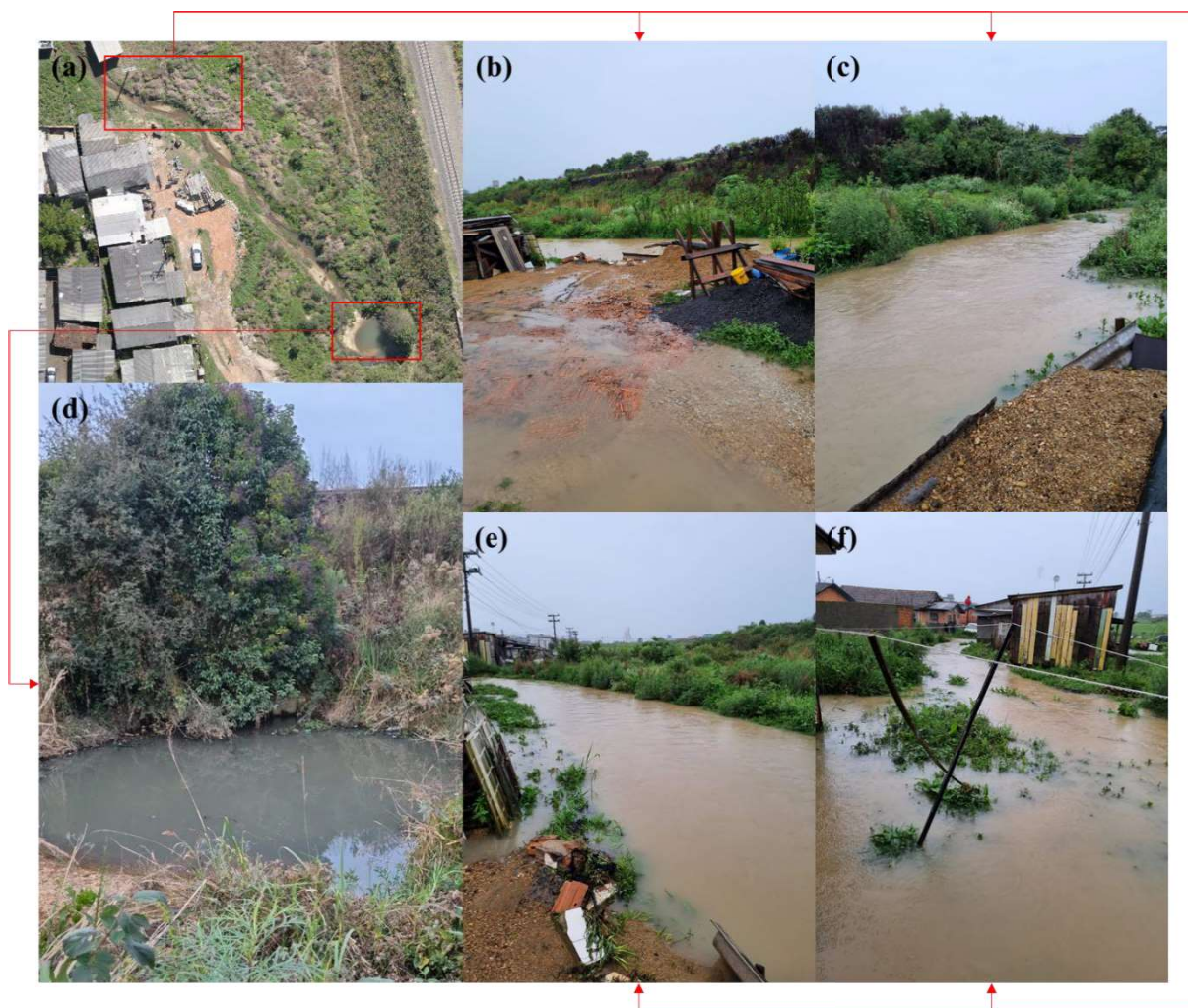


Fonte: Autora (2024).

A linha férrea que atravessa transversalmente toda a área de estudo está elevada em relação ao terreno e representa um divisor de águas artificial para as sub-bacias 26_4 e 26_5, localizadas a jusante. As imagens que compõem a Figura 13 estão inscritas nas referidas sub-bacias. Para a drenagem dos fluxos naturais a montante da linha férrea, foram instaladas tubulações com diâmetro de 1000 mm.

Entretanto, ao longo dos anos desde a instalação da linha férrea na década de 1960, houve a urbanização não planejada da região, onde foram ocupadas áreas próximas a drenagem, estas são frequentemente atingidas pelos alagamentos. Em períodos de estiagem, o canal praticamente não possui água, conforme evidenciado nas imagens (a) e (d). No entanto, em dias de chuvas intensas, ele se transforma em um córrego com consideráveis vazão e altura, resultando no alagamento de toda a região circundante, conforme ilustrado nas imagens (b), (c), (e) e (f), registradas em 8 de outubro. Destaca-se também nessas imagens a elevação da linha férrea, que se configura como um fator indutor dos alagamentos nessa região.

Figura 13: Local de alagamento das sub-bacias do grupo 26.



Fonte: Autora (2024).

Na Figura 14 (a), é visível uma casa em madeira de tonalidade bege, na qual os escoamentos das áreas a montante são direcionados preferencialmente para os fundos da residência devido à presença de um córrego. Essa imagem foi capturada no dia 7 de outubro, e corrobora a afirmação feita por Lavnitcki (2018) que a ocupação de áreas de risco se dá pelas populações de baixa renda. As imagens (b) e (c) correspondem ao dia 8 de outubro, em (b) tem-se a visão dos fundos da mesma casa, enquanto em (c) está a fachada frontal, localizada à direita da imagem, com dois postes de energia elétrica à frente. A imagem (d) foi registrada no dia 17 de novembro, onde a fachada posterior da casa está totalmente oculta pela ambulância do corpo de bombeiros. Apesar de ser o mesmo local mencionado nas imagens anteriores, não foi possível a aproximação devido ao grande volume de alagamento que emergiu para a rua, causando fluxo desordenado de veículos e pessoas.

Figura 14: 1º Registro de chuvas de outubro e novembro 2023.



Fonte: Autora (2024).

Na Figura 15 é possível observar um ponto mais a jusante da casa destacada próximo ao rio Ponte Grande. A imagem (a) é o registro de 08 de outubro e observa-se que o córrego estava próximo a transbordar, (b) é referente ao dia 16 de novembro, onde é possível ver as influências do alagamento e da inundação na residência. Já a (c) foi registrada no dia 17 de novembro, porém agora a maior influência da inundação é do rio Ponte Grande a direta na imagem.

Figura 15: 2º Registro de chuvas de outubro e novembro 2023.



Fonte: Autora (2024).

6.1.1 Uso e ocupação da terra

O uso da terra é um dos fatores que mais interferem no aumento do escoamento superficial, uma vez que as atividades antrópicas podem afetar as características físicas naturais da superfície de cada sub-bacia representada no modelo. A classificação do uso e ocupação da terra é normalmente obtida através do sensoriamento remoto, em que os dados de entrada são amostrados e aplicados em algoritmos capazes de classificar os objetos na paisagem.

A ideia inicial consistiu na elaboração de um algoritmo que utilizasse os preceitos do *random forest*, ou seja, floresta aleatória, procedimento popular de *learning machine* para esse fim (Georganos *et al.*, 2018; Jin *et al.*, 2018; Maxwell *et al.*, 2019; Phan; Kuch; Lehnert, 2020; Teluguntla *et al.*, 2018). As florestas aleatórias são modelos de classificação supervisionada simples que usam divisões binárias em variáveis preditoras para determinar as previsões de resultados (Speiser *et al.*, 2019).

O *script* foi desenvolvido na linguagem R no *software* RStudio, por apresentar um pacote que implementa as florestas aleatórias (Speiser *et al.*, 2019; Tokar *et al.*, 2018). Foram realizados testes, a partir de ortofotos obtidas no SIGSC, com resolução espacial de 1 m, com a criação de classes e subclasses para minimizar o efeito da autocorrelação espacial, visto que as colorações dos objetos podem ser distintas e pertencerem a mesma classe de uso (Phan; Kuch; Lehnert, 2020). Contudo, por se tratar de uma classificação a nível de lote, o algoritmo não se mostrou eficaz, devido ao alto grau de detalhamento necessário. Sendo assim, no Anexo A está disponibilizado o *script* genérico desenvolvido.

Portanto, a forma mais eficiente encontrada para o grau de detalhamento necessário foi realizar uso e ocupação terra de forma manual, através da vetorização dos objetos, a partir de

ortofotos disponível do SIGSC, além do *Google Maps* como mapa base. Para parte da sub-bacia 26 foi realizado levamento com drone, a fim de obter uma ortofoto com resolução espacial de 2,4 cm, para garantia de melhor detalhamento da região.




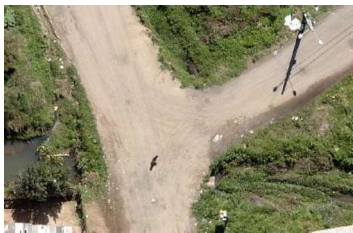
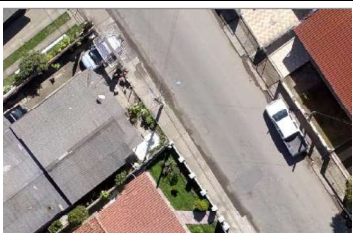

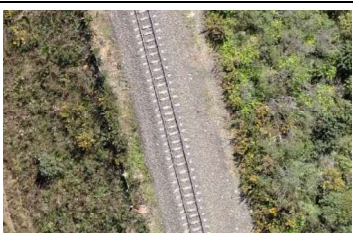
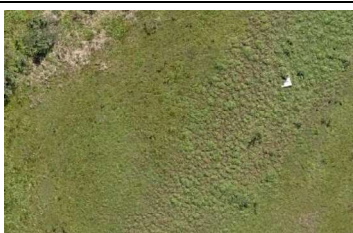
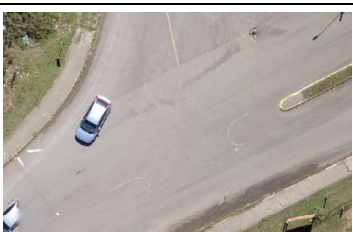
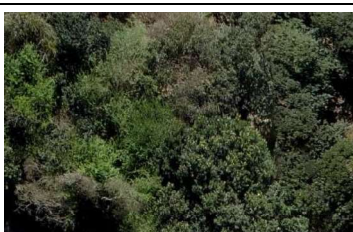
Cada objeto foi representado por um polígono e classificado como água, área urbana, calçada, pavimento asfáltico, pavimento intertravado, linha férrea, pavimento em terra, terreno com vegetação rasteira, terreno sem vegetação e terreno com vegetação densa, dispostos na Figura 16, em que usos estão em escala 1:100. No entanto ao desenhá-los no *software* ArcGis 10.5, alguns vértices ficavam desencontrados, criando pequenas sobreposições, duplicatas e lacunas, além de geometrias inválidas. Desta forma, gerou-se inconsistências, em que o somatório das áreas dos polígonos não coincidia com a área total do estudo. Além disso, o PCSWW, por ser um *software* com SIG integrado, não conseguia interpretar adequadamente o arquivo de entrada contendo essas divergências, apresentando diversos erros principalmente nos operadores booleanos, necessários em diversos processamentos.

A detecção dessas inconsistências foi por meio do verificador de topologia do QGIS 3.26.3. No *software* aplicou-se quatro regras, não devem sobrepor, não devem ter duplicados, não devem ter geometrias inválidas e não devem ter lacunas. Após a constatação da existência dos erros, foi aplicada a função corrigir geometrias para as geometrias inválidas e a função *v.clean* com o operador *break* para eliminar as sobreposições e lacunas, já os objetos duplicados foram eliminados com o *plugin* MMQGIS.

Após as fases de verificação e validação do uso e ocupação da terra, foi possível extrair os dados necessários para o modelo hidrológico. Na Figura 17 e Tabela 3 está disposta a versão final do uso e ocupação da terra, onde a imagem principal à esquerda representa o uso e ocupação de toda a área de estudo. Nas imagens destacadas à direita, observa-se acima o enfoque nas sub-bacias do grupo 26, e abaixo as posições da linha férrea (linha preta) e da BR 282, que constituem os dois principais divisores de águas artificiais, o primeiro em posição vertical e o segundo na horizontal em relação a imagem.

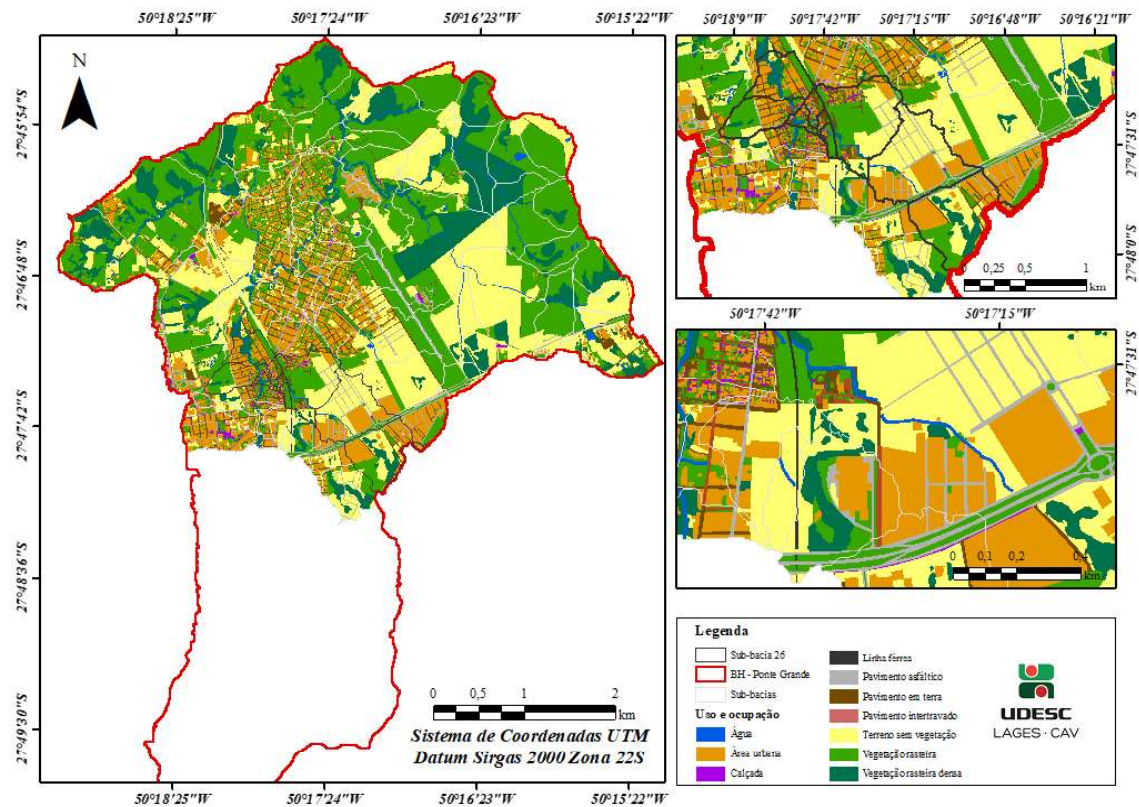
As sub-bacias das porções mais próximas ao divisor de água natural, principalmente as da porção superior possuem pouca taxa de urbanização quando comparadas as das porções finais próximas ao exutório. Nesse sentido é importante avaliar que essas regiões ainda possuem suas características naturais bastante preservadas e se não forem tomadas medidas que disciplinem a ocupação dessas áreas, os problemas com as inundações e alagamentos serão maximizados.

Figura 16: Características das classes de uso e ocupação da terra.

Água		Pavimento intertravado	
Área urbana		Pavimento em terra	
Calçada		Terreno sem Vegetação	
Linha Férrea		Vegetação rasteria	
Pavimento asfáltico		Vegteção rasteira densa	

Fonte: Autora (2024).

Figura 17: Uso e ocupação da terra.



Fonte: Autora (2024).

Tabela 3: Área de cada classe de uso e ocupação da Terra.

Superfície	Área (km²)	Percentual
Água	0,275	1,46%
Área urbana	2,422	12,84%
Calçada	0,095	0,50%
Linha férrea	0,022	0,12%
Pavimento asfáltico	0,516	2,74%
Pavimento intertravado	0,077	0,41%
Pavimento em terra	0,806	4,27%
Terreno sem vegetação rasteira	4,853	25,72%
Vegetação rasteira	7,240	38,37%
Vegetação rasteira densa	2,561	13,57%
Total	18,867	100%

Fonte: Autora (2024).

6.2 HEIGHT ABOVE THE NEAREST DRAINAGE (HAND)

O modelo HAND visa gerar um MDT normalizado, onde a superfície topográfica é estabelecida com base nas distâncias verticais dos pontos no terreno até a drenagem mais próxima (Gharari *et al.*, 2011; Johnson *et al.*, 2019; Santos; Pinheiro; Gallo, 2021; Speckhann, 2018).

A primeira etapa para a aquisição do modelo HAND tem como objetivo a correção hidrológica do MDT, a definição dos caminhos de fluxo e o delineamento dos canais, com a

eliminação dos sumidouros (*sinks*), com o intuito de garantir a correta propagação do fluxo entre as células do MDT.

Os algoritmos de direção e acumulação de fluxo são divididos em direção de fluxo único (DFU) e direção de fluxo múltiplo (DFM), utilizados para definir linhas de drenagem no modelo. O DFU parte do pressuposto de que a propagação fluirá de uma célula para apenas uma célula vizinha com elevação mais baixa, enquanto o DFM fornece uma abordagem mais robusta que permite ângulo de fluxo contínuo e particionamento de fluxo entre um ou até oito *pixels* vizinhos.

O método D8 (*Deterministic of the Eight Neighbors*) que foi proposto por O'Callaghan; Mark (1984) é algoritmo DFU mais conhecido, e tem como regra para o direcionamento e definição do fluxo a maior declividade. Já entre os modelos DFM mais usuais está o *D-Infinity* ou D_{∞} de Tarboton (1997), onde o roteamento de fluxo ocorre em direção a inclinação descendente mais íngreme, ou seja, as células são facetadas em formato triangular, resultando em um *raster* de ponto flutuante.

Para o correto roteamento e fluxo o MDT original foi processado no ArcGIS Pro 2.2, utilizando ambas as metodologias citadas, para posterior comparação dos resultados obtidos. A primeira etapa foi a correção dos sumidouros com a função *fill sinks*, e posteriormente executou-se o comando *flow direction*, tanto para o método D8 quanto o D_{∞} , a fim de gerar a rede de drenagem com uma coerente direção de fluxo local.

A partir da correção do MDT e definição do fluxo de drenagem, executou-se o *flow accumulation*, para ambos os métodos de roteamento de fluxo, responsável pelo cálculo do fluxo acumulado recebido em cada célula da grade, em que células com valores altos indicam maior concentração (Bhatt; Rao, 2018). Esta etapa faz a conexão entre os pontos hidrológicos na formação da rede de drenagem na grade (Nobre *et al.*, 2011).

Após a determinação dos fluxos acumulados definiu-se a rede de drenagem através da função *stream definition* ou *raster calculator*, com o parâmetro limiar *number of cells*. Esse parâmetro é variável para cada bacia hidrográfica e grau de detalhamento. O parâmetro deve ser ajustado para que seja possível identificar todas as células da grade que iniciam os canais.

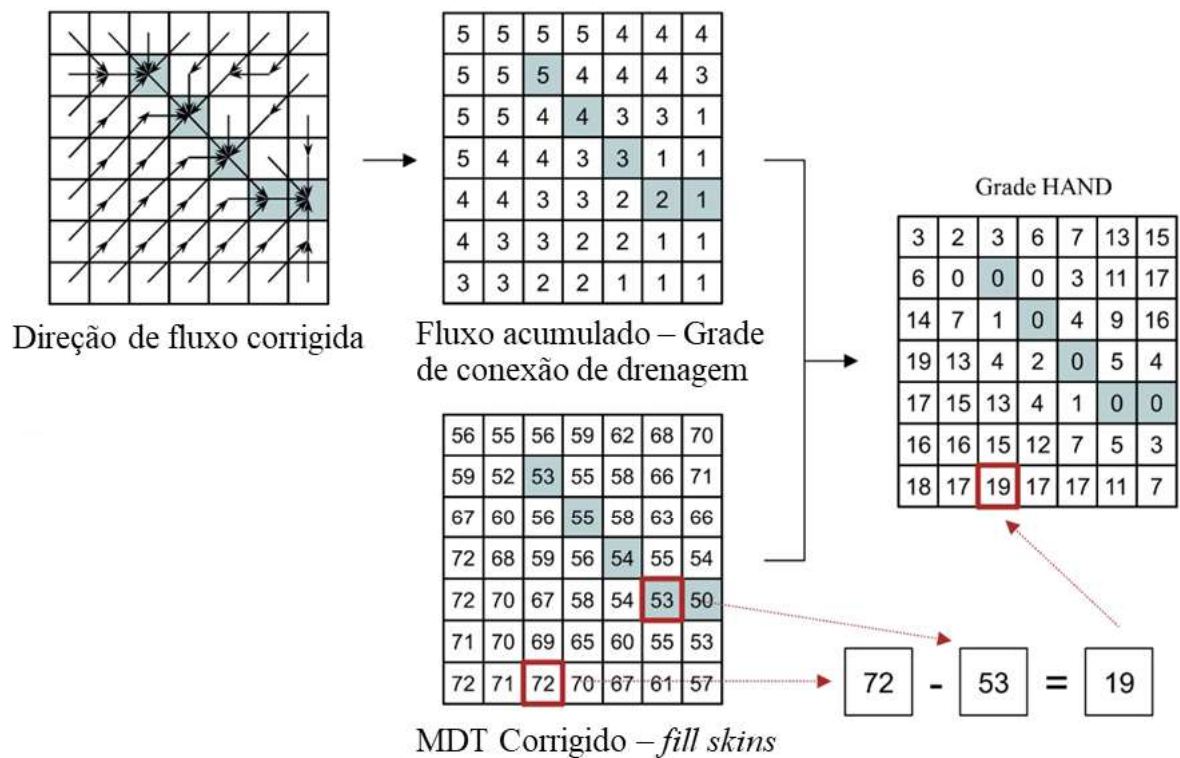
Desta forma, a rede de drenagem é delimitada por pontos de grade cuja área de contribuição excede o limite estabelecido de 20.000 células, ou seja, os locais com valores acima desse limiar indicam fluxo concentrado e são utilizados para identificar canais de escoamento. Portanto, quanto menor o limiar, maior será a densidade hidrográfica resultante (Goerl; Michel; Kobiyama, 2017).

A partir da rede de drenagem delimitada é possível realizar a normalização altimétrica

com a reclassificação do MDT. O HAND para ambas as metodologias é então gerado de acordo com as distâncias verticais relativas, ao longo das trajetórias superficiais de fluxo em cada sub-bacia, para o curso d'água mais próximo utilizando a ferramenta *flow distance*.

Na Figura 18 observa-se a última etapa que consiste na junção entre o MDT, rede de drenagem com a direção de fluxo correta e as áreas de contribuição de cada célula, em que cada ponto de grade é ajustado a um novo valor altimétrico referenciado topograficamente com a rede de drenagem (Schier, 2020). Rennó *et al.* (2008), ainda afirma que as áreas são definidas por propriedades hidrológicas, associadas a rede de drenagem, definindo ambientes semelhantes (Rennó *et al.*, 2008).

Figura 18: Processo de cálculo da grade HAND.



Fonte: Adaptado Rennó *et al.* (2008).

De acordo com a primeira classificação proposta por Rennó *et al.* (2008), os resultados do HAND são fatiados em quatro classes: até 5,3 m para zonas alagáveis, 5,3 m a 15 m para ecótonos, desníveis acima de 15 m, com declividades maiores ou iguais a 7,6% são classificadas como encostas e com declividades menores que 7,6% como platôs ou planaltos.

Outras classificações foram propostas com pequenas alterações, Silva *et al.* (2013) determinou que os resultados do HAND são fatiados em quatro classes relacionadas a altimetria normalizada: alagamento (até 5 m), ecótono (5 a 15 m), encostas (15 a 50 m) e topos de morro

(maior que 50 m).

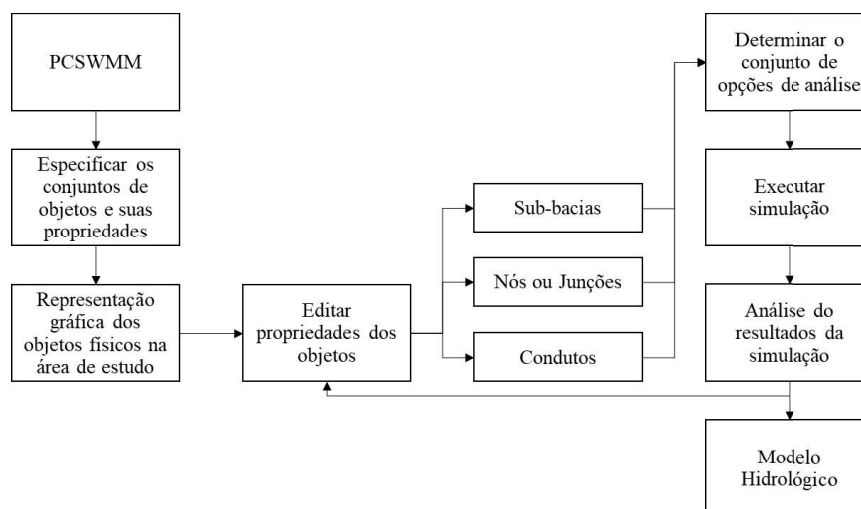
Já a classificação proposta por Goerl, Michel e Kobiyama (2017), analisa apenas as áreas inundáveis, com o limiar de fatiamento de 5,5 m, pois desta forma geram análises mais representativas. A classificação quanto a suscetibilidade a inundação, adota três faixas de valores em alta, média e baixa susceptibilidade: alta ($< 1,83$ m), média (1,83 a 3,66 m), baixa (3,66 a 5,5 m) e não inundável ($> 5,5$ m).

Contudo, a proposta para aplicação de HAND para estudo visa classificar a paisagem seguindo a metodologia de Rennó *et al.* (2008) e para planícies inundáveis a classificação proposta por Goerl, Michel e Kobiyama (2017), além da determinação do volume de água contido na curva de nível normalizada, a partir de levantamento topográfico a campo, para determinação do limiar das cotas de inundação em cada bacia de captação.

6.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA

A modelagem hidrológica no PCSWMM consiste na construção de um modelo de representação dos processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, tais como escoamento superficial e infiltração, através da determinação de diversos parâmetros de entrada, sintetizados na Figura 19.

Figura 19: Etapas para modelagem de sub-bacias no PCSWMM.

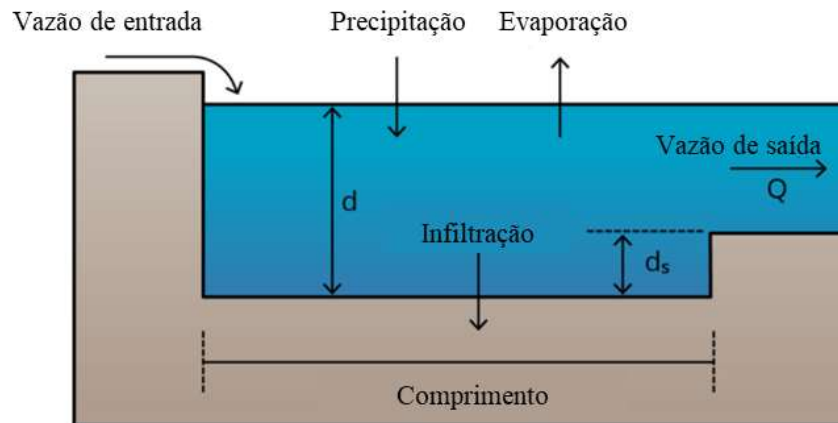


Fonte: Autora (2024).

A visão conceitual de escoamento superficial no *software* considera cada sub-bacia como um reservatório não linear (Martins, 2017), como pode se ver na Figura 20. Segundo o mesmo autor, o escoamento superficial ocorre apenas quando a profundidade da água excede o armazenamento máximo da depressão (d_s). A profundidade da água sobre a sub-bacia (d) é continuamente atualizada com o tempo, resolvendo numericamente a equação de balanço

hídrico sobre a sub-bacia, dada pela equação de Manning. Toda a vazão afluyente, parte da precipitação e de sub-bacias a montante, portanto as vazões afluentes correspondem as parcelas de infiltração, evaporação e escoamento superficial (variável Q).

Figura 20: Escoamento superficial representado pelo modelo PCSWMM.



Fonte: Adaptado CHI (2023).

De posse da configuração da sub-bacia no modelo, Rossman (2022) apresenta a Equação 1, para quantificação do escoamento superficial no *software*.

$$Q = \frac{W \times 1 \times (d - d_p)^{5/3} \times S^{1/2}}{n} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

W: Largura da sub-bacia (m), sendo a largura média de escoamento;

n: Coeficiente de rugosidade de Manning;

d: Profundidade de lâmina de água (m);

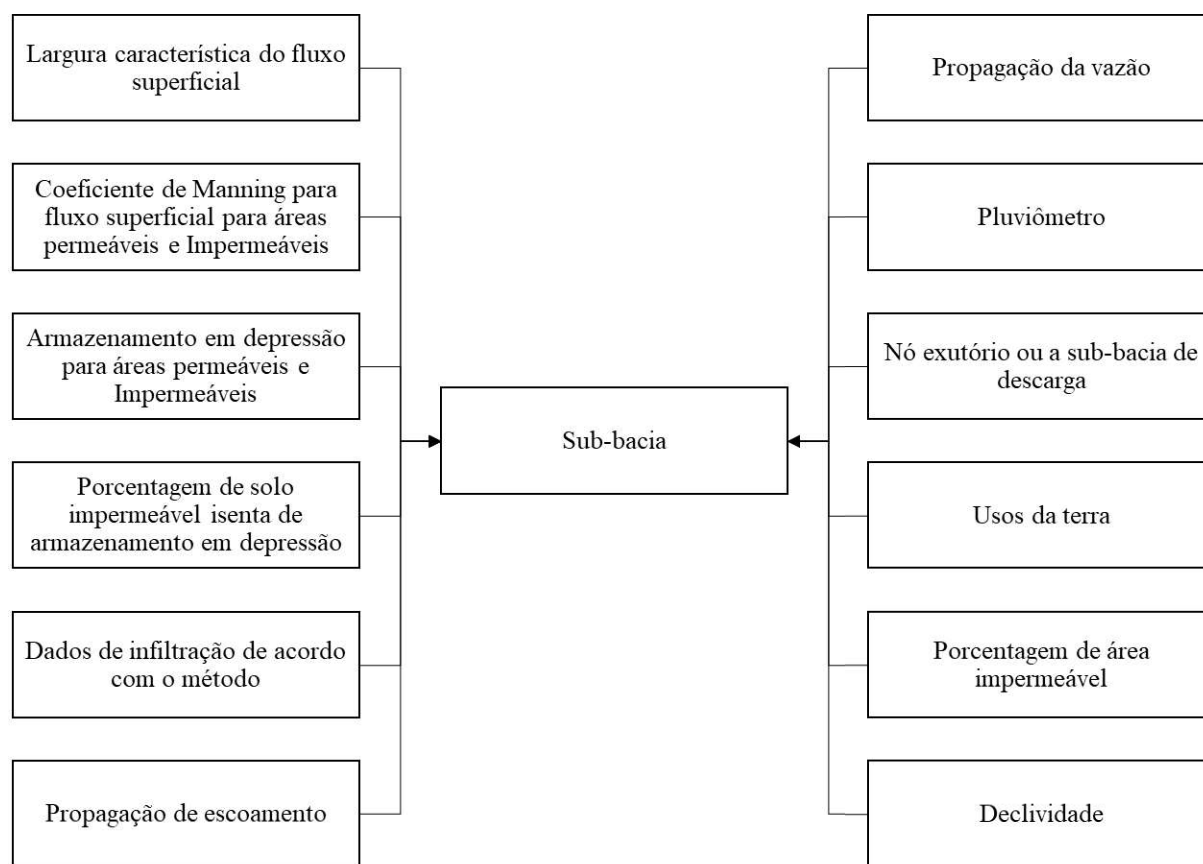
d_s : Capacidade de armazenamento (m);

S: Declividade média da bacia (mm.h^{-1}).

6.3.1 Propriedades das sub-bacias de contribuição

De acordo com Rossman (2022), as sub-bacias são consideradas unidades hidrológicas de terreno que direcionam o escoamento superficial para um único ponto de saída, o exutório, por meio da topografia e elementos do sistema. O mesmo autor destaca que as sub-bacias podem ter sua saída em junções do sistema ou em outras sub-bacias, sendo necessário determinar alguns parâmetros principais das áreas de contribuição. Na Figura 21 são mostradas as variáveis principais das sub-bacias que precisam ser quantificadas de acordo com as características locais.

Figura 21: Parâmetros principais para cada sub-bacia.



Fonte: Adaptado Rossman (2022).

Os dados ambientais citados são variáveis do modelo e geralmente a parametrização gera um nível inerente de incerteza. As sub-bacias no PCSWMM podem ser modeladas a partir de diversas entradas, porém para o modelo desenvolvido foram estimados os parâmetros essenciais para a modelagem hidrológica. Desta forma, os dados estimados que mais podem gerar incerteza são a largura, o coeficiente de Manning para as parcelas permeáveis e impermeáveis, além do armazenamento em depressões de áreas permeáveis e impermeáveis.

De acordo com James (2005), estes parâmetros de entrada podem ser categorizados em cinco grupos, sendo eles:

- B. Binário: Entrada que atua como interruptores ou executa parâmetros de entrada de controle;
- 1. Parâmetros que podem ser medidos com quase certeza total, com faixa de variação de 5 a 10%;
- 2. Parâmetros que podem ser estimados com alto grau de certeza em campo e podem ser modificados dentro de limites estreitos durante a calibração, com variação entre 10 e 25%.
- 3. Parâmetros que não podem ser facilmente medidos em campo, sendo assim dados que

podem e devem ser calibrados, com incertezas entre 25 e 50%;

- 4. Parâmetros que não podem ser medidos com qualquer certeza e são obviamente os principais dados para a calibração, com estimativa de variação entre 50 e 100%.

De posse das informações e quantificação das variáveis é possível avaliar o peso de cada parâmetro atribuído a sub-bacia e estimar valores mais adequados, por meio da ferramenta *Sensitivity-based Radio Tuning Calibration* (SRTC). A ferramenta avalia a sensibilidade dos atributos quando nenhum ou poucos dados observados estiverem disponíveis para a área em estudo.

A ferramenta SRTC realiza a estimativa das incertezas associadas aos atributos selecionados para avaliação. Para gerar gradiente de incertezas, é importante definir os valores máximos e mínimos alinhados com a categorização proposta por James (2005). Essa abordagem permite estabelecer faixas de incertezas para as variáveis, isso facilitará a identificação do valor que melhor se adequa à mancha de alagamento observada a campo.

Definidas as incertezas é possível realizar a análise de sensibilidade em SRTC e selecionar o número de pontos de sensibilidade de cada atributo. A quantidade de pontos de sensibilidade representa o número de execuções que o SWMM realiza dentro da faixa de valores atribuída à incerteza percentual selecionada. De acordo com a CHI, adota-se normalmente valor igual a 4.

6.3.1.1 Propagação da vazão

A propagação da vazão no SWMM é dada por meio da equação de Saint-Venant, a partir de duas equações representativas, Continuidade Lateral (Equação 2) e Variação de Quantidade de Movimento (Equação 3). As equações são resolvidas a partir de diferenças finitas pelo método de aproximações sucessivas e sobre-relaxamento.

Portanto, os cálculos diferenciais do SWMM partem da estimativa das derivadas discretizando o domínio da função em intervalos finitos, por meio de interações sucessivas até que a solução convirja para um valor aceitável. Para acelerar a convergência das interações é aplicada a técnica sobre-relaxamento que ajusta a solução por meio da multiplicação da correção por um fator de relaxamento maior que 1.

$$\frac{\partial A_m}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial l} = q_{lat} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

A_m : área da seção molhada (m²);

t : tempo (s);

Q: vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$);

l: distância longitudinal (m);

q_{lat} : contribuição lateral por unidade de largura ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}.\text{m}^{-1}$).

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A_m} \right) + g \times A_m \left(\frac{\partial y}{\partial x} \right) + g \times A_m (S_f - S_0) = 0 \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

g: aceleração da gravidade ($\text{m}.\text{s}^{-2}$);

A_m : área da seção molhada (m^2);

S_0 : declividade do canal ($\text{m}.\text{m}^{-1}$);

S_f : declividade da linha de energia ($\text{m}.\text{m}^{-1}$).

Negrão (2015), afirma que podem ser empregadas simplificações na Equação 3, como na Figura 22 isso assegura que em determinadas situações, tais simplificações são adequadas para resolver problemas específicos.

Figura 22: Termos da equação e as possíveis simplificações de Saint Venant.

$\frac{\partial Q}{\partial t}$	+	$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A_m} \right)$	+	$g \times A_m \left(\frac{\partial y}{\partial x} \right)$	+	$g \times A_m (S_f - S_0)$	= 0
Termo de aceleração local		Termo de aceleração convectiva		Termo da força de pressão		Termo da força de atrito e gravitacional	
						<div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="border-top: 1px solid black; width: 100%;"></div> <div style="margin-left: 5px;"> <div style="border-top: 1px solid black; width: 50%;"></div> <div style="border-top: 1px solid black; width: 50%;"></div> </div> </div>	<div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="border-top: 1px solid black; width: 100%;"></div> <div style="margin-left: 5px;"> <div style="border-top: 1px solid black; width: 50%;"></div> <div style="border-top: 1px solid black; width: 50%;"></div> </div> </div>
						Onda cinemática	Onda dinâmica

Fonte: Negrão (2015).

De acordo com Martins (2017), Negrão (2015) e Rossman (2022) o SWMM, oferece três tipos de representação da Equação de Saint-Venant, dependendo das necessidades do problema a ser analisado:

- a) Regime uniforme: considerado fluxo constante e uniforme, ou seja, sem propagação de vazões, onde o hidrograma de entrada da junção montante é transferido para jusante sem nenhuma alteração, utiliza apenas a equação de continuidade;
- b) Onda cinemática: resolve a equação da continuidade junto a forma mais simplificada da equação de quantidade de movimento, em que a declividade da superfície livre da água deve ser igual à declividade do fundo do conduto. Sendo assim, o hidrograma considera atrasos na propagação e atenuação de seu pico à medida que o tempo passa, pode ser resolvida utilizando a equação de Manning;
- c) Onda dinâmica: o modelo que utiliza as equações completas, proporcionando uma

descrição mais precisa do escoamento, havendo o translado do hidrograma, considerando atenuação de seu pico e ainda os fenômenos de remanso e aceleração de fluxo, portanto o método utilizado nesse trabalho.

Martins (2017), embasado nas pesquisas de Ahiablame; Engel; Chaubey (2012), confirma que o modelo SWMM pode ser usado para avaliar com precisão os processos fundamentais, ou seja, chuva-vazão em áreas simuladas com a implantação dos controles LID, em que os resultados chegam bem próximos aos vistos na prática.

6.3.1.2 *Pluviômetro atribuído às sub-bacias*

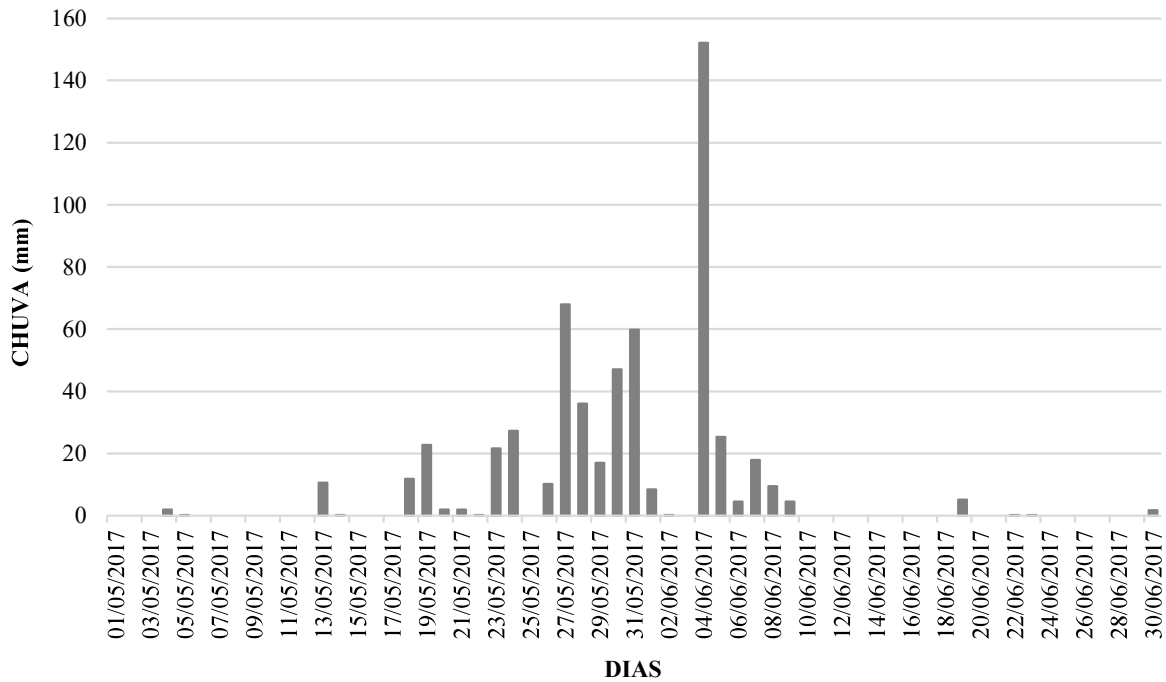
Feitosa (2015) afirma que as simulações dos comportamentos hidrológicos e hidráulicos se dá através das séries temporais que irão gerar os resultados dos eventos selecionados. No objeto pluviômetro é necessário inserir dados de precipitação, onde a chuva é considerada constante ao longo do tempo especificado (Rossman, 2022).

Os dados de chuva da série temporal foram obtidos através do pluviômetro automático (420930001A) localizado em Lages, no bairro Coral, 27°48'25,2" S e longitude 50°18'18" W, disponibilizado no sistema CEMADEN. O intervalo do registro entre as leituras, é de 10 minutos e marcações a cada 0,2 mm. Em relação ao intervalo de tempo, Rossman (2022) afirma que é recomendável valores superiores a um dia devido a erros associados.

O evento escolhido compreende um período de 12 dias, referente ao evento extremo de 2017 que aconteceu entre 27 de maio e 07 de junho. De acordo com Neto (2019b) tal evento possui tempo de retorno (TR) de 83 anos e probabilidade de ocorrência de 0,01208.

A escolha da estação pluviométrica decorre da necessidade de obter dados contínuos em períodos específicos, visando analisar séries de chuvas extremas que representam o pior cenário possível. Outro fator importante é a proximidade da estação escolhida em relação ao ponto de alagamento, o que aprimora a precisão da análise ao mensurar os dados da microrregião. Na Figura 23, são apresentadas as precipitações registradas nos meses de maio e junho de 2017.

Figura 23: Chuva total diária do período de 01/05/2017 até 30/06/2017.



Fonte: Autora (2024).

Para o desenvolvimento deste trabalho é necessário selecionar os eventos que causam as inundações e alagamentos. Segundo Liz (2018) e Neto (2019b) na cidade de Lages esses eventos estão associados a chuvas máximas com durações de 1 a 5 dias. Na Tabela 4 estão as chuvas escolhidas para simulação. Além disso, é possível observar que a chuva de 1 dia possui o maior TR e menor probabilidade de ocorrência, pois o evento foi de tal magnitude que 152,22 mm superam a média mensal que é de aproximadamente 108,3 mm para esse mês (Soccol; Cardoso; Miquelluti, 2010).

Tabela 4: Chuvas máximas de 1 dia e acumuladas de 2 a 5 dias para 2017.

Data	Duração (dia)	Acumulado (mm)	Intensidade (mm.h ⁻¹)	Probabilidade	TR (ano)
04 de junho de 2017	1	152,22	913,32	0,0144	69,5
04 a 05 de junho de 2017	2	177,56	1065,36	0,0253	19,1
04 a 06 de junho de 2017	3	182,06	1092,54	0,1005	9,9
04 a 07 de junho de 2017	4	200,01	1200,06	0,1002	10
27 a 31 de maio de 2017	5	227,77	1366,62	0,0761	13,1

Fonte: Adaptado (Neto, 2019b).

A série temporal de precipitação precisa ser integrada como um componente nativo do PCSWWM, através da importação dos dados em .txt para o painel *Grafh*, em seguida é definido o tipo de série, seja chuva, fluxo, velocidade ou profundidade.

Com dados inseridos e definidos é necessário que a série temporal de precipitação seja

armazenada no objeto *Times Series*. Após essa etapa, é necessário associar os dados a um pluviômetro, utilizando o objeto *Rain gage*.

Antes de criar pluviômetros no PCSWMM as séries temporais precisam ser modificadas para formatos compatíveis. Nesse sentido, a série de precipitação em unidades de profundidade (mm) deve ser convertida para unidades de intensidade (mm.h^{-1}), com a ferramenta *Edit* na opção *Convert*.

6.3.1.3 *Exutório da sub-bacia*

Todas as áreas de contribuição, representadas por sub-bacias, devem possuir uma saída, determinada por meio de análise de curvas de nível e declividades, de modo que o escoamento superficial seja direcionado do ponto com maior cota para o de menor.

A saída da sub-bacia pode ser uma junção ou uma outra sub-bacia, responsável por receber o escoamento superficial gerado na área. No PCSWMM, as sub-bacias não podem ter múltiplas saídas, se necessário, o usuário deve discretizar a área em várias sub-bacias de menores dimensões.

A falta de uma saída atribuída à sub-bacia resultará em erros no modelo, impossibilitando o início da simulação. Para facilitar esse processo, o PCSWMM disponibiliza a ferramenta *Set Outlet*, que automatiza a definição das junções receptoras com base na distância e cota, em suma, a saída é direcionada para a junção mais próxima e de menor cota.

6.3.1.4 *Área da sub-bacia*

Com o auxílio do PCSWMM é possível discretizar as áreas de contribuição, através do conceito de tamanho alvo de sub-bacia, em vez de uma área mínima para canalização. O nível de detalhamento é estabelecido pelo usuário, dado em hectare (ha), unidade de medida do *software*.

A ferramenta denominada *Watershed Delineation Tool* (WDT) fornece uma maneira rápida de delinear sub-bacias baseadas no Modelo Digital de Elevação (MDE) ou Modelo Digital de Terreno (MDT). Essa ferramenta pode ser usada para criar modelos do zero ou para aumentar o nível de discretização dos modelos existentes.

Além de delinear sub-bacias, a WDT gera toda a rede de junções e condutos e define os parâmetros como área, largura e comprimento de todas as entidades, no entanto é possível fazer alterações nos elementos já modelados.

Para calcular o tamanho das sub-bacias, empregou-se o WDT com um limiar de 75 ha. Contudo, esse tamanho não se mostrou funcional para todas as áreas de contribuição devido às

diversas características de cobertura e uso e cobertura da terra, bem como à configuração do sistema de drenagem principal que inclui rios, pontes e canalizações. Diante disso, foi estabelecido um limiar secundário de 5 ha, resultando na definição das 79 sub-bacias no modelo.

6.3.1.5 Porcentagem de área impermeável

A estimativa das porcentagens de áreas impermeáveis para cada sub-bacia foi realizada de acordo com o uso e ocupação da terra, onde é possível analisar os atributos contendo as informações pertinentes a classificação.

De acordo com Dougherty *et al.*, (2004), Haase; Nuissl (2009), Hamilton; Coops; Lokman (2021) e Voorde; Jacquet; Canters (2011) as áreas urbanas, em virtude de suas características heterogêneas e mudanças significativas na cobertura do solo, demandam observação em escalas mais finas, particularmente devido às suas propriedades impermeáveis. De posse do uso e ocupação da terra é possível definir o parâmetro porcentagem de cobertura impermeável, através da relação entre impermeabilidade e as classes de uso (Haase; Nuissl, 2009; Hamilton; Coops; Lokman, 2021).

A mensuração dos coeficientes para as áreas de contribuição é realizada por meio da ponderação da porcentagem impermeável de cada classe de uso, propostas por Dougherty *et al.*, (2004), Haase; Nuissl (2009), Hamilton; Coops; Lokman (2021) e Voorde; Jacquet; Canters (2011). Essa abordagem atribui valores máximos e mínimos percentuais de impermeabilidade para cada sub-bacia analisada.

O PCSWMM dispõe da ferramenta *Spatial Weighting*, responsável por calcular os atributos com base em diversas operações que usam informações espaciais de uma camada de fundo. As operações relacionadas à ponderação espacial são realizadas por meio de quatro métodos: mais próximo; ponderação de área; substitua, distribua; soma, máximo, mínimo e maioria. Para este estudo apenas o método ponderação de área foi utilizado.

Dessa forma, o PCSWMM realiza automaticamente o cálculo da média ponderada para alguns atributos, como no caso do percentual de impermeabilidade. A aplicação desse método parte da camada vetorial do uso e ocupação da terra, onde cada sub-bacia apresenta usos específicos que contribuem diretamente para o percentual de impermeabilidade. O cálculo desse atributo é efetuado por meio da Equação 4. Além disso, na Tabela 5 estão descritos os valores máximo e mínimos adotados para as distintas classes de uso da terra.

$$\%Imperv_{Pond} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \times \%Imperv_i}{\sum_{i=1}^n A_i}$$

Equação 4

Onde:

$\%Imperv_{Pond}$: Percentual ponderado da área impermeável;

A_i : Área correspondente ao tipo de uso (ha);

$\%Imperv_i$: Porcentagem de impermeabilidade correspondente ao tipo de uso “i”;

i : Índice correspondente a cada tipo de solo;

n : Número total de tipos de solo presentes na sub-bacia.

Tabela 5: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade.

Superfície	Impermeável (%)		Permeável (%)	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Água	100%	100%	0%	0%
Área urbana	70%	95%	5%	30%
Calçada	80%	95%	5%	20%
Linha férrea	20%	40%	60%	80%
Pavimento asfáltico	85%	100%	0%	15%
Pavimento intertravado	60%	80%	20%	40%
Pavimento em terra	5%	30%	70%	95%
Terreno sem vegetação rasteira	5%	20%	80%	95%
Vegetação rasteira	2%	20%	80%	98%
Vegetação rasteira densa	0%	7%	93%	100%

Fonte: Adaptado Dougherty et al., (2004), Haase; Nuissl (2009), Hamilton; Coops; Lokman (2021), Voorde; Jacquet; Canters (2011).

6.3.1.6 Declividades

Os valores do atributo declividade são calculados por meio da ferramenta *Slope from DEM*, em que serão mensuradas as declividades em porcentagem, através do MDT. Esse processo assegura o fluxo terrestre mais preciso e aprimora a modelagem do escoamento superficial. Na mesma ferramenta, é possível preencher automaticamente as declividades para várias sub-bacias, pois a média das declividades é armazenada diretamente no atributo *Slope (%)*.

A camada MDT é necessária e deve estar no mesmo sistema de coordenadas que a camada vetorial poligonal selecionada, ou seja, as sub-bacias. A ferramenta ainda pressupõe que as unidades do sistema de coordenadas do mapa sejam equivalentes às unidades verticais do MDT ao determinar os valores de declividade.

A determinação das unidades dos valores de elevação no MDT é definida pelo usuário, muitas vezes pode ser encontrado no arquivo de metadados que acompanha os downloads dos arquivos. Por se tratar do MDT disponibilizado pelo SIGSC, os valores estão de acordo com Sistema Internacional de Unidades (SI), ou seja, tanto a escala vertical quanto a horizontal estão

metros.

6.3.1.7 Largura característica do fluxo superficial

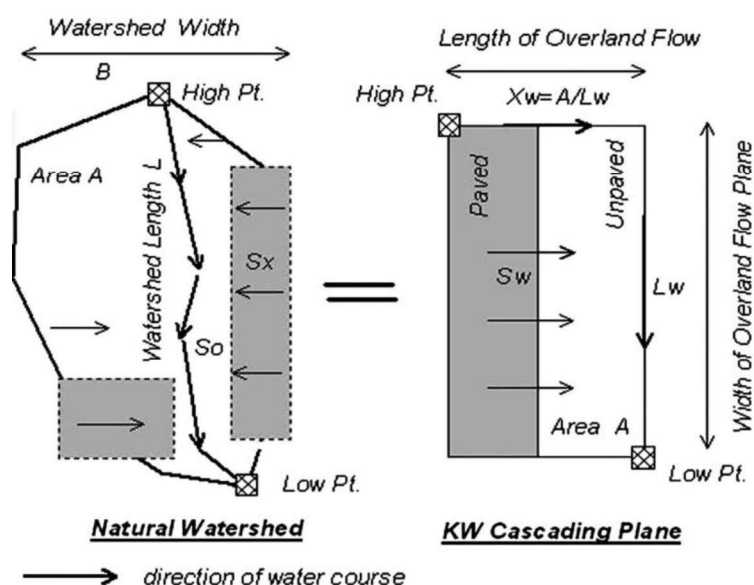
Conforme Peplau (2013), a largura é um dos parâmetros de entrada mais difíceis de mensurar, uma vez que, no modelo SWMM, as sub-bacias são tratadas como superfícies retangulares com determinada declividade uniforme e largura característica.

Segundo o mesmo autor, a largura característica do escoamento superficial da sub-bacia consiste na razão entre a área total e comprimento do percurso das sarjetas, galerias ou rio, pois é por onde ocorre o escoamento superficial. Para a obtenção desse parâmetro, adotou-se a metodologia proposta no PCSWMM, a qual determina automaticamente a largura da sub-bacia virtual, através do método de Guo; Urbonas (2009), disponível na ferramenta *Watershed Delineation*.

No entanto, devido à não uniformidade no grau de discretização, foram realizadas alterações nas dimensões das sub-bacias definidas pelo WDT e as larguras características foram recalculadas de acordo com a mesma metodologia, já que o *software* não conta com ferramenta específica isolada para determinação deste parâmetro.

A largura foi calculada utilizando as definições dadas por Guo; Urbonas (2009) que partem do princípio da modelagem de escoamento na abordagem da onda cinemática (OC). Eles empregam o conceito de largura unitária que converte uma bacia hidrográfica natural e irregular em uma forma virtual retangular equivalente (Figura 24).

Figura 24: Representação de bacia hidrográfica natural e virtual no plano OC.



Fonte: Guo; Urbonas (2009).

A representação idealizada pelo PCSWMM relaciona os principais parâmetros entre o sistema real e virtual, sendo eles, área (A), largura (B), comprimento do canal (L), declividade longitudinal ao longo do canal (S_0), declividade transversal (S_x), declividade no plano OC (S_w), comprimento no plano OD (X_w) e largura no plano OC (L_w). De acordo com o princípio da continuidade, a área tributária total deve ser preservada, ou seja, a área natural deve ser igual ao produto do comprimento e largura virtuais (Equação 5).

$$A = X_w L_w \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

A: Área da bacia hidrográfica (m^2);

L_w : Largura do escoamento superficial no plano OC (m);

X_w : Comprimento do escoamento superficial no plano OC (m).

Para mensurar os fluxos superficiais na bacia hidrográfica é necessário determinar o fator de forma da bacia hidrográfica. Conforme McCuen (1998), esse fator pode ser calculado a partir da relação entre o comprimento e largura da bacia hidrográfica, além das razões de circularidade e alongamento. Contudo, Guo; Urbonas (2009) propõe que o fator de forma seja analisado tanto na forma real, quanto no modelo OC.

O fator de forma real da bacia hidrográfica (X) é calculado por meio da Equação 6, dado pela razão entre a área e o quadrado do comprimento do canal. Guo; Urbonas (2009) afirmam que as bacias hidrográficas devem ser discretizadas em sub-bacias que apresentem fator de forma não excedente ao limite K, portanto o valor deve estar entre 4 e 6 (UDFCD, 2005).

$$X = \frac{A}{L^2} \leq K \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

A: Área da bacia hidrográfica (m^2);

L_w : Largura do escoamento superficial no plano OC (m);

K: Limite do fator de forma.

Já o fator de forma da bacia hidrográfica no plano OC é calculado pela razão entre a largura equivalente no plano OC e o comprimento real do canal (Equação 7).

$$Y = \frac{L_w}{L} \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

Y: Fator de forma no plano OC;

L_w : Largura do escoamento superficial no plano OC (m);

L: Comprimento do canal (m).

Para a análise geométrica das bacias hidrográficas, é essencial calcular o Coeficiente de Assimetria (Z). Recomenda-se que os valores devem estar dentro da faixa de 0,5 a 1,0. A área maior (A_m) da bacia hidrográfica corresponde à porção dominante entre as duas subáreas, divididas pelo canal principal. O coeficiente Z é definido como a razão entre A_m e a área total (A) da bacia hidrográfica, conforme expresso na Equação 8.

$$Z = \frac{A_m}{A} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

Z: Coeficiente de assimetria;

A_m : Área maior (m^2);

A: Área total (m^2).

A maioria das bacias hidrográficas é assimétrica e dependem do alinhamento do canal coletor, definido a partir da linha central e do limite da bacia hidrográfica. Para determinar a assimetria da forma virtual é utilizada a Equação 9 que considera todos os alinhamentos de canais possíveis.

$$Y = 1,5 - Z \left(\frac{2}{1 - 2K} X^2 - \frac{4K}{1 - 2K} X \right) \quad \text{Equação 9}$$

Onde:

Y: Fator de forma no plano OC;

Z: Coeficiente de assimetria entre 0,5 e 1,0;

K: Limite do fator de forma entre 4 e 6;

X: Fator de forma da bacia hidrográfica.

Sendo assim, para determinar o L_w basta isolar a variável na fórmula geral de fatores de forma no plano OC, Equação 10, resultado da substituição dos termos da Equação 9 pelos termos da Equação 6 e Equação 7.

$$\frac{L_w}{L} = (1,5 - Z) \left[\frac{2}{1 - 2K} \left(\frac{A}{L^2} \right)^2 - \frac{4K}{1 - 2K} \left(\frac{A}{L^2} \right) \right] \quad \text{Equação 10}$$

6.3.1.8 Coeficiente de Manning para áreas permeáveis e impermeáveis

O coeficiente de rugosidade das superfícies aplicadas em um modelo hidrológico gera informações importantes acerca da vazão ou capacidade de condutos, avaliações de sistemas de drenagem e vazão em canais (Quirós, 2018).

A obtenção desses coeficientes para as áreas de contribuição é realizada através da ponderação dos valores de Manning, atribuídos a cada classe de uso da terra encontrado na sub-bacia. McCuen (1998), propôs alguns valores de coeficiente de rugosidade, chamados de coeficientes de Manning, representados por n (Tabela 6).

O PCSWMM diferencia os coeficientes de rugosidade para a área permeável e impermeável. Devido a isso, a Equação 11 é a expressão matemática utilizada para obter o coeficiente de Manning ponderado para a superfície impermeável da sub-bacia, enquanto a Equação 12 é empregada para a superfície permeável.

Tabela 6: Coeficiente n de Manning, escoamento à superfície livre.

Superfície	n
Concreto liso	0,012
Concreto normal	0,013
Asfalto	0,012
Madeira boa	0,014
Tijolo com argamassa de cimento	0,014
Cerâmica	0,015
Ferro fundido	0,015
Tubos corrugados de metal	0,024
Cimento com superfície de pedregulho	0,024
Terra lisa	0,018
Areia	0,010
Argila	0,012
Superfície de cascalho	0,012
Solo em pousio	0,050
Solos cultivados	
Cobertos de resíduos < 20%	0,060
Cobertos de resíduos > 20%	0,017
Campo (natural)	0,130
Grama	
Curta	0,150
Densa	0,240
Grama-bermudas	0,410
Floresta	
Sem vegetação rasteira	0,200
Vegetação rasteira	0,400
Vegetação rasteira densa	0,800

Fonte: Adaptado Rossman (2022) e McCuen (1998).

Na Tabela 7 estão descritos os coeficientes de Manning para as superfícies permeáveis

e impermeáveis de acordo com os usos da terra da área de estudo.

Tabela 7: Coeficiente n de Manning de acordo com o uso da terra.

Superfície	n
Água	0,000
Área urbana	0,013
Calçada	0,013
Linha férrea	0,024
Pavimento asfáltico	0,012
Pavimento intertravado	0,015
Pavimento em terra	0,012
Terreno sem vegetação rasteira	0,018
Vegetação rasteira	0,240
Vegetação rasteira densa	0,800

Fonte: Autora (2024).

De posse desses valores é possível ponderar os coeficientes para as sub-bacias (Quirós, 2018), calculados através da Equação 11 e Equação 12.

$$n_{\text{Imperv}} = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \times \% \text{Imperv}_i \times n_i)}{\sum_{i=1}^n A_i \times \% \text{Imperv}_{\text{pond}}} \quad \text{Equação 11}$$

$$n_{\text{Perv}} = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \times \% \text{Perv}_i \times n_i)}{\sum_{i=1}^n A_i \times \% \text{Perv}_{\text{pond}}} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

n_{imperv} : n de Manning para a área impermeável da sub-bacia;

n_{perv} : n de Manning para a área permeável da sub-bacia;

A_i : Área correspondente ao tipo de uso “i” (ha);

n_i : Coeficiente de Manning n correspondente ao tipo de uso “i”;

$\% \text{Imperv}_i$: Porcentagem de impermeabilidade correspondente ao tipo de uso “i”;

$\% \text{Perv}_i$: Porcentagem de permeabilidade correspondente ao tipo de uso “i”;

$\% \text{Imperv}_{\text{Pond}}$: Percentual ponderado de impermeabilidade da sub-bacia;

$\% \text{Perv}_{\text{Pond}}$: Percentual ponderado de permeabilidade da sub-bacia;

i : Índice correspondente a cada tipo de uso;

n : Número total de tipos de usos presentes na sub-bacia.

6.3.1.9 Armazenamento em depressão para áreas permeáveis e impermeáveis

O processo de infiltração da água da chuva é dinâmico, pois à medida que as chuvas começam, a água infiltra no solo. No entanto, a taxa de infiltração diminui conforme o solo é gradualmente preenchido e, finalmente, tende a uma taxa de infiltração constante (Xu *et al.*, 2019). De acordo com o mesmo autor o escoamento superficial ocorre quando os reservatórios

das depressões superficiais estão cheios, e a intensidade da chuva supera a taxa de infiltração.

O armazenamento em depressões está relacionado com as perdas iniciais pela retenção da água nas superfícies, derivadas de obstruções naturais ou artificiais, o qual deve ser considerado como parâmetro de calibração e ajustes de volume escoado (Xu *et al.*, 2019). Os valores adotados para calibração foram propostos por Endreny (2005); Hu *et al.* (2021) e Rossman (2022), mostrados na Tabela 8.

Tabela 8: Armazenamento em depressão.

Superfície	Armazenamento em depressão (mm)
Áreas arborizadas	5 – 15
Coberturas de apartamentos	3 – 8
Coberturas inclinadas	2 – 3
Gramados	2,54 – 5,08
Grande área pavimentada	2 – 4
Impermeável	1,27 – 2,54
Pastagens	5,08
Serrapilheira	7,62

Adaptado: Endreny (2005); Hu *et al.* (2021); Rossman (2022).

De acordo com Rossman (2022), em sub-bacias urbanas, o armazenamento em depressões em áreas permeáveis, pode variar entre 3 e 5 mm, representando gramados, enquanto para a parcela impermeável, valores próximos ao mínimo de 1,5 mm devem ser adotados, devido à taxa de urbanização. Sendo assim, na Tabela 9 estão os valores adotados.

Tabela 9: Armazenamento em depressão de acordo com o uso da terra.

Superfície	mm
Água	0,0
Área urbana	2,0
Calçada	2,0
Linha férrea	3,0
Pavimento asfáltico	1,5
Pavimento intertravado	3,0
Pavimento em terra	4,0
Terreno sem vegetação rasteira	4,0
Vegetação rasteira	5,0
Vegetação rasteira densa	8,0

Fonte: Autora (2024).

Com esses valores é possível estimar os coeficientes para as sub-bacias da área de estudo, calculados através da Equação 13 e Equação 14.

$$DS_{\text{Imperv}} = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \times \% \text{Imperv}_i \times DS_i)}{\sum_{i=1}^n A_i \times \% \text{Imperv}_{\text{pond}}} \quad \text{Equação 13}$$

$$DS_{Perv} = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \times \%Perv_i \times DS_i)}{\sum_{i=1}^n A_i \times \%Perv_{pond}} \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

DS_{imperv} : Armazenamento em depressão para a área impermeável da sub-bacia;

DS_{Perv} : Armazenamento em depressão para a área permeável da sub-bacia;

A_i : Área correspondente ao tipo de uso “i” (ha);

n_i : Armazenamento em depressão correspondente ao tipo de uso “i”;

$\%Imperv_i$: Porcentagem de impermeabilidade correspondente ao tipo de uso “i”;

$\%Perv_i$: Porcentagem de permeabilidade correspondente ao tipo de uso “i”;

$\%Imperv_{Pond}$: Percentual ponderado de impermeabilidade da sub-bacia;

$\%Perv_{Pond}$: Percentual ponderado de permeabilidade da sub-bacia;

i : Índice correspondente a cada tipo de uso;

n : Número total de tipos de usos presentes na sub-bacia.

6.3.1.10 Porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressão

Para este parâmetro adotou-se o valor de 25%, proposto pelo manual do PCSWMM, pois não foi possível encontrar na literatura formas eficientes de mensurar a ocorrência ou não do armazenamento.

6.3.1.11 Dados de infiltração do escoamento

O método de infiltração adotado neste estudo é o *Soil Conservation Service* (SCS), pode ser conhecido também como *Natural Resource Conservation Service* (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. Esse método é amplamente aceito para estimativa de escoamento superficial em bacias hidrográficas (Lal; Mishra; Pandey, 2017; Rossman, 2022).

O SCS foi desenvolvido com base em estudos empíricos abrangentes que contemplaram mais de quatro mil solos. Com o intuito de relacionar o tipo de solo, sua cobertura e capacidade de infiltração, foi desenvolvida a fórmula que emprega o coeficiente denominado *Curve Number* (CN), apresentado na Equação 15, (McCuen, 1998; United States, 2013).

$$S = 25,4 \times \left[\left(\frac{1000}{CN} \right) - 10 \right] \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

S : Capacidade de retenção máxima (mm);

CN : *Curve Number* (adimensional).

De acordo McCuen (1998), o CN é determinado pela combinação de um grupo hidrológico do solo, classe de cobertura da terra e condições de umidade. A metodologia SCS categoriza os solos dos Estados Unidos da América (EUA) em quatro grupos hidrológicos identificados pelas letras A, B, C e D, ordenados com base no decréscimo de taxa de infiltração, e consequentemente acréscimo do escoamento superficial. Esses grupos são identificados através das características do solo e da taxa de infiltração mínima (McCuen, 1998; Sartori; Neto; Genovez, 2005).

No contexto brasileiro, Sartori, Neto e Genovez (2005) afirmam que é inviável utilizar a taxa de infiltração mínima como parâmetro para determinar os grupos hidrológicos, em decorrência de estudos que comprovam a discrepância entre as taxas de infiltração estabelecidas pelo método SCS, as quais tendem a ser bem maiores para os solos brasileiros. Portanto para os autores a classificação deve ser pautada em características pedológicas (morfológica, física e química), conforme a classificação na Tabela 10.

Tabela 10: Enquadramento das classes gerais dos solos brasileiros.

Grupo Hidrológico	Classes gerais do solo
A	Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.
B	Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; Latossolo Bruno; Nitossolo Vermelho; Neossolo Quartzarênico; Argissolo Vermelho ou Vermelho Amarelo de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta.
C	Argissolo pouco profundo, mas não apresentando mudança textural abrupta ou Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos profundos e apresentando mudança textural abrupta; Cambissolo de textura média e Cambissolo Háplico ou Húmico, mas com características físicas semelhantes aos Latossolos (Latossólico); Espodossolo Ferrocárbico; Neossolo Flúvico.
D	Neossolo Litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Alissolo; Luvissolo; Plintossolo; Solos de mangue; Afloramentos de rocha; demais Cambissolos que não se enquadram no grupo C; Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta.

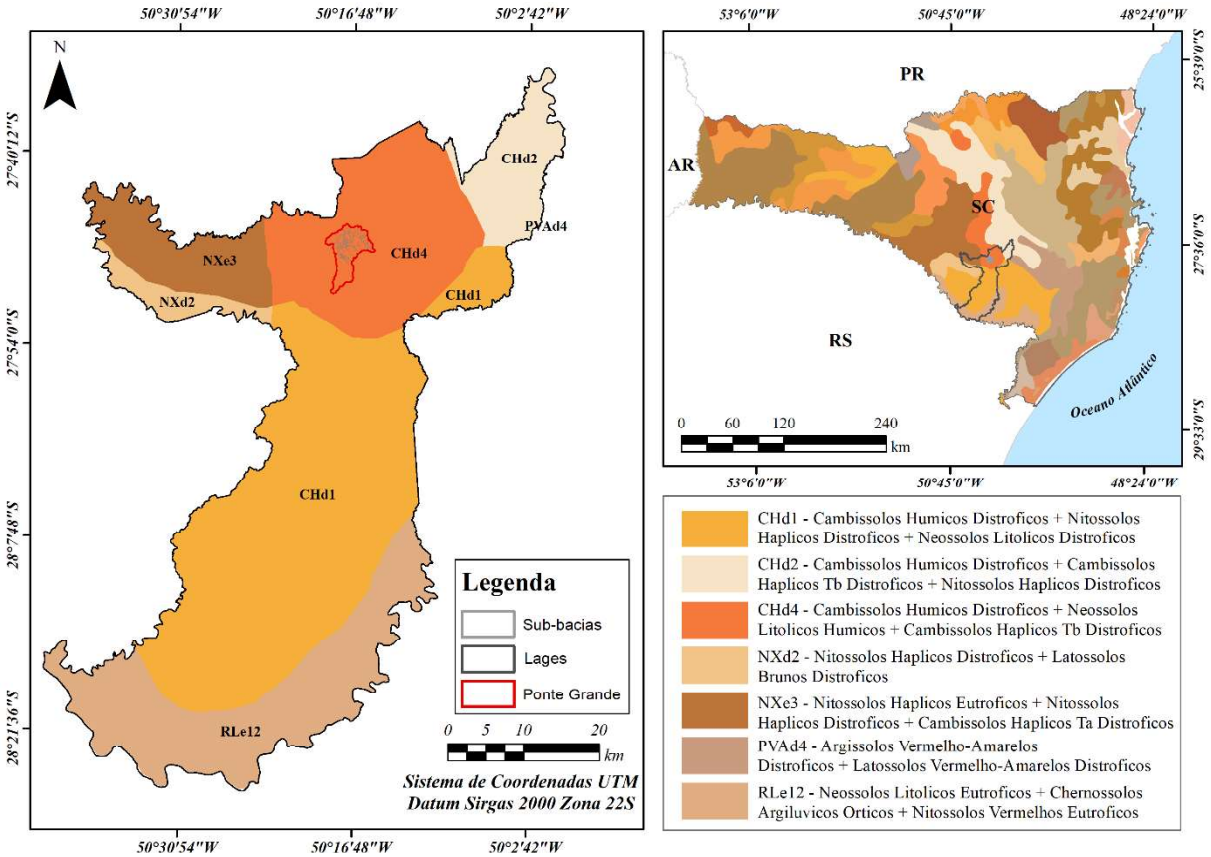
Fonte: Adaptado Sartori (2004).

Conforme Bertol *et al.* (2001), a área de estudo apresenta solo classificado como Cambissolo Húmico Aluminoso Argiloso, na Figura 25 está a classificação. O local de análise situa-se no grupo CHd4, tal grupo abrange Cambissolos Húmicos Distróficos + Neossolos Litólicos Húmicos + Cambissolos Háplicos Tb Distróficos. No entanto, o 3º nível categórico,

Alumínico, foi excluído dos Cambissolos no Mapa de Solos desenvolvido pela EMBRAPA (2020), resultando na equivalência apenas dos 1º e 2º grupos categóricos. Diante desse cenário, a área em estudo pode ser enquadrada no grupo hidrológico C.

Os Cambissolos Húmicos Alumínicos são solos formados por horizonte A superficial húmico, caracterizados pela cor escura, rica em matéria orgânica, associados a climas frios e baixa fertilidade, por serem geralmente ácidos. Dessa forma são utilizados para cultivos de subsistência, pastagem e reflorestamento (EMBRAPA, 2018).

Figura 25: Mapa de tipologia dos solos da sub-bacia em estudo.



Fonte: Autora (2024).

Após o enquadramento do solo no grupo hidrológico, é necessário a determinação do CN, a partir dos valores apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Estimativa dos valores de CN para bacias urbanas e suburbanas.

Descrição do uso da terra	Grupos Hidrológicos dos Solos – SCS			
	A	B	C	D
Áreas urbanas totalmente desenvolvidas (vegetação estabelecida), gramados, espaços abertos, parques, campos de golfe, cemitério etc.				
Condição boa, cobertura de grama 75% ou mais da área	39	61	74	80
Condição regular, cobertura de grama 50% a 75% da área	49	69	79	84
Condição ruim, cobertura de grama em 50% ou menos da área	68	79	86	89
Estacionamentos pavimentados, telhados, calçadas etc.	98	98	98	98

Descrição do uso da terra	Grupos Hidrológicos dos Solos – SCS			
	A	B	C	D
Ruas e estradas				
Pavimentadas com asfalto e com drenagem pluvial	98	98	98	98
Paralelepípedos	76	85	89	91
Terra	72	82	87	89
Pavimentadas com asfalto e com valas abertas	83	89	92	93
Áreas comerciais e de negócios – 85% impermeável	89	92	94	95
Áreas industriais - 72% impermeável	81	88	91	93
Casas geminadas, residenciais multifamiliares e residenciais unifamiliares com lotes de 500 m ² ou menos – 65% impermeável	77	85	90	92
Área residencial				
Tamanho médio do lote - 1000 m ² – 38% impermeável	61	75	83	87
Tamanho médio do lote - 1300 m ² – 30% impermeável	57	72	81	86
Tamanho médio do lote - 2000 m ² – 25% impermeável	54	70	80	85
Tamanho médio do lote - 4000 m ² – 20% impermeável	51	68	79	84
Tamanho médio do lote - 8000 m ² – 12% impermeável	46	65	77	82
Áreas urbanas (sem vegetação estabelecida)				
Área recentemente classificada	77	86	91	94
Corpo hídrico	100	100	100	100

Fonte: Adaptado McCuen (1998).

A partir do enquadramento do solo no grupo hidrológico tipo C, foi possível determinar os valores de CN para cada tipo de uso da terra encontrados nas sub-bacias. Na Tabela 12 estão descritos os valores adotados para a modelagem hidrológica.

Tabela 12: *Curve Number* de acordo com o uso da terra.

Superfície	CN
Água	100
Área urbana	90
Calçada	98
Linha férrea	89
Pavimento asfáltico	98
Pavimento intertravado	89
Pavimento em terra	87
Terreno sem vegetação rasteira	86
Vegetação rasteira	79
Vegetação rasteira densa	74

Fonte: Autora (2024).

De modo geral as sub-bacias apresentam diversificadas características hidrológicas, sendo que, para alcançar resultados mais precisos, é necessário calcular médias ponderadas do CN, utilizando a Equação 16 (Canholi, 2014).

$$CN_{\text{Pond}} = \frac{\sum_{i=1}^n CN_i \times A_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad \text{Equação 16}$$

Onde:

CN_{pond} : Número da curva ponderada;

A_i : Área correspondente ao tipo de uso “i” (ha);

CN_i: Número da curva correspondente ao tipo de uso “i”;

i: Índice correspondente a cada tipo de uso;

n: Número total de tipos de usos presentes na sub-bacia.

6.3.1.12 Propagação do escoamento

Essa característica está relacionada à maneira como os fluxos se deslocam nas áreas de contribuição, entre as regiões permeáveis e impermeáveis. No PCSWMM isso pode ocorrer de três maneiras distintas: *impervious*, *pervious* e *outlet*.

No modo *impervious*, o fluxo se direciona da área permeável para a impermeável, enquanto no *pervious*, a situação é inversa, com o escoamento se movendo da área impermeável para a permeável. Já o *outlet* consiste na interação de ambos, permitindo que o sistema de drenagem receba o escoamento proveniente de ambas as áreas.

Optou-se pelo modo de propagação *outlet*, já que o sistema de drenagem recebe o escoamento tanto das áreas permeáveis quanto das áreas impermeáveis. Isso proporciona uma abordagem abrangente que contempla a contribuição de ambas as regiões no processo de escoamento.

6.3.2 Propriedades das junções

As junções são objetos responsáveis por conectar os condutos entre si, fisicamente podem representar confluência de canais superficiais naturais ou artificiais. No PCSWMM, além das junções comuns é necessário determinar um ponto de saída para a rede modelada no modo onda dinâmica.

O parâmetro principal associado às junções é a sua cota, ou seja, *Invert Elevation*, extraída do MDT por meio da ferramenta *Elevation from DEM*.

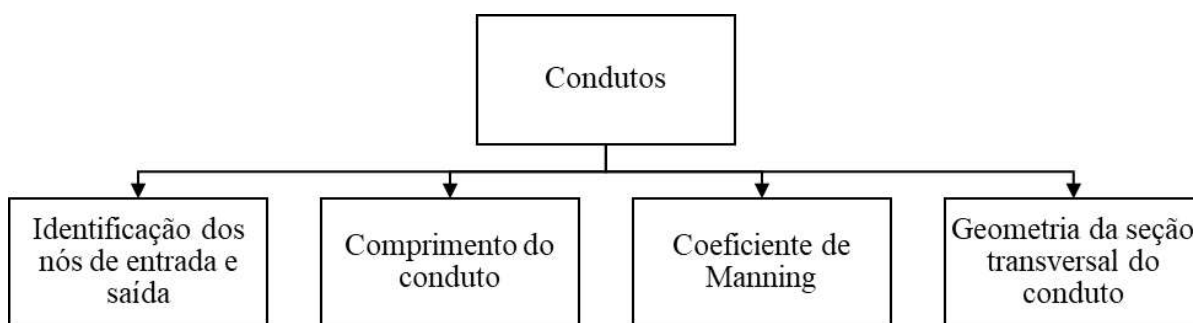
O excesso de água em uma junção pode ficar parcialmente pressurizado enquanto os conduítes de conexão são sobrecarregados e pode ser perdido do sistema ou pode acumular-se no topo da junção. Desta forma, uma junção está em condição inundada quando a elevação da superfície da água está acima da coroa mais alta dos condutos conectados.

Com base nessas informações, é possível calcular os volumes inundados que caracterizam o excesso de água sobre as margens de canais naturais, galerias, pontes ou tubulações circulares em concreto. Esses dados são importantes para compreender e gerenciar adequadamente o comportamento hidráulico em diferentes situações.

6.3.3 Propriedades dos condutos

Rossman (2022), conceitua conduto como o objeto responsável pelo transporte de água de uma junção para outra e pode assumir formas de tubulações ou canais (abertos e fechados). A construção de um conduto é condicionada à presença de junções de entrada e saída, sendo necessário, após a definição dessas junções, estabelecer alguns parâmetros específicos para os condutos. Esses parâmetros estão de forma esquemática na Figura 26.

Figura 26: Fluxograma dos parâmetros necessários para os condutos



Fonte: Rossman (2022).

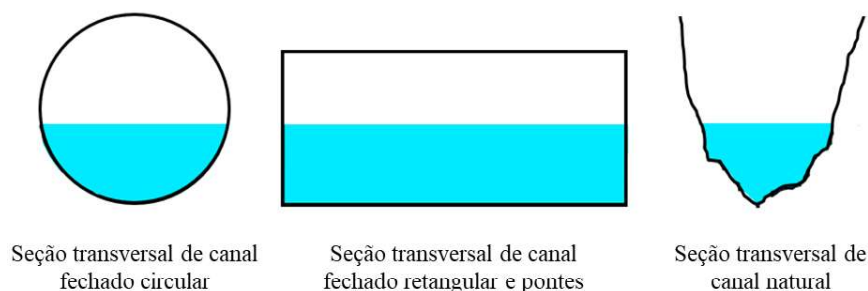
A área de estudo abrange tanto canais fechados quanto abertos, sendo que os primeiros representam galerias, pontes e tubulações circulares, enquanto os segundos englobam as calhas do rio Ponte Grande e seus afluentes.

A geometria da seção transversal do conduto fechado utilizado foi a circular e retangular (galerias), comumente encontradas em sistemas de drenagem urbana. Em locais com pontes foi considerado um conduto retangular fechado com coeficiente de Manning igual ao dos canais naturais.

A maioria dos canais abertos pode ser representada com seção transversal retangular, trapezoidal ou irregular. Nesse estudo adotou-se canais abertos em formatos irregulares para melhor representar a geometria do rio, por meio da inserção do objeto *Transect*. Portanto, os *Transects* foram utilizados para definir o perfil transversal do rio a partir do MDT.

Definida a seleção das geometrias, foi estabelecido as dimensões do conduto, ou seja, diâmetro para as circulares, base e altura para retangulares e as irregulares através dos *Transects*. As seções genéricas desses condutos são apresentadas na Figura 27.

Figura 27: Seção transversal de condutos.



Fonte: Adaptado Rossman (2022).

A fim de mensurar os comprimentos dos trechos, a ferramenta *Auto-Length* no PCSWMM foi habilitada. Essa funcionalidade calcula a distância entre a junção de entrada e a junção de saída do conduto, proporcionando uma análise precisa dos segmentos.

Já o coeficiente de Manning foi definido por meio da análise da Tabela 13, conforme proposto por Canholi (2014). Essa abordagem estabeleceu intervalos de valores específicos destinados aos condutos fechados. Este parâmetro desempenha papel crucial na modelagem hidráulica do sistema em análise, sendo essencial para caracterizar a rugosidade do canal.

Tabela 13: Coeficiente n de Manning para condutos fechados.

Tipo	n de Manning		
	Mínimo	Médio	Máximo
Condutos parcialmente cheios em concreto			
Galeria reta e livre de detritos	0,01	0,011	0,013
Galeria com curvas, conexões e poucos detritos	0,011	0,013	0,014
Tubo de concreto com poços de visita, juntas etc.	0,013	0,015	0,017
Sem acabamento, forma rugosa (madeira)	0,015	0,017	0,02
Sem acabamento, forma lisa (aço)	0,012	0,013	0,014
Metal corrugado	0,021	0,024	0,03
Tubos cerâmicos	0,011	0,013	0,017

Fonte: Canholi (2014).

O coeficiente de Manning adotado para os condutos fechados na área de estudo foi de 0,013 para as galerias e 0,017 para os tubos de concreto, alinhando-se com a configuração da rede de drenagem implementada.

Quanto ao coeficiente de rugosidade do rio Ponte Grande e seus afluentes, foi obtido com base na estimativa de Canholi (2014), que sugere um intervalo de 0,025 a 0,033 para canais escavados regulares com fundo de solo e margens com vegetação alta. Os coeficientes de Manning propostos por Netto; Fernández (1998) podem ser vistos na Tabela 14 complementando essas considerações.

Tabela 14 Valores do coeficiente de Manning.

Nº	Natureza das paredes	n
1	Canais de chapas com rebites embutidos, juntas perfeitas e águas limpas. Tubos de cimento e de fundição em perfeitas condições	0,011
2	Canais de cimento muito liso de dimensões limitadas, de madeira aplainada e lixada, em ambos os casos; trechos retilíneos compridos e curvas de grande	0,012
3	Canais com reboco de cimento liso, porém com curvas de raio limitado e água não completamente limpas; construídos com madeira lisa, mas com curvas de raio moderado	0,013
4	Canais com paredes de cimento não completamente liso; de madeira como o nº 2, porém com traçado tortuoso e curvas de pequeno raio e juntas e imperfeitas	0,014
5	Canais com paredes de cimento não completamente lisas, com curvas estreitas e águas com detritos; construídos de madeira não aplainada de chapas rebitadas	0,015
6	Canais com reboco de cimentação muito alisado e pequenos depósitos no fundo; revestidos por madeira não aplainada; de alvenaria construída com esmero; de terra, sem vegetação	0,016
7	Canais com reboco de cimento incompleto, juntas irregulares, andamento tortuoso de depósitos no fundo; de alvenaria revestindo taludes não bem perfilados	0,017
8	Canais com reboco de cimento rugoso, depósito no fundo, musgo nas paredes e traçados tortuosos	0,018
9	Canais de alvenaria em, mas condições de manutenção e fundo com barro, ou de alvenaria de pedregulho; de terra, bem construídos, sem vegetação e com curvas de grande raio	0,020
10	Canais de chapas rebitadas e juntas irregulares: de terra, bem construídos com pequenos depósitos no fundo e vegetação rasteira nos estudos	0,022
11	Canais de terra, com vegetação rasteira no fundo e nos taludes	0,025
12	Canais de terra, com vegetação normal, fundo com cascalhos ou irregular por causa de erosões; revestidos com pedregulhos e vegetação	0,030
13	Alvéolos naturais, cobertos de cascalhos e vegetação	0,035
14	Alvéolos naturais, andamento tortuoso	0,040

Fonte: Adaptado Netto; Fernández (1998).

O coeficiente de Manning escolhido para canais efêmeros foi de 0,025 e 0,030 para perenes, ambos embasados nas bibliografias dos dois autores citados.

6.3.4 Cenários de impermeabilidade e permeabilidade

Com base nos percentuais máximos e mínimos de permeabilidade e impermeabilidade para cada classe de uso da terra, foram desenvolvidos três cenários distintos: Cenário 1, Cenário 2 e Cenário 3. A escolha desses cenários ocorreu devido à significativa influência desses parâmetros em outros atributos de entrada das sub-bacias.

O Cenário 1 é caracterizado pelas mais elevadas taxas de impermeabilidade, conforme identificado na literatura para as classes de uso analisadas. Já o Cenário 2 representa as maiores impermeabilidades para as classes de água, área urbana, calçada, pavimento asfáltico, pavimento intertravado, pavimento de terra, linha férrea, e as maiores permeabilidades

encontradas para terreno sem vegetação, vegetação rasteira e vegetação densa. No Cenário 3, foram consideradas as menores taxas de impermeabilidade para todas as classes. A Tabela 15 apresenta a configuração detalhada dos três cenários propostos. Devido à falta de dados locais.

Tabela 15: Percentual de permeabilidade e impermeabilidade para cada cenário.

Superfície	Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3	
	Imperv (%)	Perv (%)	Imperv (%)	Perv (%)	Imperv (%)	Perv (%)
Água	100	0	100	0	100	0
Área urbana	95	5	95	5	70	30
Calçada	95	5	95	5	80	20
Linha férrea	40	60	40	60	20	80
Pavimento asfáltico	100	0	100	0	85	15
Pavimento intertravado	80	20	80	20	60	40
Pavimento em terra	30	70	30	70	5	95
Terreno sem vegetação rasteira	20	80	2	98	2	98
Vegetação rasteira	20	80	2	98	2	98
Vegetação rasteira densa	7	93	0	100	0	100

Fonte: Autora (2024).

6.4 MODELAGEM HIDRODINÂMICA

A partir da elaboração do modelo conceitual e da modelagem hidrológica no *software* PCSWMM, foi possível realizar a delimitação da área de alagamento por meio da modelagem 1D, 2D e sua integração (Alipour; Jazarfadegan; MoradkhanI, 2022; Fan et al., 2017; Santos, 2015; Surwase et al., 2018).

No PCSWMM a modelagem hidrodinâmica é dada pela solução das equações de Saint-Venant, por meio de diferenças finitas aplicando o método de aproximações sucessivas e sobre-relaxação.

Para realizar a modelagem hidrodinâmica unidimensional no PCSWMM, é necessário fornecer os dados hidrológicos das sub-bacias, condutos e junções. Posteriormente, ao acessar a aba de *Flood Analysis*, o *software* solicitará o MDT da área em estudo, uma camada de transectos, além de camadas *raster* e vetor para armazenar as profundidades e dimensões da área alagada. A modelagem 1D pode ser realizada simultaneamente com a modelagem hidrológica, que demanda apenas alguns minutos de processamento para a série temporal de 12 dias.

Ao implementar o modelo 2D foi necessário incorporar informações adicionais, com a obtenção de dados específicos para modelagem. Uma camada denominada *Bounding layer* foi criada para representar a área de modelagem bidimensional. Esta área não pode coincidir com a camada da sub-bacia devido ao tempo de processamento, portanto, conforme recomendações da desenvolvedora do *software*, essa camada deve ser restrita à região efetivamente sujeita a inundações. A delimitação dessa área foi estabelecida por meio da criação de um *buffer*

circundante aos rios com 300 metros de largura, exceto para as sub-bacias do grupo 13, que foram conformadas manualmente.

A camada delimitadora foi formada a partir da interseção entre as sub-bacias e o *buffer*, a estrutura da camada não pode ser monolítica devido às diferentes taxas de escoamento em cada sub-bacia. Isso ocorre porque cada sub-bacia possui coeficientes de escoamento distintos, que impossibilita a aplicação de um coeficiente médio para toda a área, dada a variação significativa nos tipos de cobertura ao longo da área de estudo.

Para calcular o coeficiente de Manning das sub-bacias do modelo 2D, foram utilizados os mesmos índices empregados na estimativa dos coeficientes para áreas permeáveis e impermeáveis das sub-bacias. Nesse processo, os valores de n foram ponderados para cada tipo de superfície e determinou-se um coeficiente geral para cada uma das 79 sub-bacias.

Na fase de implementação do modelo 2D, inclui-se a camada de nós, que é gerada automaticamente, desde que não haja erros geométricos, pois tais falhas podem resultar em erros relacionados aos operadores booleanos. Além disso, a camada delimitadora não deve apresentar geometria complexa.

Os nós são estabelecidos com base na camada delimitadora, sendo essencial a inclusão de uma camada de obstruções que abrange todas as residências, identificadas como os principais obstáculos na área de estudo. Um aspecto crítico a ser determinado refere-se aos canais de drenagem. Com base nessas informações, os pontos são gerados automaticamente, totalizando 85.798 pontos inseridos para este modelo.

Após a determinação dos nós, procede-se à etapa de criação das malhas. A malha adotada tem resolução de 15 metros em formato hexagonal, pois a área de estudo representa parte de bacia hidrográfica urbana. Resoluções inferiores podem comprometer a representação detalhada do terreno. Adicionalmente, a malha do leito do rio é tipo direcional, configurada com uma resolução mais fina de 3 metros, garantindo uma precisão ainda mais elevada.

Na ferramenta *Create Mesh*, além da geração da malha, ocorre a criação de um sistema completo de condutos e junções 2D, responsáveis pela análise e direcionamento do fluxo no modelo. Para este estudo, foram estabelecidos 236.149 condutos, juntamente com 85.280 junções 2D, além de 1.079 junções para conectar o modelo 1D ao 2D.

Todos os nós estão interconectados por canais abertos retangulares ou condutos. Cada nó possui uma pequena área de superfície (tipicamente $0,1 \text{ m}^2$), e a área de superfície em cada célula é designada aos condutos conectados ao nó para manter a continuidade. O PCSWMM ajusta os comprimentos e larguras dos condutos com base em uma proporção específica, dependendo do número de condutos conectados ao nó.

As entradas 2D foram geradas mediante a inclusão da série temporal de chuvas, contudo, foi necessário convertê-las em uma série de fluxo. Nesse processo, a intensidade de chuva em mm.h^{-1} foi transformada para cm.s^{-1} . Após a inserção da série de fluxo, esta deve ser atribuída a todas as células 2D e, posteriormente multiplicada pela área (ha) da célula a fim de se obter volumes representativos.

Diante desta esquematização da malha 2D o *software* calcula a velocidade média da profundidade da água para cada célula, considerando a soma vetorial das velocidades do fluxo de saída de cada conduto empregado no modelo conceitual.

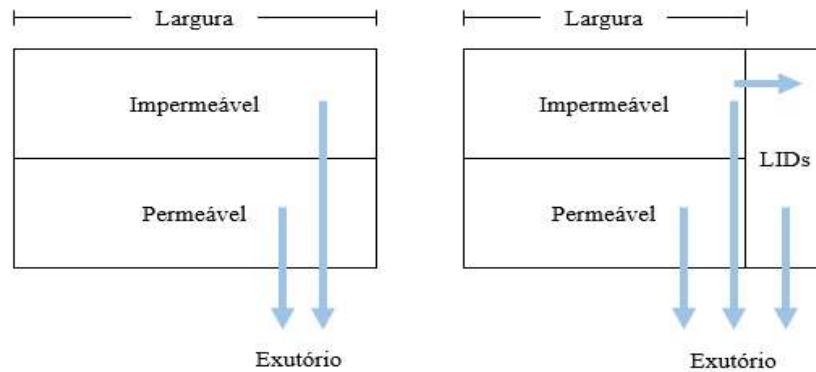
6.5 MODELAGEM LID

Os controles LID, no PCSWMM, são implementados apenas de modo paralelo, ou seja, não é possível uma conexão em série, no qual, um controle serviria de entrada para outro dispositivo. De acordo com Rossman (2022) quando inserido um controlador LID em determinada sub-bacia, serão ajustadas a porcentagem de área impermeável e a largura do escoamento, pelo editor do uso dos controles.

A representação da cobertura do solo e escoamento pode ser dividida em dois modelos, sendo o primeiro: a sub-bacia não apresenta dispositivos compensatórios e o *software* divide a área em impermeáveis sem capacidade de retenção e permeável com capacidade de retenção; e segundo: a sub-bacia com o emprego dos controles LID, o qual a área apresenta mais uma subdivisão, podendo ser permeável ou impermeável, dependendo do tipo de dispositivo implantado, porém com capacidade de retenção (Martins, 2017).

De acordo com Rossman (2022), o fluxo da área impermeável quando é utilizado o LID, se divide em duas partes, uma direciona para o exutório e outra para o dispositivo compensatório, que pode redirecionar parte da vazão ao exutório, quando se trata de medida de retenção ou retenção/infiltração. A Figura 28 ilustra a representação das áreas de uma sub-bacia, de acordo com os dois modelos.

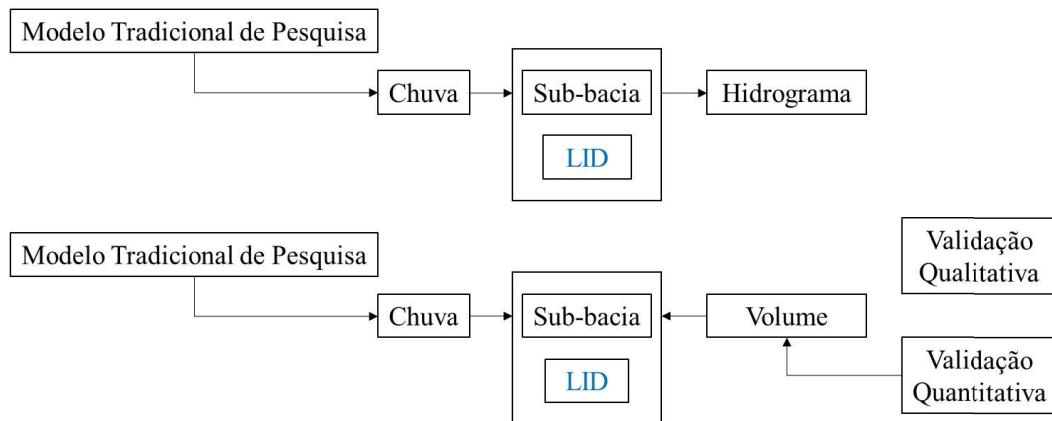
Figura 28: Fluxo de escoamento em sub-bacias convencionais e com controles LID.



Fonte: Adaptado Martins (2017).

Para a área de estudo foi dimensionado controles LIDs que detenha parte do volume excedente de água gerado no evento de chuva, diferente do método comum que busca analisar o efeito de amortização no pico de vazão (Pereira *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2018; Yang; Zang; Krebs, 2022), a Figura 29 mostra a comparação entre o método tradicional e o proposto para a pesquisa.

Figura 29: Comparação entre modelo tradicional e proposto.



Fonte: Autora (2024).

Para analisar os efeitos dos dispositivos, foram avaliadas todas as residências e áreas de telhado nas 79 sub-bacias. Este estudo utilizou exclusivamente LID do tipo reservatórios de chuva, com o objetivo de verificar a possibilidade de detenção do volume inundado.

7 RESULTADO E DISCUSSÕES

7.1 ANÁLISE HAND

O modelo HAND, fundamentado no Modelo Digital de Terreno (MDT) fornecido pelo SIGSC, foi aplicado para realizar uma rápida avaliação de áreas vulneráveis a inundações. Sua simplicidade e requisitos mínimos de entrada tornam-no uma ferramenta simples e eficaz para

destacar os principais problemas relacionados a inundações (Nobre et al, 2011). Conforme destacado por Bhatt; Rao (2018), o modelo HAND emerge como uma ferramenta eficaz para obter uma análise preliminar de áreas suscetíveis a inundações, especialmente em ambientes urbanizados onde a rede de drenagem não é visível devido a atividades humanas.

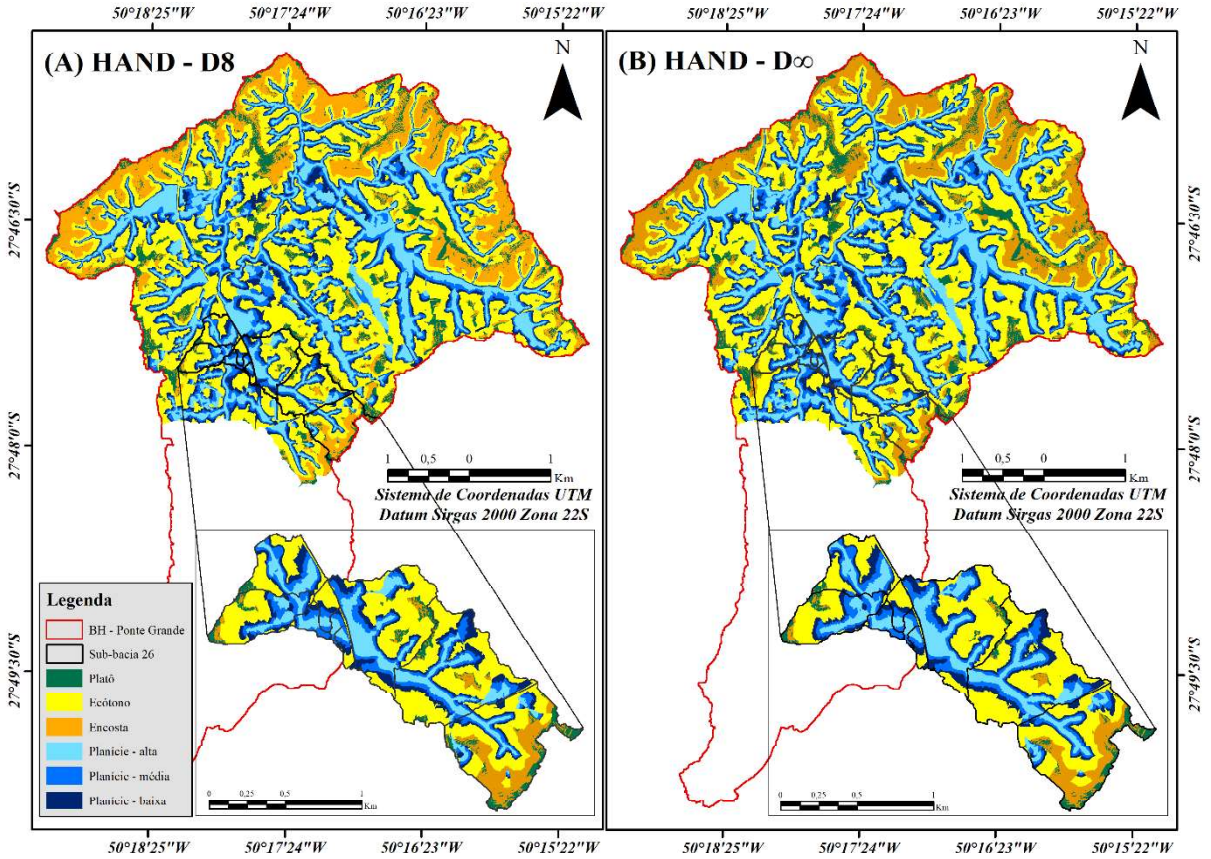
A escassez de informações nas sub-bacias representa um desafio para o desenvolvimento de modelos hidrológicos capazes de mensurar os verdadeiros efeitos e extensões dos alagamentos. Esta limitação dificulta a implementação de um método de calibração eficaz. O modelo hidrológico desenvolvido neste estudo adotou uma abordagem detalhada do uso e ocupação da terra ao nível de lote, buscando mitigar os erros associados à falta de dados de vazões, em qualquer ponto da área de estudo ou em sua proximidade, úteis para a calibração.

O mapa de suscetibilidade a inundações, obtido por meio do modelo HAND, foi gerado em uma grade regular com resolução espacial de 1 metro, utilizando tanto o método D8 quanto o D_{∞} . Os valores atribuídos às células variaram de 0,00 a 70,85 (mínimo a máximo) para o método D8 e de 0,00 a 57,01 para o método D_{∞} . As médias são, respectivamente, 9,93 e 9,20, enquanto os desvios padrão correspondem a 8,99 e 8,30, para D8 e D_{∞} .

Cada célula do mapa representa a distância vertical até a drenagem mais próxima. A identificação das áreas mais suscetíveis aos efeitos do aumento do nível da água foi conduzida por meio da aplicação do valor limite no modelo HAND. A escolha de um limite elevado implica na representação apenas dos canais principais, possivelmente omitindo áreas suscetíveis ao aumento do nível da água. Por outro lado, a utilização de um limiar baixo resulta na identificação de uma rede de drenagem muito densa (Momo *et al.*, 2016), superestimando, assim, a suscetibilidade às inundações.

Na 36, é possível observar a conformação do modelo HAND para a área de estudo, com destaque para as sub-bacias do grupo 26, considerando as duas classificações propostas e os limiares preconizados por cada uma. A classe representada pela cor azul indica locais com alta probabilidade de inundação. A partir dessa classificação, foi estabelecida a relação entre os dados simulados, uma vez que a região apresenta carência de informações hidrológicas consistentes.

Figura 30: Modelo HAND classificado para área de estudo.



Fonte: Autora (2024).

A Tabela 16 apresenta a distribuição das áreas correspondentes a cada classe de HAND para os métodos D8 e D ∞ . As classes HAND incluem planície alta (HAND < 1,83 m), planície média (1,83 \leq HAND < 3,66 m), planície baixa (3,66 \leq HAND < 5,50 m), ecótono (5,50 \leq HAND \leq 15,00 m), encosta (HAND > 15 m e declividade \geq 7,6%) e platô (HAND > 15 m e declividade < 7,6%). As áreas são expressas em quilômetros quadrados (km²), e as porcentagens indicam a proporção de cada classe em relação à área total para cada método. Notavelmente, a planície abrange 39,23% da área da bacia (método D8), subdividindo-se em três classes de propensão distintas (alta, média e baixa), as porcentagens correspondentes são 16,17%, 11,93% e 11,09%, respectivamente. Enquanto para o método D ∞ , as planícies totalizam 42,00%, distribuindo-se em 17,57%, 12,78% e 11,65%.

Tabela 16: Área correspondente a cada classe de HAND.

Classes HAND	D8		D ∞	
	Área (km ²)	Porcentagem (%)	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Planície alta HAND < 1,83 m	3,05	16,18	3,31	17,57
Planície média 1,83 \leq HAND < 3,66 m	2,26	11,96	2,41	12,78
Planície baixa 3,66 \leq HAND < 5,50 m	2,09	11,09	2,20	11,65
Ecótono 5,50 \leq HAND \leq 15,00 m	7,24	38,38	7,17	38,01

Classes HAND	D8		D ∞	
	Área (km ²)	Porcentagem (%)	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Encosta HAND > 15 m e declividade $\geq 7,6\%$	2,92	15,48	2,65	14,04
Platô HAND > 15 m e declividade < 7,6%	1,30	6,91	1,12	5,95
TOTAL	18,87	100	18,87	100,00

Fonte: Autora (2024).

Para avaliar se há diferenças estatisticamente significativas entre os valores HAND foram conduzidos testes de hipóteses utilizando o teste-t de *Student*, com níveis de confiança de 99%, 95% e 90%, juntamente com uma análise de variância (ANOVA). Com o objetivo de determinar se existem disparidades estatisticamente significativas nas médias e variações entre as classes de área resultantes para cada método. Na Tabela 17 estão descritos os resultados da análise de variância que evidencia suas equivalências, uma vez que $F \leq F_{\text{crítico}}$.

Tabela 17: Análise de variância de D8 e D ∞ .

Fonte da variação	Método	Σ Área (km ²)	Média	Variância	SQ	gl	MQ	F	valor-P	Nível de confiança	F crítico
Entre grupos	D8	18,867	3,145	4,427						90%	3,285
	D ∞	18,867	3,145	4,403	-2,131 10^{-14}	1	-4,828 10^{-15}	3,02 10^{-7}	0,999	95%	4,964
										95%	10,044

Fonte: Autora (2024).

Diante de variâncias equivalentes, realizou-se o teste-t com duas amostras, assumindo homogeneidade de variâncias. Na Tabela 18, os resultados dos testes de hipóteses indicam que a hipótese nula não deve ser rejeitada. Isso se fundamenta no $T_{\text{uni-caudal}}$ igual a 0,5, enquanto o $T_{\text{crítico uni-caudal}}$ atinge 1,372, ou seja, o valor crítico é maior. Além disso, para o $T_{\text{bi-caudal}}$ igual a 1, o $T_{\text{crítico bi-caudal}}$ estabelecido é de 1,812, fortalecendo a não rejeição da hipótese nula.

Tabela 18: Teste de hipóteses de D8 e D ∞ .

	Nível de confiança de 90%	Nível de confiança de 95%	Nível de confiança de 99%
Observações	6	6	6
Variância agrupada	4,415	4,415	4,415
Hipótese da diferença de média	0	0	0
gl	10	10	10
Stat t	0	0	0
P(T \leq t) uni-caudal	0,5	0,5	0,5
t crítico uni-caudal	1,372	1,812	2,764
P(T \leq t) bi-caudal	1	1	1
t crítico bi-caudal	1,812	2,228	3,169

Fonte: Autora (2024).

A análise estatística revelou que os valores de HAND, obtidos pelos algoritmos D8 e D ∞ , não apresentam diferenças estatísticas significativas, conforme evidenciado pelos testes de significância realizados com diferentes níveis de confiança.

Os resultados geralmente revelam poucas discrepâncias, sendo o algoritmo D8

frequentemente utilizado em terrenos menos complexos, enquanto o D_{∞} se destaca em locais que demandam a identificação detalhada dos caminhos de fluxo em terrenos mais complexos. A preferência pelo algoritmo D_{∞} em terrenos complexos é respaldada por sua capacidade de representar de maneira mais precisa as nuances do fluxo em todas as direções, onde a captura detalhada do escoamento é essencial para uma análise hidrológica precisa, como é o caso da área de estudo, situada em um ambiente urbano antropizado (Bosquilia *et al.*, 2015; Kok *et al.*, 2018; Seibert; McGlynn, 2007).

7.1.1.1 Relações espaciais HAND

A partir das classes HAND, é possível estabelecer relações espaciais com o uso e ocupação da terra por meio da operação de interseção, que retorna os recursos de interceptação, a fim de facilitar a identificação de elementos que compartilham o mesmo espaço geográfico (NETO *et al.*, 2023).

A determinação do melhor algoritmo, o D_{∞} , devido à configuração da paisagem da área de estudo, permitiu estabelecer relações com as classes de uso, além da identificação da concentração de cada tipo de ocupação na paisagem.

A Tabela 19 fornece uma visão detalhada da distribuição percentual das categorias de uso e cobertura da terra em relação às diferentes faixas HAND, conforme os dados obtidos pelo método D_{∞} . Destacam-se na faixa de planície alta as categorias de vegetação rasteira (32,38%) e terreno sem vegetação rasteira (23,57%), seguidas por área urbana (10,74%) e água (7,85%). Na faixa de planície média, predominam vegetação rasteira (35,71%), terreno sem vegetação rasteira (25,01%) e área urbana (14,93%). A planície baixa possui presença de vegetação rasteira (34,99%) e terreno sem vegetação rasteira (25,89%), com uma parcela de área urbana (16,79%), no entanto essa parcela deveria ser composta de vegetação densa, por fazer parte da área de preservação permanente (Brasil, 2012)

No ecótono, destaca-se a vegetação rasteira (37,23%), seguida por terreno sem vegetação rasteira (27,68%) e área urbana (14,29%). Na encosta, predominam vegetação rasteira (52,96%) e terreno sem vegetação rasteira (23,18%), com a presença de área urbana (5,29%). Por fim, o platô é caracterizado principalmente por vegetação rasteira (41,32%), terreno sem vegetação rasteira (26,80%) e área urbana (15,32%).

Tabela 19: Relação entre HAND e uso e ocupação da terra de todas as sub-bacias.

D_{∞}	Água (km ²)	Área urbana (km ²)	Calçada (km ²)	Pavimento asfáltico (km ²)	Pavimento intertravado (km ²)	Pavimento em terra (km ²)	Sem vegetação rasteira (km ²)	Linha férrea (km ²)	Vegetação rasteira (km ²)	Vegetação rasteira densa (km ²)	Total (km ²)
Planície alta	0,260 7,85%	0,356 10,74%	0,014 0,42%	0,096 2,90%	0,011 0,33%	0,141 4,25%	0,781 23,57%	0,006 0,18%	1,073 32,38%	0,576 17,38%	3,314 100,00%

D _u	Água (km ²)	Área urbana (km ²)	Calçada (km ²)	Pavimento asfáltico (km ²)	Pavimento intertravado (km ²)	Pavimento em terra (km ²)	Sem vegetação rasteira (km ²)	Linha férrea (km ²)	Vegetação rasteira (km ²)	Vegetação rasteira densa (km ²)	Total (km ²)
Planície média	0,008 0,33%	0,360 14,93%	0,016 0,66%	0,073 3,03%	0,013 0,54%	0,134 5,56%	0,603 25,01%	0,003 0,12%	0,861 35,71%	0,340 14,10%	2,411 100,00%
Planície baixa	0,001 0,05%	0,369 16,79%	0,019 0,86%	0,072 3,28%	0,009 0,41%	0,119 5,41%	0,569 25,89%	0,004 0,18%	0,769 34,99%	0,267 12,15%	2,198 100,00%
Ecótono	0,005 0,07%	1,025 14,29%	0,035 0,49%	0,227 3,17%	0,027 0,38%	0,31 4,32%	1,985 27,68%	0,009 0,13%	2,670 37,23%	0,879 12,26%	7,172 100,00%
Encosta	0,001 0,04%	0,140 5,29%	0,004 0,15%	0,016 0,60%	0,007 0,26%	0,056 2,11%	0,614 23,18%	0 0,00%	1,403 52,96%	0,408 15,40%	2,649 100,00%
Platô	0,000 0,00%	0,172 15,32%	0,007 0,62%	0,032 2,85%	0,010 0,89%	0,046 4,10%	0,301 26,80%	0 0,00%	0,464 41,32%	0,091 8,10%	1,123 100,00%
Total (km ²)	0,275 1,46%	2,422 12,84%	0,095 0,50%	0,516 2,73%	0,077 0,41%	0,806 4,27%	4,853 25,72%	0,022 0,12%	7,240 38,37%	2,561 13,57%	18,867 100,00%

Fonte: Autora (2024).

Essa análise proporciona informações sobre a distribuição espacial das categorias de uso da terra em relação às diferentes características topográficas representadas pelas faixas de HAND. A classe encosta possui baixa urbanização, conforme recomendado devido às suas consideráveis declividades e aos riscos associados a deslizamentos de terra, com apenas 0,14 km² de sua área total destinada a áreas urbanas, em contraste com a planície média, que apresenta extensão territorial semelhante, mas com 0,36 km².

O maior percentual de área urbana, encontra-se na planície baixa (16,79%), porém ao agrupar as planícies alta, média e baixa, essas áreas compreendem 42,74% do total de residências, equivalente a 4.305 unidades. No entanto, é importante destacar que essas regiões, devido à menor elevação em relação à drenagem, estão mais propensas a desastres de origem hidrológica, ademais a planície alta não deveria ser ocupada nem ser considerada consolidada (Brasil, 2012). Ao analisar o número de unidades residenciais (Tabela 20) é o ecótono que apresenta o maior número de residências, 3698, cerca de 43,24% de todas as residências observadas. Essa predominância no número de residências está associada também ao fato de o ecótono ser a classe dominante na região, pois abrange uma área de 7,17 km² (38,01%).

Em questão de taxa de urbanização as planícies são superiores ao ecótono, pois apresentam uma taxa de urbanização de 543,56 residências a cada km², já o ecótono 515,62 residência por km². Porém, quando analisada apenas a planície baixa, classe mais urbanizada, o índice é ainda mais alto, cerca de 688,81 residências por km².

Na encosta, encontra-se apenas 6,00% das residências, enquanto o platô conta com 8,02%, totalizando 1297 unidades residenciais. A baixa urbanização da encosta está diretamente associada às maiores elevações e declividades. Por outro lado, o platô possui menor representatividade devido à sua área territorial reduzida, porém apresenta um índice de urbanização elevado quando comparado ao da encosta e da planície alta.

Em síntese, observam-se índices mais baixos de residências por km² nas classes mais problemáticas, encostas e planície alta, devido aos riscos associados. A encosta está