



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Rafael Bender Schmitt

**Drenagem Urbana Sustentável na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio João
Gualberto, Florianópolis, SC**

Florianópolis
2023

Rafael Bender Schmitt

**Drenagem Urbana Sustentável na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio João
Gualberto, Florianópolis, SC**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental

Orientador(a): Prof. Dra. Patrícia Kazue Uda

Florianópolis

2023

Schmitt, Rafael Bender

Drenagem Urbana Sustentável na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio João Gualberto, Florianópolis, SC / Rafael Bender Schmitt ; orientadora, Patrícia Kazue Uda, 2023.

109 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Drenagem Urbana Sustentável. 3. Rios Urbanos. 4. Desequilíbrios Hidrológicos. I. Uda, Patrícia Kazue. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Rafael Bender Schmitt

**Drenagem Urbana Sustentável na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio João
Gualberto, Florianópolis, SC**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Engenheiro Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental

Florianópolis, 08 de dezembro de 2023

Coordenação do Curso

Banca examinadora

Prof.(a) Patrícia Kazue Uda Dr.(a)
Orientador(a)

Prof.(a) Alexandra Rodrigues Finotti Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Thays Mitsuko Tsuji Ms.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à toda minha família, especialmente meus pais, minha irmã e meus avós. Vocês são minhas inspirações, sou grato por tê-los comigo em todos os momentos da minha vida.

Expresso minha gratidão à minha parceira Malu, por todo apoio e amor que me proporciona. Agradeço também à sua família, especialmente seus pais, sua avó Marlise e seu avô Raul, por terem sido fundamentais na minha trajetória profissional.

Agradeço aos meus amigos de longa data e às amizades que fiz durante os anos de engenharia.

Agradeço à minha orientadora Patrícia, por toda paciência ao longo dos meses de desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço à equipe do LAHIMAR, especialmente à Priscila e à Julia.

Agradeço às empresas Eletrobras CGT Eletrosul e C-Pack por abrirem suas portas e me ensinarem a amar a profissão que escolhi.

Por fim, estendo meus agradecimentos à Universidade Federal de Santa Catarina por sua infraestrutura e professores.

RESUMO

O desenvolvimento das cidades brasileiras ocorreu em estreita relação com os cursos de água, resultando em alterações significativas no ciclo hidrológico, na paisagem natural e na qualidade da água desses ambientes. Na atualidade, a presença de ligações clandestinas de esgoto e o uso exacerbado de sistemas de drenagem urbana convencional são fatores preponderantes na alteração dos rios urbanos. O rio João Gualberto, localizado em Florianópolis, SC, se enquadra nesse cenário, uma vez que não se encontra em conformidade com as normas ambientais estabelecidas, tais como a Resolução CONAMA 357/2005 para rios de Classe 2. O presente trabalho levantou e avaliou técnicas de drenagem urbana sustentável aplicáveis à sub-bacia deste rio com a finalidade de obter melhoria no controle de enchentes e na qualidade dos seus corpos hídricos. Por meio de revisões bibliográficas, análises comparativas e verificação da área disponível para implantação, percebeu-se que as técnicas que melhor se aplicam à região de estudo são as bacias de retenção/detecção, os *wetlands* construídos, os telhados verdes, a captação de água pluvial e os parques lineares. A partir das peculiaridades de cada medida citada, foi realizado o pré-dimensionamento de uma bacia de retenção de acordo com o método de Puls para o tempo de retorno de 50 anos, obtendo volume de retenção de 195,813,0 m³. No entanto, fatores de uso e ocupação do solo, da vegetação e da declividade da sub-bacia em locais próximos ao exutório conduziram a um volume máximo de 59.692,2 m³ para uma única bacia de lâmina d'água máxima de 1,5 m acima do nível de terreno da bacia de retenção, correspondendo a 30,5% do volume total escoado. Percebe-se, então, que para o amortecimento da cheia de 50 anos, seriam necessárias mais estruturas de drenagem urbana sustentável à montante da estrutura proposta.

Palavras-chave: Drenagem urbana sustentável. Qualidade da água. Rios urbanos.

ABSTRACT

The development of Brazilian cities has occurred in close relation to water courses, resulting in significant changes in the hydrological cycle, natural landscape, and water quality in these environments. Currently, the presence of clandestine sewage connections and the excessive use of conventional urban drainage systems are predominant factors in altering urban rivers. The João Gualberto River, located in Florianópolis, SC, fits into this scenario as it does not comply with established environmental standards, such as CONAMA Resolution 357/2005 for Class 2 rivers. This study identified and evaluated sustainable urban drainage techniques applicable to the sub-basin of this river with the aim of improving flood control and water quality. Through literature reviews, comparative analyses, and assessment of available implementation areas, it was found that the most suitable techniques for the study region are detention/retention basins, constructed wetlands, green roofs, rainwater harvesting, and linear parks. Considering the specificities of each mentioned measure, a pre-dimensioning of a detention basin was carried out according to the Puls method for a 50-year return period, resulting in a detention volume of 195,813.0 m³, corresponding to 30.5% of the total volume drained for the sub-basin. However, factors related to land use, vegetation, and slope of the sub-basin near the outlet led to a maximum volume of 59,692.2 m³ for a single basin with a water depth of 1.5 m. It is evident, then, that additional sustainable urban drainage structures upstream of the proposed facility would be necessary to mitigate the 50-year flood.

Keywords: Sustainable urban drainage. Water quality. Urban rivers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Comparação de hidrogramas naturais e urbanizados.....	19
Figura 2 – Área de inundação em ambientes naturais e urbanizados.....	20
Figura 3 – Associação de um polutograma a um hidrograma	24
Figura 4 – Componentes urbanos necessários para implantação dos sistemas de SUD propostos	27
Figura 5 – Cenários de aplicação das técnicas de SUD	28
Figura 6 – Mapeamento de inundações na Bacia Ramadinha frente aos cenários estudados.....	29
Figura 7 – Parque linear de transição e fronteira	31
Figura 8 – Espaços públicos abertos	32
Figura 9 – Comparação do modelo URRix para Alt.UDD (a) e Alt.RR+SUDS (b)	33
Figura 10 – Microbacia Norte da UFSCar com cenário convencional (1) e uso de TCs (2).....	35
Figura 11 – Mapa de localização da área de estudo.....	37
Figura 12 – Temperatura média, máxima e mínima de Florianópolis de 2001 a 2022	38
Figura 13 – Precipitação média acumulada e máxima precipitação diária em Florianópolis durante 2001 e 2022	39
Figura 14 – Mapa da elevação e declividade da área de estudo	41
Figura 15 – Pedologia na sub-bacia do João Gualberto e área de estudo.....	42
Figura 16 – Evolução das classes de uso e ocupação do solo na sub-bacia do JG .	43
Figura 17 – Uso e ocupação do solo para a área de estudo.....	44
Figura 18 – Áreas verdes na porção inferior da área de estudo.....	45
Figura 19 – Mapa de inundação da UTP Bacia Lagoa da Conceição	47
Figura 20 – HU adimensional do SCS.....	54
Figura 21 – Seção do Rio João Gualberto	58
Figura 22 – Aplicação de telhados verdes extensivos (a) e intensivos (b)	66
Figura 23 – Seção típica de uma cobertura verde.....	67
Figura 24 – Esquema dos modelos de captação pluvial	69
Figura 25 – Corte esquemático típico de pavimentos permeáveis	70
Figura 26 – Coeficientes de escoamento de diferentes pavimentos	71
Figura 27 – Exemplos de parques lineares	73

Figura 28 – Relação cíclica inerente à criação de parques lineares	73
Figura 29 – Estrutura típica de trincheiras de infiltração	75
Figura 30 – Exemplo de poço de infiltração	77
Figura 31 – Esquema típico de bacias de detenção.....	79
Figura 32 – Esquema típico de bacias de retenção	80
Figura 33 – Layout esquemático da aplicação conjunta de bacias de detenção e retenção	81
Figura 34 – Elementos básicos de um <i>wetland</i> construído FWS	83
Figura 35 – Funções das macrófitas no sistema de WC	84
Figura 36 – Proposta de layout para aplicação de técnicas de SUD no recorte estudado da sub-bacia do rio João Gualberto.....	90
Figura 37 – Hidrograma unitário corrigido do SCS.....	92
Figura 38 – Chuva de projeto	93
Figura 39 – Chuva efetiva	94
Figura 40 – Hidrograma de projeto.....	95
Figura 41 – Desenho representativo do interior da bacia de detenção	97
Figura 42 – Esquema do perfil longitudinal da bacia proposta	97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Síntese da configuração urbana da Bacia Ramadinha.....	26
Quadro 2 – Diretrizes para enfrentar situações críticas de drenagem	30
Quadro 3 – Esquematização do levantamento das técnicas de SUD	50
Quadro 4 – Critérios de avaliação das técnicas de SUD.....	51
Quadro 5 – Produtos para obtenção do CN	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Área das classes de declividade na região de estudo.....	41
Tabela 2 – Qualidade da água do Rio João Gualberto	48
Tabela 3 – Matriz qualitativa de avaliação de técnicas de SUD.....	85
Tabela 4 – Potencial redução do ES pelo uso de telhados verdes	86
Tabela 5 – Cálculo da chuva efetiva pelo Método SCS	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
SUD	Drenagem Urbana Sustentável
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
JG	João Gualberto
LaHiMar	Laboratório de Hidráulica Marítima – ENS UFSC
LG	Lagoa da Conceição
TC	Técnicas Compensatórias

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS RECURSOS HÍDRICOS	17
3.2	DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL.....	21
3.2.1	Técnicas não estruturais de drenagem urbana sustentável	22
3.2.2	Técnicas estruturais de drenagem urbana sustentável	23
3.3	QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM.....	24
3.4	ESTUDOS DE CASO EM SUD NO BRASIL.....	25
4	METODOLOGIA	37
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	37
4.1.1	Características climáticas	38
4.1.2	Características do terreno.....	40
4.1.3	Uso e ocupação do solo	43
4.1.4	Diagnóstico de drenagem urbana	46
4.1.5	Qualidade da água do rio João Gualberto	47
4.2	LEVANTAMENTO DE TÉCNICAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL	49
4.3	AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ESTRUTURAIS DE SUD.....	50
4.4	PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE UMA BACIA DE DETENÇÃO.....	52
4.4.1	Escolha do período de retorno	52
4.4.2	Tempo de concentração	52
4.4.3	Hidrograma unitário.....	53
4.4.4	Chuva de projeto.....	54
4.4.5	Chuva efetiva.....	56
4.4.6	Hidrograma de projeto.....	57
4.4.7	Vazão admissível	57
4.4.8	Volume de detenção	58
4.4.9	Reservatório de detenção	59
4.4.10	Dispositivo de saída	59

5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	61
5.1	LEVANTAMENTO DE TÉCNICAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL	61
5.1.1	Técnicas não estruturais	61
5.1.1.1	<i>Regulação do uso e ocupação do solo</i>	61
5.1.1.2	<i>Sistemas de previsão e alerta de inundações.....</i>	63
5.1.1.3	<i>Educação ambiental.....</i>	64
5.1.2	Técnicas estruturais	65
5.1.2.1	<i>Telhados verdes.....</i>	65
5.1.2.2	<i>Captação de água pluvial.....</i>	68
5.1.2.3	<i>Pavimentos permeáveis.....</i>	70
5.1.2.4	<i>Parques lineares</i>	72
5.1.2.5	<i>Trincheiras de infiltração</i>	74
5.1.2.6	<i>Poços de infiltração.....</i>	76
5.1.2.7	<i>Bacias de detenção/retenção.....</i>	78
5.1.2.8	<i>Wetlands construídos.....</i>	82
5.2	AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ESTRUTURAS DE SUD.....	85
5.3	PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE UMA BACIA DE DETENÇÃO.....	90
5.3.1	Escolha do período de retorno	90
5.3.2	Tempo de concentração	91
5.3.3	Hidrograma unitário.....	91
5.3.4	Chuva de projeto.....	92
5.3.5	Chuva efetiva.....	93
5.3.6	Hidrograma de projeto.....	95
5.3.7	Vazão admissível	95
5.3.8	Volume de detenção	96
5.3.9	Reservatório de detenção	96
5.3.10	Dispositivo de saída	98
6	CONCLUSÃO	99
	REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano desordenado exerce, desde meados do século XX, impactos diretos sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos. Ocasionado pela falta de inter-relações de infraestrutura nos espaços urbanos, este problema social manifesta-se na esfera ambiental modificando a disponibilidade hídrica e propiciando a degradabilidade dos cursos d'água, além de prejudicar a qualidade de vida das populações ribeirinhas (TUCCI, 2005).

Uma das principais consequências observadas nos corpos hídricos é o aumento da frequência e da magnitude das enchentes. Em termos gerais, enchentes são eventos naturais que ocorrem periodicamente devido à presença de uma chuva intensa e de grande período de retorno. No entanto, em áreas urbanas, a incidência desses fenômenos pode ser significativamente modificada devido a desequilíbrios hidrológicos resultantes de estruturas de drenagem urbana e obras civis a montante, ao desmatamento da mata ciliar e à alteração da cobertura vegetal natural (POMPÊO, 2000).

A dinâmica e a qualidade dos rios estão sujeitas aos impactos diretos decorrentes do crescimento urbano desordenado e da gestão inadequada dos recursos hídricos. De acordo com Silva (2010), no Brasil, a pressão política possibilitou que, ao longo dos anos, as margens de rios e riachos fossem ocupadas em áreas metropolitanas, mesmo em face das restrições legais estabelecidas.

Os principais efeitos desse processo foram a degradação da qualidade dos rios, ocasionada pela falta de saneamento básico oferecida à população, aumento da impermeabilização e erosão dos solos. Tais alterações no solo são capazes de influenciar o tempo de concentração das bacias, a velocidade de escoamento e seus picos de vazão, acarretando no aumento da magnitude das inundações (SILVA, 2010).

O avanço das tendências ambientalistas, principalmente na década de 1960, desencadeou questionamentos quanto aos métodos convencionais de drenagem urbana. O emprego destes métodos visava a retirada rápida de água de locais importantes por meio de canalizações, retificações e concretagens, por exemplo. A percepção da complexidade associada às interações dos ecossistemas locais, artificiais e da sociedade deu origem ao termo Drenagem Urbana Sustentável (SUD). Este viés sustentável de pensamento procura integrar a gestão das águas

pluviais ao desenvolvimento urbano, utilizando técnicas de infiltração e de controle do escoamento superficial (BAPTISTA., *et al* 2011).

Frente a notável diversidade física e biológica, Florianópolis emerge como uma das capitais brasileiras que imprimiram maior crescimento populacional nos últimos doze anos, alcançando 36% de novos habitantes, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022). A bacia da Lagoa da Conceição, localizada na porção leste da Ilha de Santa Catarina, enfrenta as consequências causadas pelo aumento populacional e pela especulação imobiliária independentes de ferramentas de planejamento na capital catarinense (SILVA, 2022).

Segundo o Diagnóstico Participativo de Drenagem Urbana de Florianópolis (2019), na sub-bacia do rio João Gualberto, inserida na bacia da Lagoa da Conceição, a ausência de infraestrutura de micro drenagem e a impermeabilização do solo contribuíram para o comprometimento da qualidade urbanística regional. Entretanto, o plano diretor do município ainda prevê taxa máxima de 70% de impermeabilização do solo na área citada.

A falta de abrangência do sistema de esgotamento sanitário municipal na bacia da Lagoa da Conceição também é um efeito do aumento populacional abrupto, além dos aspectos limitantes de solo e relevo da ilha. A ausência de redes coletoras de esgoto no bairro Rio Vermelho, situado na sub-bacia do rio João Gualberto, é mais um dos influenciadores da baixa qualidade da água nos corpos hídricos locais.

Por conta desses fatores, o estudo da drenagem urbana sustentável na bacia da Lagoa da Conceição faz-se fundamental para a minimização dos impactos causados pela crescente urbanização do município. Além do controle das vazões de pico e a minimização da veiculação de doenças, a SUD contribui para a preservação do meio ambiente local.

Ademais, a ausência de estudos de drenagem urbana sustentável na bacia da Lagoa da Conceição é um fator preocupante para o desenvolvimento sustentável de Florianópolis. O preenchimento dessa lacuna científica trará maior compreensão sobre o tema, embasando estudos futuros e a busca por novas tecnologias de controle quali-quantitativo para bacias hidrográficas urbanas.

Conhecendo os problemas de inundações constantes e de degradação da qualidade da água na sub-bacia do rio João Gualberto, este trabalho busca avaliar técnicas de drenagem urbana sustentável na região com a finalidade de obter melhorias no controle de enchentes e na qualidade dos seus corpos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Propor medidas de drenagem urbana sustentável para a sub-bacia hidrográfica do rio João Gualberto, localizada no município de Florianópolis/SC.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Realizar um levantamento de técnicas de drenagem urbana sustentável.
- b) Avaliar técnicas estruturais de drenagem urbana sustentável aplicáveis à bacia de acordo com critérios pré-definidos.
- c) Realizar o pré-dimensionamento de uma bacia de retenção.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS RECURSOS HÍDRICOS

Segundo Tucci (2007), a urbanização é resultado de processos socioeconômicos de um país e suas regiões. O constante crescimento urbano gera cinturões de pobreza, especialmente em áreas periféricas, e evidencia a falta de infraestrutura presente nas cidades. Para a população, os efeitos do movimento urbano podem resumir-se à deterioração da qualidade de vida, incluindo problemas de saneamento básico, fornecimento de energia elétrica, educação, saúde e meio ambiente.

Historicamente, a criação e a expansão das cidades negligenciaram os princípios de conservação dos rios urbanos, as populações se estabeleciam às margens dos cursos d'água para que estes fossem utilizados para abastecimento público e despejo de águas residuárias. Uma vez que os rios apresentavam queda da vitalidade, eles eram frequentemente eliminados da percepção pública e tornavam-se obstáculos para o desenvolvimento. Por isso, intervenções como as canalizações foram aplicadas, transferindo os problemas de poluição e enchentes para regiões a jusante (GARCÍAS; AFONSO, 2013).

A linha de pensamento descrita acima é conhecida como movimento higienista. De acordo com Tucci (2005) - motivados por preocupações de saúde pública, como o aumento de epidemias, e pelo afastamento de moradores, ocasionado por mau cheiro e sujeira - surgiram no final do século XIX obras de canalização nas cidades. Assim, o movimento higienista ficou marcado pela captação de água para abastecimento no início da cidade e pelo despejo de seu esgoto sem tratamento em canalizações paralelas que se uniam ao curso do rio no final das áreas urbanas.

A partir de meados do século XX, com o advento do denominado “período corretivo” e do “período sustentável”, o modelo higienista passou a ter aplicação questionada. Estes períodos da gestão de águas são caracterizados pela necessidade de melhoria da qualidade dos recursos hídricos, dando início ao tratamento de esgotos e ao controle do impacto causado pelas obras higienistas. (TUCCI, 2005).

A impermeabilização do solo é um fenômeno antrópico comum no ambiente urbano que altera o regime de vazão natural das bacias hidrográficas. O ciclo hidrológico de bacias naturais é marcado pela precipitação, infiltração, evaporação e, por fim, escoamento superficial, o qual garante uma distribuição moderada ao longo do tempo com picos amenos. Contudo, por conta da impermeabilização do solo, o padrão de escoamento é alterado de forma que a fração de infiltração é consideravelmente reduzida e a velocidade de escoamento superficial é aumentada (FINOTTI *et al.*, 2009).

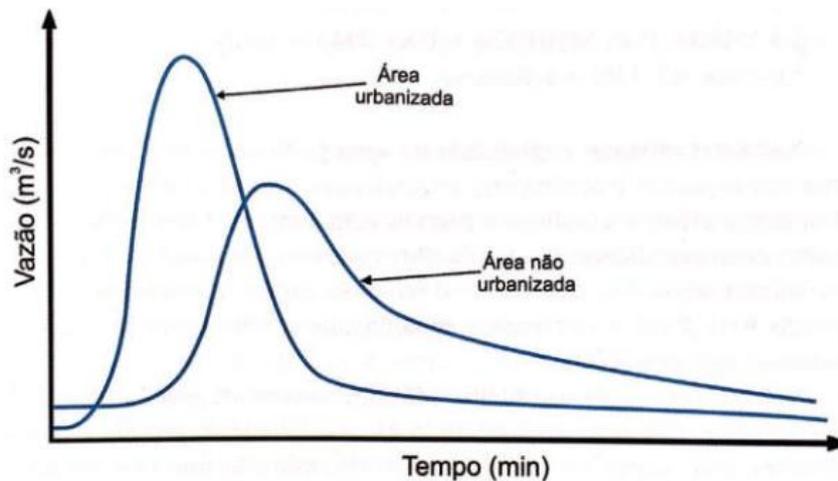
De acordo com Tomaz (2006), a estreita relação entre as civilizações e os corpos hídricos pode causar dois tipos de poluição, a pontual e a difusa. A poluição pontual é entendida como o lançamento direto de efluentes de uma população no curso d'água, enquanto a poluição difusa é caracterizada quando o grupo poluidor é difícil de ser identificado e abrange grandes áreas, como por exemplo, a água da chuva carregada de sedimentos de telhados, ruas e jardins que por meio da impermeabilização do solo em regiões urbanas é encaminhada aos rios.

Segundo dados do Atlas Esgotos, fornecido pela Agência Nacional de Águas (ANA), no ano de 2023 a coleta e tratamento de esgotos adequada abrange apenas 55% da população, enquanto isso, 18% das economias do país têm seu esgoto coletado e não tratado, e 27% não possui nem coleta nem tratamento. Através desses dados, pode-se concluir que 45% do esgotamento sanitário é destinado incorretamente, conseqüentemente, uma parcela considerável do esgoto gerado pelo país tem seu destino nos corpos hídricos.

Tal contribuição de esgoto doméstico nas redes de drenagem urbana e nos rios é causadora do aumento da carga orgânica e dos níveis de fósforo e nitrogênio nos corpos receptores. Como consequência desse despejo são observados aumentos na frequência de processos de eutrofização e eusaprobidade e, em razão disto, alterações significativas nos ecossistemas locais (FINOTTI *et al.*, 2009).

Assim, a Figura 1 demonstra o hidrograma padrão de uma bacia natural e de uma bacia urbanizada. Através da imagem pode-se perceber o aumento da vazão de pico, a redução do tempo decorrido até o ápice da curva de vazão e a diminuição do amortecimento nas bacias urbanas.

Figura 1 – Comparação de hidrogramas naturais e urbanizados



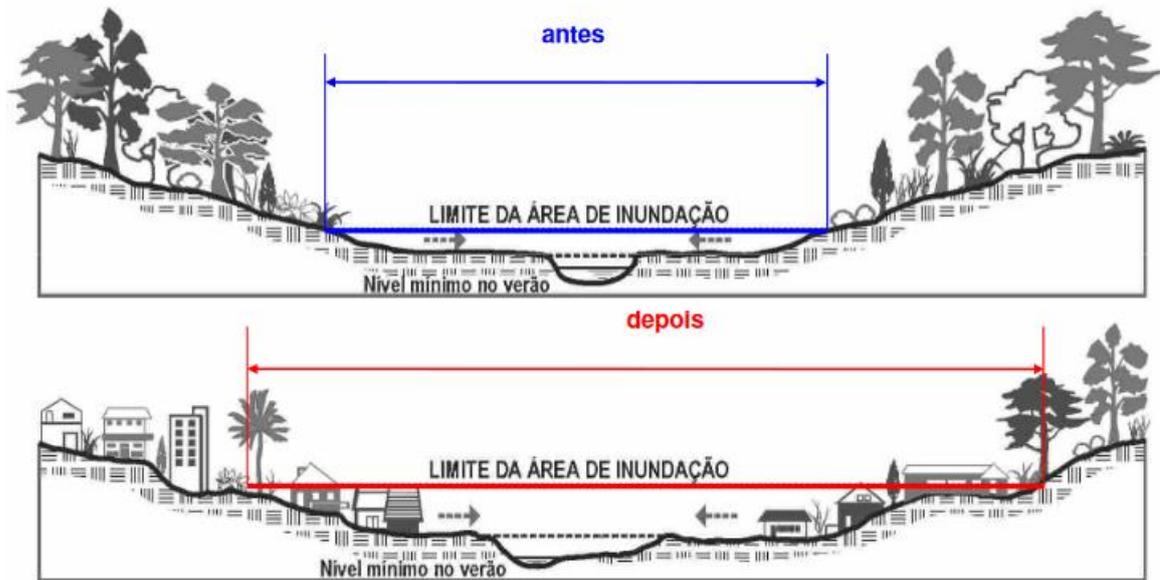
Fonte: Finotti *et al.* (2009)

A presença de ocupações em zonas ribeirinhas acarreta, além da impermeabilização do solo, na retirada da cobertura vegetal típica de zonas de amortecimento, propiciando a degradação da qualidade de água. Fatores esses, que contribuem para o aumento de inundações e enchentes (TUCCI, 2007).

As chamadas inundações são processos naturais diretamente relacionados ao ciclo hidrológico dos corpos d'água, elas ocorrem de acordo com as condições naturais, como qualidade da cobertura vegetal das margens e o seu relevo, e artificiais, como agricultura, canalizações e desmatamento. Assim, traça-se uma relação de causa-efeito onde o aumento das zonas de urbanização torna as inundações mais frequentes e mais intensas (TUCCI, 2007).

Naturalmente, os corpos hídricos apresentam uma zona chamada de "área inundável", explicada como a área às margens dos rios suscetíveis a alagamentos periódicos por conta de eventos naturais. A medida em que as áreas inundáveis sofrem com ações antrópicas fica mais comum a veiculação de doenças, a contaminação das águas e as perdas materiais nas comunidades ribeirinhas, além de que este processo fornece os elementos essenciais para a elevação da zona de inundação, causada geralmente pelo assoreamento (TUCCI, 2007). A Figura 2 demonstra o corte do leito de um rio antes e depois dos processos de urbanização, conforme comentado neste parágrafo.

Figura 2 – Área de inundação em ambientes naturais e urbanizados



Fonte: São Paulo (2012)

Esse tipo de problema é uma realidade de inúmeras localidades brasileiras. De acordo com Tucci (2007), a fim de minimizar os impactos das enchentes, devem ser empregadas soluções estruturais ou não estruturais. As soluções estruturais modificam o sistema de escoamentos através de obras hidráulicas que impedem o extravasamento do escoamento para leitos maiores de inundações. Já as soluções não estruturais, consistem em medidas que conservam o meio ambiente, como sistemas de informação e o zoneamento urbano, por exemplo.

A perspectiva de drenagem sustentável descrita por Pompeo (2000) prevê a associação de ações baseadas no reconhecimento da relação dos ecossistemas naturais, artificiais e a sociedade, bem como sua complexidade. Essa visão busca redirecionar os esforços empregados no controle das consequências para solucionar as causas do problema das inundações.

Portanto, é através do planejamento integrado e multidisciplinar de um quadro complexo de relações que deve ser realizada a gestão da drenagem urbana. Uma das formas de aplicar esse conceito é utilizar técnicas de SUD, que podem englobar desde aspectos de uso e ocupação do solo, até parâmetros estruturais (GONÇALVES *et al.*, 2016).

3.2 DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL

Desde a antiguidade, as cidades desenvolveram-se sem considerar os princípios de preservação dos cursos d'água urbanos, a presença das populações nas proximidades dos rios visava usufruir o potencial deste recurso hídrico para abastecimento e descarte do seu efluente. Naturalmente, os córregos urbanos perdiam suas características iniciais, passando a representar obstáculos para o desenvolvimento local das comunidades (GARCIAS; AFONSO, 2013).

De acordo com Pompêo (2000), por conta desta proximidade das civilizações com os córregos urbanos, a presença de inundações foi sendo percebida com mais frequência e intensidade. Dentre os fatores que mais influenciam a perda de vitalidade dos rios estão: fragmentação excessiva do solo, retirada da cobertura vegetal natural e impermeabilização do solo.

Prometendo solucionar problemas de enchentes e da qualidade da água dos rios, o modelo higienista de drenagem urbana preconizava a evacuação rápida das águas pluviais e dos efluentes, transferindo as consequências da urbanização para locais a jusante. É evidente que o uso de dispositivos de drenagem urbana tradicionais tem importância, principalmente em países de clima tropical, entretanto, os efeitos do uso exacerbado dessas técnicas podem ser vistos localmente, com a redução progressiva dos rios e, em grande parte dos casos, supressão completa dos cursos d'água (BAPTISTA *et al.*, 2005 apud PINHEIRO; SANTOS, 2019).

Tucci (2007) registra que as ações higienistas aplicadas à drenagem urbana desconsideraram os impactos socioambientais de suas obras. A ocupação populacional em áreas inundáveis acabou propiciando a desconexão do leito dos rios com a vegetação natural, a fragmentação de aquíferos e o prejuízo da biodiversidade local.

Entendendo as consequências causadas pelo higienismo nas bacias hidrográficas, as tendências ambientalistas da década de 1960 questionaram o modelo tradicional de aplicar drenagem urbana. Dessa maneira, o tema “drenagem urbana sustentável” começou a ser discutido por meio de instrumentos tecnológicos, modelagem e obras civis “verdes” nos países de maior desenvolvimento, buscando alternativas para mitigar os impactos da urbanização no ciclo hidrológico dos corpos hídricos (PINHEIRO; SANTOS, 2019).

No Brasil, as técnicas sustentáveis começaram a ser abordadas dez anos depois, a partir do contato dos pesquisadores com trabalhos estrangeiros. Uma das vantagens em aplicar modelos sustentáveis consiste na abordagem multidisciplinar que eles propõem, possibilitando ganhos na qualidade de vida da população e no âmbito paisagístico, bem como restauração da integridade dos ecossistemas aquáticos (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Entretanto, Pompêo (2000) acredita que, em Santa Catarina, a fragilidade do controle sobre a drenagem urbana é um dos impeditivos para aplicação de ferramentas de SUD. Segundo o autor, a drenagem é lembrada apenas na pavimentação de vias e nos eventos de enchentes, apesar dos prejuízos causados pela sua má gestão.

Com o intuito de mudar o panorama da drenagem urbana no Brasil, Baptista *et al.* (2011), classifica as tecnologias de manejo sustentável de águas pluviais em estruturais e não-estruturais. Diante disso, esclarecer os critérios de concepção e entender as propriedades de cada grupo de técnicas torna-se fundamental para a implantação desses sistemas e, conseqüentemente, para o desenvolvimento sustentável das comunidades ribeirinhas.

3.2.1 Técnicas não estruturais de drenagem urbana sustentável

O grupo das técnicas não-estruturais tem papel fundamental na minimização dos efeitos da urbanização sobre os corpos hídricos. Destacam-se, neste âmbito, os sistemas de previsão e alerta de inundação, ferramentas de zoneamento urbano e ações de educação ambiental (TUCCI, 2005).

De acordo com Tucci (2005), a utilização dessas técnicas aliadas aos sistemas estruturais, além de apresentar vantagem financeira, mostrou-se significativamente mais eficaz em reduzir prejuízos nas áreas historicamente inundáveis. A aplicação das medidas não-estruturais é, geralmente, uma operação conjunta das prefeituras municipais e da defesa civil.

Sistemas de previsão e alerta são aqueles cuja finalidade é antecipar a ocorrência de enchentes, informando a população afetada sobre o risco iminente e auxiliando-a na busca por medidas de mitigação. O mapeamento das áreas de risco é utilizado como base para o zoneamento das zonas ribeirinhas, através dele,

regulamenta-se o uso de áreas de inundação, minimizando as perdas físicas atreladas às inundações previstas (TUCCI, 2005).

3.2.2 Técnicas estruturais de drenagem urbana sustentável

As técnicas estruturais de manejo de águas pluviais podem ser entendidas como obras de engenharia, extensivas ou intensivas, que visam reduzir o número de inundações. O primeiro grupo de medidas age diretamente na bacia hidrográfica e busca modificar a maneira com que as relações de precipitação e vazão acontecem. Enquanto isso, medidas intensivas visam alterar o padrão de escoamento dos rios e desviar seu fluxo de escoamento (TUCCI, 2005).

Tucci (2005) exemplifica que processos de melhoria na cobertura vegetal e controle da erosão do solo, classificados como extensivos, apresentam desempenho considerável quando aplicados em pequenas bacias hidrográficas. Dentre as vantagens percebidas pela aplicação de sistemas extensivos nessas configurações, encontram-se a redução do pico de vazão e a redução do assoreamento.

Ao passo que alterações morfológicas resultantes das intervenções intensivas em grandes bacias ocorrem, induzindo à reorientação das vazões naturais, acarreta-se a redução do número de enchentes. Essas transformações estão frequentemente associadas à implementação de estruturas como barragens, diques ou reservatórios, os quais podem desempenhar múltiplos usos, assegurando não somente a contenção de cheias, mas, também, a geração de energia, abastecimento público ou irrigação (TUCCI, 2005).

Por isso, Baptista *et al.* (2011) explica que a aplicação das técnicas estruturais deve ser conduzida considerando a sua viabilidade técnica, seguindo o princípio da abordagem eliminatória. Nesse contexto, deve-se iniciar a análise com um leque de técnicas potencialmente utilizáveis. A seleção subsequente dá-se por meio da aplicação de critérios predeterminados de decisão, tais como restrições de área disponível para implantação ou declividade do terreno. A próxima etapa consiste em contemplar as configurações passíveis para a técnica selecionada, pautadas nos critérios estipulados para a tomada de decisão, até que se consiga uma concepção adequada para projeto.

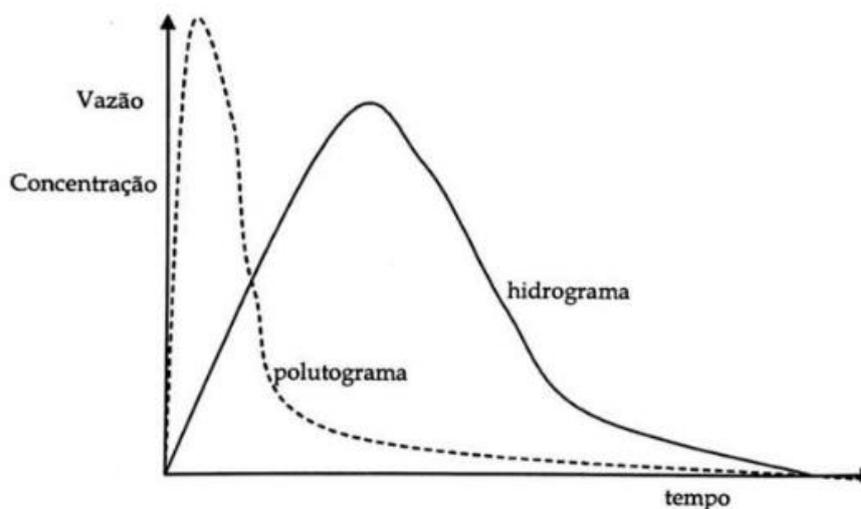
3.3 QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DRENAGEM

Segundo Von Sperling (2005), a qualidade da água pode ser medida por meio de parâmetros que exemplifiquem suas características físicas, químicas e biológicas. É importante entender que os ecossistemas possuem características distintas e que o uso e ocupação do solo pode alterar significativamente os parâmetros naturais das bacias hidrográficas.

Em ambientes urbanos, a qualidade da água de drenagem pluvial é geralmente marcada pela presença de vastos poluentes, já que esta carrega consigo sedimentos, nutrientes, matéria orgânica, compostos químicos, metais, agentes tóxicos e microorganismos provenientes do escoamento superficial e do despejo irregular de esgotos (CAMINHA *et al.*, 2014).

Tucci (2005) afirma que a qualidade das águas pluviais não é superior a de um efluente de tratamento secundário por conta dos sólidos em suspensão, especialmente nos primeiros 25 mm de precipitação, onde se concentram 90% desses poluentes. Tal fato acontece porque, no início das precipitações, são arrastados os poluentes atmosféricos que se depositavam em telhados, calçadas e ruas desde a última precipitação. A Figura 3 exemplifica a relação causa-efeito da urbanização em bacias hidrográficas por meio de um polutograma e de um hidrograma padrão, no qual percebe-se a presença do pico de poluição no início do evento de chuva, fenômeno denominado *first flush*.

Figura 3 – Associação de um polutograma a um hidrograma



Fonte: Tucci (2007)

A contaminação das águas pluviais acontece, além da maneira difusa, por vias pontuais como a destinação inadequada de resíduos sólidos e líquidos no leito dos corpos hídricos e ainda por fenômenos de uso e ocupação do solo. Contaminações do solo e de lençóis freáticos também se tornam mais comuns em ambientes urbanizados, uma vez que na superfície do solo podem estar presentes resquícios de óleos, graxas, químicos e tóxicos (TUCCI, 2007).

Segundo Caminha *et al.* (2014), a caracterização da qualidade da água pluvial é fundamental para indicar o estado dos recursos hídricos. Entretanto, devido à ausência de normas e padrões específicos para analisar a qualidade, os procedimentos de análise devem ser realizados de acordo com o uso preterido para a água.

Embora não exista regulamentação específica para o uso das águas de drenagem pluvial, uma série de países já desenvolveram suas recomendações sobre o assunto. Entre os parâmetros mais citados por esses guias estão a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os Sólidos Suspensos Totais (SST) (RIGHETTO *et al.*, 2009 apud RIGHETTO *et al.*, 2017).

3.4 ESTUDOS DE CASO EM SUD NO BRASIL

O avanço constante da tecnologia ao longo da última década possibilitou a implementação e o acompanhamento de diversas técnicas compensatórias em drenagem urbana no Brasil. Este tópico tem como objetivo sintetizar os estudos de Alves *et al.* (2020), Veról *et al.* (2020) e Gonçalves *et al.* (2016), visando embasar futuras análises e debates acerca do tema.

O artigo de Alves *et al.* (2022) dispõe sobre a aplicação de dispositivos de drenagem urbana sustentável em ocupações urbanas consolidadas na Bacia Ramadinha, localizada no município de Campina Grande, Paraíba. Motivados pelo aumento do nível das inundações e pela vulnerabilidade da população da bacia, os pesquisadores da Universidade Federal de Campina Grande recorreram a análise de diferentes técnicas de drenagem urbana sustentável a fim de compensar os efeitos da urbanização desordenada.

A Bacia Ramadinha é marcada pela presença de enchentes agravadas pela falta de infraestrutura pública, fragilidade social e vasta densidade populacional. Ao longo dos 1,29 km² de bacia, são encontrados mais de 2,4 km de riachos

permeando áreas urbanas. A pressão social e midiática fez com que o poder público canalizasse o Rio Ramadinha, corpo d'água central da bacia, resolvendo parte dos problemas de alagamento em suas margens, mas negligenciando a persistência das inundações nos demais canais (ALVES *et al.*, 2022).

Por conta da heterogeneidade do padrão de ocupação, os autores optaram por classificar a área de estudo em quatro diferentes configurações, UC 1, 2, 3 e 4, de acordo com suas características principais, conforme o Quadro 1:

Quadro 1 – Síntese da configuração urbana da Bacia Ramadinha

Configuração Urbana	Modelo de Construção	Densidade Populacional	Espaços Públicos e/ou Vazios	Tipo de Via
UC 1	Regular	Atenuada	Presentes	Pavimentada com calçada
UC 2	Precária	Elevada	Ausentes	Majoritariamente não pavimentada
UC 3	Regular	50% Elevada 50% Baixa	Presentes	Pavimentada com calçada
UC 4	Irregular	Baixa	Quantidade significativa	Não pavimentada ou irregular

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2022)

Levando em conta as diferentes conjunturas urbanas propostas por Alves *et al.* (2022), foram propostas as seguintes técnicas compensatórias: sistemas de biorretenção, pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração e sistemas de captação de água pluvial.

De maneira prática, os sistemas foram escolhidos de acordo com sua facilidade de implementação e o perfil socioeconômico dos habitantes das configurações urbanas, levando em consideração os aspectos físicos necessários para construção de cada uma das técnicas, demonstrados na Figura 4 (ALVES *et al.*, 2022).

Figura 4 – Componentes urbanos necessários para implantação dos sistemas de SUD propostos

		Pavimentos Permeáveis	Trincheiras de Infiltração	Sistemas de Biorretenção	Sistemas de Captação de Água Pluvial
Aspectos Físicos	Inclinação <5%		X		
	Inclinação <10%	X			
	Inclinação <20%			X	
Aspectos Urbanos (Públicos)	Estacionamentos	X			
	Calçadas irregulares ou ausentes	X			
	Vias não pavimentadas	X			
	Estradas secundárias		X		
	Estacionamentos e praças			X	
	Espaços vazios e terrenos baldios com potencial de serem convertidos em espaços de interação social			X	
	Espaços abertos dentro de instituições governamentais			X	X
Aspectos Urbanos (Privados)	Estacionamentos e praças	X			
	Espaços abertos dentro de residências e lotes comerciais			X	X

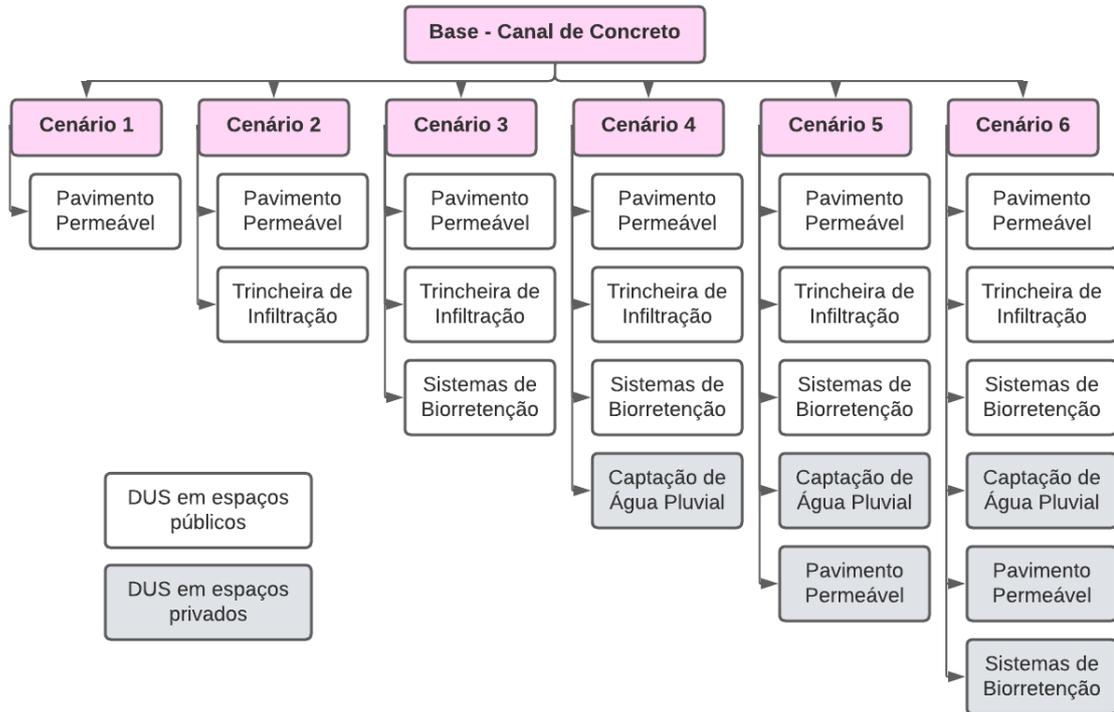
Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2022)

Analisando as características da ocupação urbana em cada uma de suas configurações e entendendo os componentes urbanos necessários para aplicação das técnicas de SUD propostas os autores entenderam que em áreas públicas e/ou vazias seria benéfica a inclusão de sistemas de biorretenção, tal medida inclui as configurações UC 1, 3 e 4. A UC 2, por sua vez, não possui vias pavimentadas e apresenta baixa declividade, cenário positivo para aplicação da técnica de pavimentos permeáveis. A medida que apresentou menos adaptabilidade no espaço público foi a de trincheiras de infiltração, com menos de 2% de áreas suscetíveis, seja pela densidade populacional ou pela inclinação da região (ALVES *et al.*, 2022).

Nos espaços privados, como esperado pelos autores, a técnica mais propícia para operação foi a de captação de água pluvial. No entanto, sistemas de biorretenção demonstraram grande potencial de aplicação, especialmente na UC 2, já que eles seriam aplicados em lotes privados e esta zona apresenta elevada densidade populacional (ALVES *et al.*, 2022).

Assim, Alves *et al.* (2022) estudou a vulnerabilidade de inundação através de valores de um evento real de precipitação no local em 2020, onde foram registrados 60 mm de chuva em uma hora. Para esta finalidade, os autores adotaram seis cenários de aplicação dos sistemas de drenagem urbana sustentável, conforme a Figura 5.

Figura 5 – Cenários de aplicação das técnicas de SUD



Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2022)

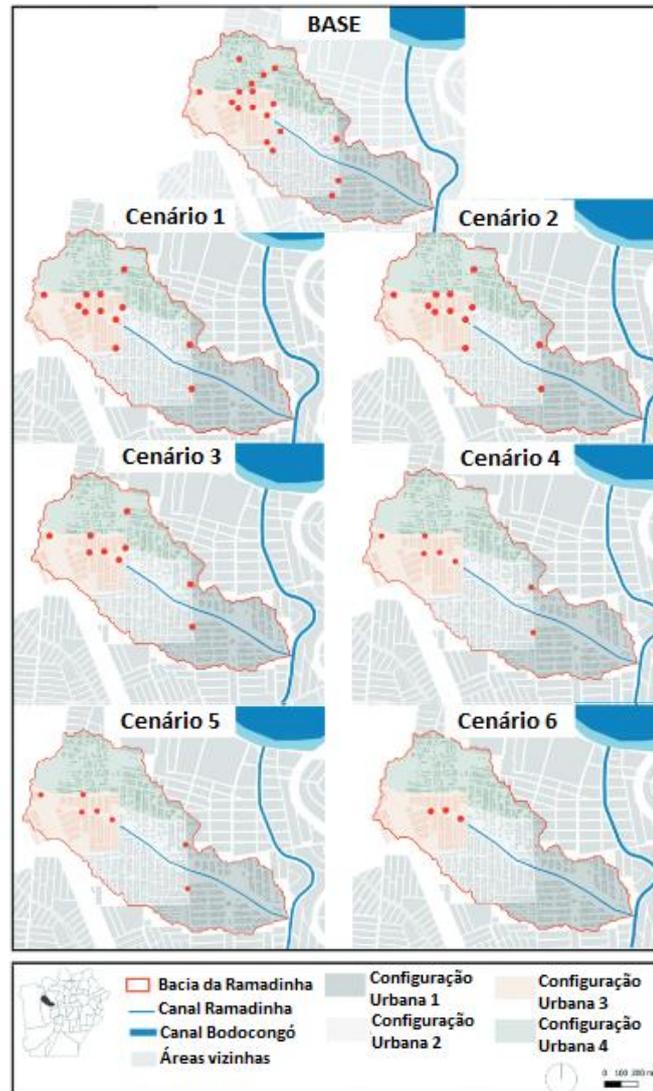
Os impactos percebidos pela modelagem foram variados ao longo da Bacia Ramadinha, entretanto, demonstraram com clareza que o sistema centralizado de drenagem urbana aplicado no local não é capaz de eliminar a presença de inundações, além de não se preocupar com os aspectos visuais da comunidade e os efeitos causados a jusante da bacia (ALVES *et al.*, 2022).

Como resultados, os autores observaram uma redução das inundações da UC 2 em 60,7% frente à aplicação de pavimentos permeáveis (Cenário 1). A partir do Cenário 2, percebeu-se uma adicional eficiência na mitigação das enchentes em toda a Bacia Ramadinha. Ao passo que o Cenário 3 foi colocado em prática, observou-se redução da vulnerabilidade de inundações na UC 3 de 24,3% e na UC 4 de 88,0%.

O Cenário 4 incluiu a esfera privada das residências com os sistemas de captação pluvial e reduziu as inundações em 52,9% na UC 2 e em 85,7% na UC 3. Enquanto isso, o Cenário 5 teve efetividade de 10% na UC 3 com a incorporação de sistemas de biorretenção. Por último, com a modelagem do Cenário 6 foi percebida uma redução considerável dos volumes de enchente, percebendo-se apenas 12,2%

de inundações residuais na UC 3. Os principais focos de inundações foram explicitados pelos autores e são apresentados na Figura 6, a seguir:

Figura 6 – Mapeamento de inundações na Bacia Ramadinha frente aos cenários estudados



Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2022)

Segundo Alves *et al.* (2022), este estudo demonstrou a importância de aplicar técnicas de drenagem urbana sustentável em áreas vulneráveis a inundações, priorizando a alocação em zonas suscetíveis e que tenham benefícios hidrológicos reconhecidos. Destaca-se ainda que o planejamento é fundamental para o sucesso da redução de inundações e da conservação dos recursos hídricos.

Publicado pela revista Sustainability, o artigo de Veról, *et al.* (2020) aborda o uso de técnicas de manejo sustentável de águas para restauração de um rio inserido na Bacia Dona Eugênia, região metropolitana do Rio de Janeiro, Brasil.

Historicamente comprometida pela urbanização desordenada, a bacia hidrográfica de 18 km² vem sofrendo com inundações frequentes, além da perda da vitalidade e degradação da qualidade de seus rios componentes.

Ao longo da área de influência da bacia são verificadas áreas de proteção ambiental, áreas de urbanização antiga, áreas de urbanização recente e áreas naturalmente alagadas. O principal corpo d'água da região é o Rio Dona Eugênia, com 10 km de extensão, o qual apresenta evidente degradação ambiental e riscos à saúde da população marginal (VERÓL *et al.*, 2020).

Por isso, metodologicamente, foram propostas diretrizes para a tomada de decisão na Bacia Dona Eugênia. Através destas diretrizes, apontadas no Quadro 2, aspectos locais da comunidade foram relacionados a medidas sustentáveis de restauração ambiental. Tais direcionamentos, aliados a modelos matemáticos como o MODCEL, Flood Risk Index (FRI), Urban River Restoration Index (URRIx) e Modified Flood Resilience Index (m-FResI) contribuíram para o desenvolvimento do estudo (VERÓL *et al.*, 2020).

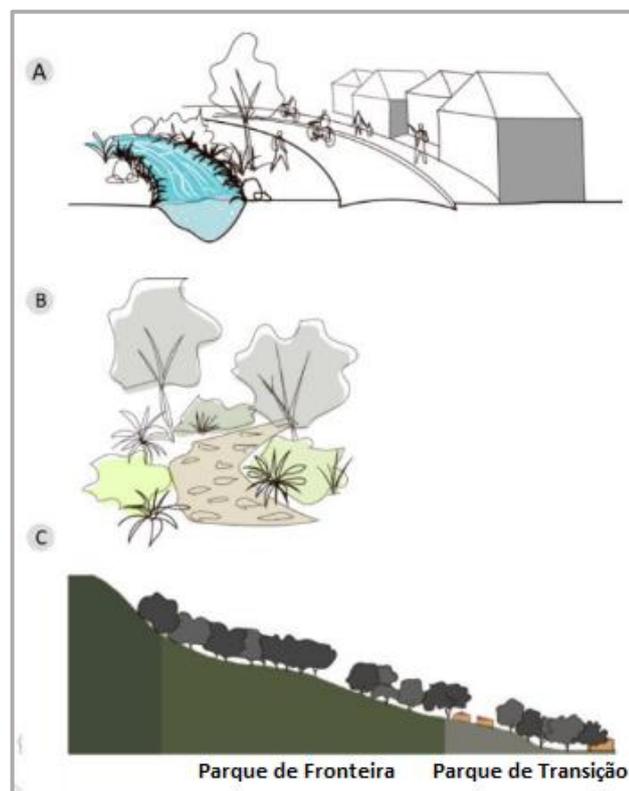
Quadro 2 – Diretrizes para enfrentar situações críticas de drenagem

Situação	Diretriz
Ausência de conexões entre ambientes urbanos e naturais	Estabelecimento de um sistema aberto; utilização de infraestrutura verde e paisagens funcionais para criar corredores ecológicos.
Crescimento urbano frente a áreas ambientalmente protegidas	Contenção do avanço urbano por meio de parques urbanos; preservação e recomposição da vegetação de margem de rio.
Ocupações nas margens de rios	Realocação de habitações para zonas seguras, de preferência próximas ao local e que respeitem o ciclo hidrológico.
Presença urbana em áreas inundáveis	Preservação das áreas alegáveis por meio da criação de parques.
Desvalorização de áreas ribeirinhas	Introdução de ações de revegetação, parques, ciclovias e caminhos de caminhada ecológica.
Canalização parcial ou integral de rios	Procedimentos de abertura dos rios sempre que possível.
Despejo irregular de esgoto sanitário no rio	Implantação de rede de esgotamento adequada; avaliação de sistemas de interceptores.
Despejo de resíduo sólido nas ruas ou no rio	Melhoria no sistema de coleta de resíduos sólido; ações de educação ambiental e aproximação da população com a natureza.
Inundações	Atuação direta no zoneamento municipal.

Fonte: Adaptado de Veról *et al.* (2020)

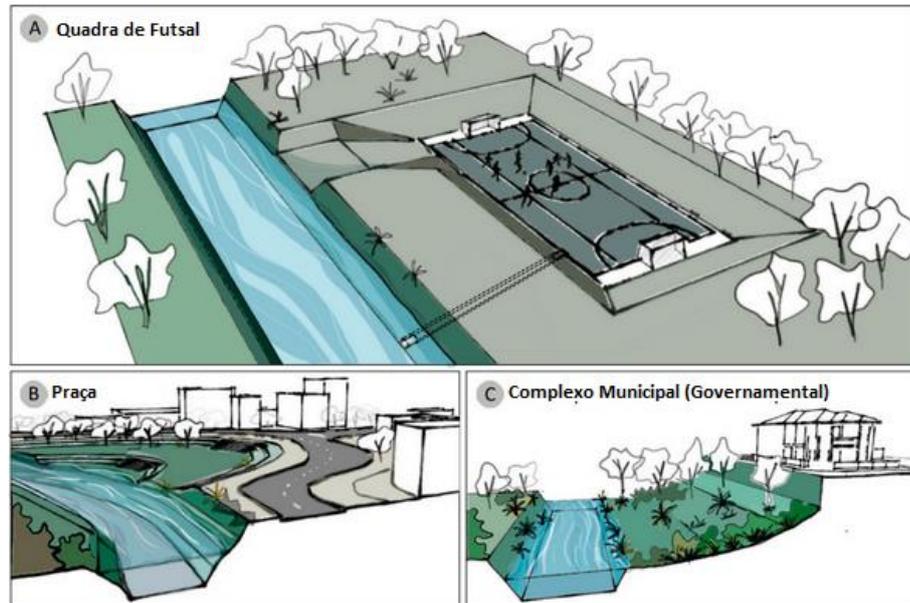
Através dos dados expostos, Veról *et al.* (2020) avaliou o projeto de restauração do Rio Dona Eugênia almejando a redução do risco hidráulico, a restauração das características morfológicas e hidrológicas dos corpos hídricos e a melhoria da qualidade da água. Para esta finalidade, foi avaliada a eficiência das técnicas compensatórias de parques de transição e fronteira (Figura 7), espaços públicos abertos, como campos de futebol e praças (Figura 8) e estruturas descentralizadas.

Figura 7 – Parque linear de transição e fronteira



Fonte: Adaptado de Veról *et al.* (2020)

Figura 8 – Espaços públicos abertos



Fonte: Adaptado de Veról *et al.* (2020)

Segundo Veról *et al.* (2020), os parques de transição e fronteira tem o papel de conectar áreas urbanas aos corpos d'água. Eles funcionam como uma barreira protetiva para garantir a qualidade da água dos rios e atuam como áreas inundáveis, protegendo a população ribeirinha dos efeitos das enchentes.

Os espaços públicos abertos, projetados conforme a Figura 8, são uma solução integradora de elementos arquitetônicos e soluções hidráulicas. A implementação de projetos como os tais auxilia na detenção e reservação das águas escoadas, bem como fomenta aspectos culturais e educacionais (VERÓL *et al.*, 2020).

Adicionalmente, Veról *et al.* (2020) propôs a remoção de habitações irregulares ao longo do rio, em vias de desobstruir a passagem do curso d'água. Não obstante, seria necessária a criação de zonas de inundação ao longo da bacia, protegendo assim os locais que apresentam desvantagem altimétrica e são frequentemente alagados. Por fim, foram consideradas ações descentralizadas de drenagem urbana sustentável, como a presença de telhados verdes, pavimentos permeáveis e micro reservatórios.

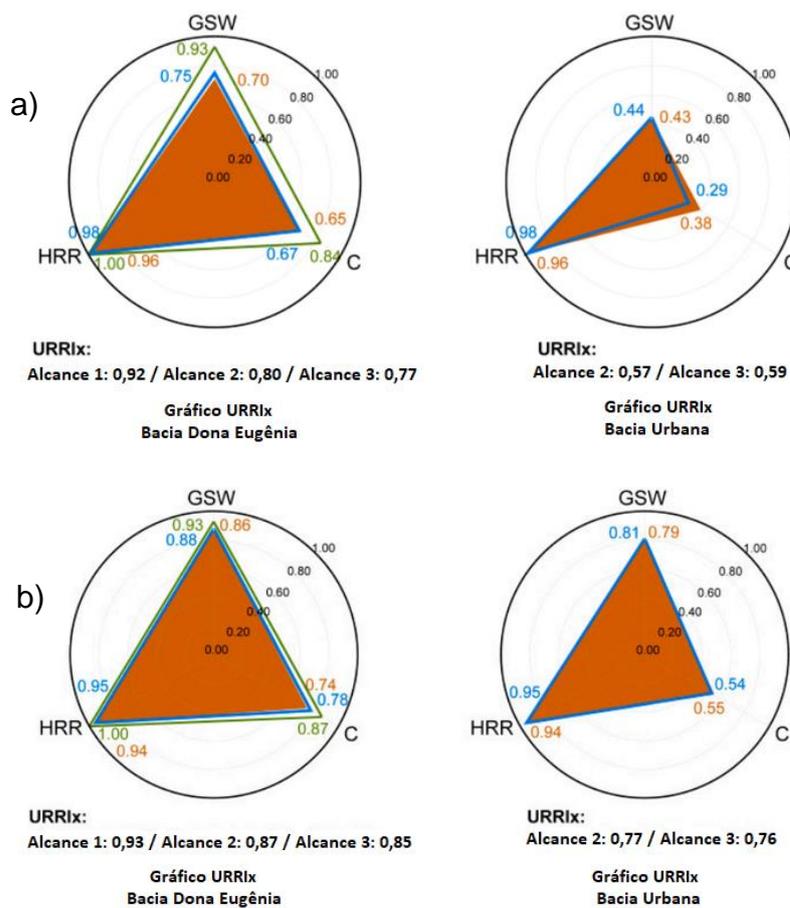
A modelagem dos resultados foi aplicada para três cenários distintos, onde o primeiro considerava o cenário atual (CS), o segundo avaliava ações de drenagem urbana convencional (Alt.UDD) e o terceiro visava os princípios de restauração de rios e o emprego das técnicas de drenagem urbana sustentável para a bacia

(Alt.RR+SUDS) considerando uma precipitação de tempo de retorno de 25 anos (VERÓL *et al.*, 2020).

As análises demonstraram que o cenário atual apresentou risco médio de inundação (FRI) para bacia urbana de 15,5% e de 30,4% para o centro da cidade. O modelo ALT.UDD, por sua vez, obteve valores de 0,7% e 0,4%, respectivamente, e o emprego do cenário Alt.RR+SUDS apresentou valores de 0,4% para áreas urbanas e 0,1% para o centro da cidade (VERÓL *et al.*, 2020).

Apesar da proximidade dos valores encontrada pelo modelo matemático FRI, sistemas do tipo Alt.UDD não foram capazes de restaurar o sistema fluvial natural da Bacia Dona Eugênia, de acordo com o modelo URRix. Ao passo que as técnicas Alt.RR+SUDS apresentaram-se adequadas para esta finalidade, conforme observado na Figura 9 (VERÓL *et al.*, 2020).

Figura 9 – Comparação do modelo URRix para Alt.UDD (a) e Alt.RR+SUDS (b)



Fonte: Adaptado de Veról *et al.* (2020)

Salienta-se que a abordagem multicriteriosa da drenagem urbana sustentável foi fundamental para que o cenário futuro com o uso das Alt.RR+SUDS se mostrasse mais eficiente que as demais. Ademais, o emprego das técnicas de cunho sustentável é capaz de imprimir benefícios às bacias hidrográficas e à população, em geral (VERÓL *et al*, 2020).

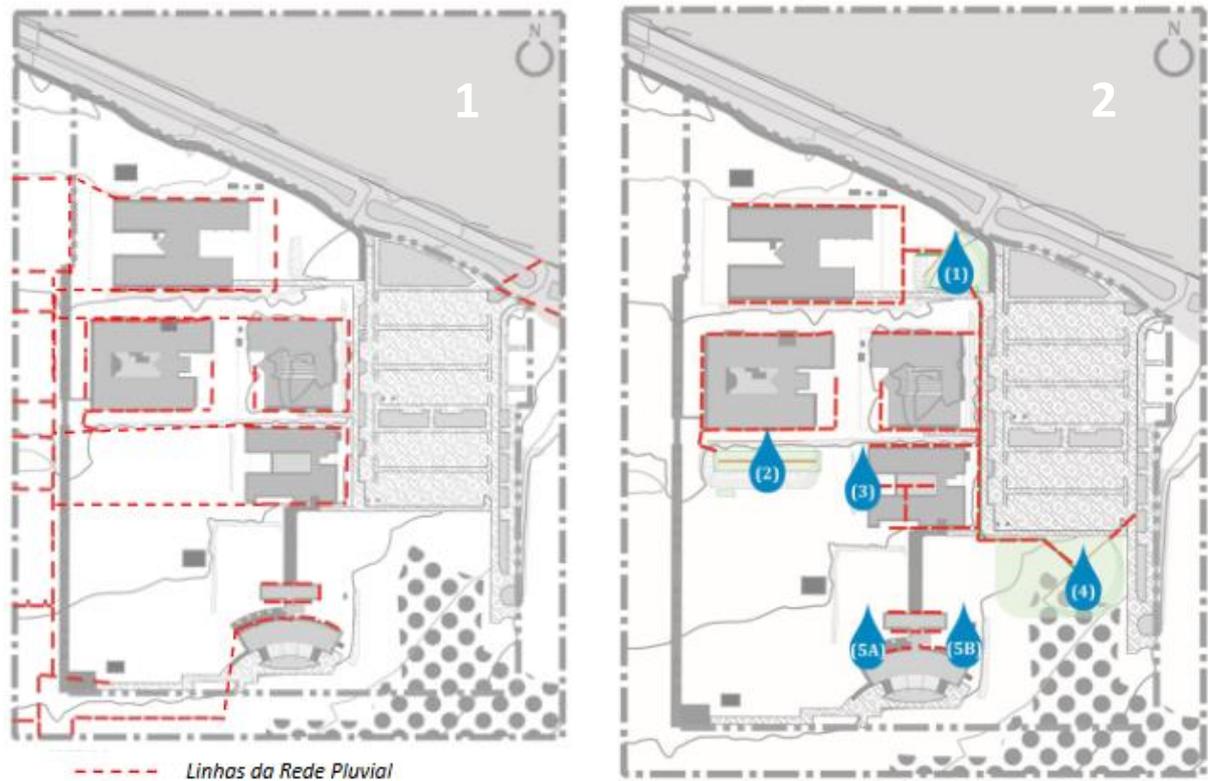
De acordo com Gonçalves *et al.* (2016), o campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), assim como a cidade de São Carlos (SP), foi acometido por um período de expansão clássica, desconsiderando a drenagem urbana sustentável. As ampliações de edifícios, vias e estacionamentos ocasionaram uma maior impermeabilização do solo, comprometendo a capacidade de infiltração da bacia hidrográfica em que a Universidade se insere.

A fim de controlar os efeitos adversos da impermeabilização do solo no campus, foram avaliados dois cenários distintos para a drenagem urbana local. O primeiro, chamado de Cenário 1, considerou a instalação de estruturas convencionais para controle de enchentes, como bocas de lobo e sarjetas. Por sua vez, o Cenário 2 priorizou a implantação de técnicas compensatórias em drenagem urbana, favorecendo a capacidade de infiltração ao longo dos 4,65 ha da microbacia norte da UFSCar (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Gonçalves *et al.* (2016) salienta que a avaliação dos aspectos ambientais preconiza a saúde pública e, por isso, devem ser incluídos na concepção dos projetos de drenagem urbana. A integração de aspectos hidrológicos e ambientais, segundo os autores, garante a permanência e a longevidade das condições naturais do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas, bem como melhoria da qualidade da água e dos aspectos arquitetônicos.

A escolha das técnicas compensatórias utilizadas visou resgatar as condições hidrológicas do período pré-urbanizado. Para isso, avaliaram-se não apenas os aspectos físicos, como topografia e nível do lençol freático, e urbanísticos, como espaço disponível para construção, mas também os aspectos hidrológicos: volume, vazão de pico, tempo de concentração, intensidade e controle da qualidade da água. Após o levantamento, obtiveram-se os chamados Cenários 1 e 2, conforme demonstra a Figuras 10 (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Figura 10 – Microbacia Norte da UFSCar com cenário convencional (1) e uso de TCs (2)



Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2016)

Considerando os critérios mencionados e as condições sanitárias e ambientais inerentes, a exemplo do risco de poluição do solo e da criação de bacias de água parada no local, os sistemas do esquema 2 da Figura 10 foram os seguintes: (1) e (4) plano de infiltração; (2) sistema filtro-vala-trincheira; (3) (5A) e (5B) poço de infiltração (GONÇALVES *et al.*, 2016).

De acordo com Moura (2005 apud Gonçalves *et al.*, 2016) os planos de infiltração devem ser utilizados em áreas rebaixadas, com profundidades e declividades não relevantes e que recebem águas de zonas impermeáveis. No referido estudo, sua função primária é armazenar temporariamente até 111,34 m³ até que haja infiltração no solo.

Os poços de infiltração são técnicas que necessitam de áreas mínimas para sua construção. Apesar disso, apresentam capacidade de auxiliar na redução do pico das vazões e aumentar a taxa de infiltração do solo, diminuindo o escoamento superficial. A água armazenada neste dispositivo será infiltrada no solo ou no lençol freático (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Enquanto isso, sistemas do tipo filtro-vala-trincheira (FVT) apresentam características lineares, isto é, com dimensões longitudinais acentuadas. Fato este

que permite sua aplicação ao lado de passeios, canteiros centrais, quadras esportivas ou jardins, por exemplo. Neste caso, a água recebida pela canaleta passa por um filtro de grama e é direcionada para uma trincheira que a dispõe em uma vala de infiltração. Eventuais extravasamentos serão encaminhados para a rede convencional já implantada no local (LUCAS, 2011 apud GONÇALVES *et al.*, 2016).

Assim, Gonçalves *et al.* (2016) realizou uma modelagem dos impactos dos Cenários 1 e 2 na drenagem urbana do campus. Os resultados dos procedimentos mencionados anteriormente no hidrograma da bacia demonstraram que o Cenário 2 reduziu em 41,93% da vazão de pico observada no Cenário 1. Outro ponto destacado pelos autores é que o armazenamento de 570,65 m³ de águas nas TC's diminuiu o escoamento superficial da microbacia em aproximadamente 43%.

No âmbito da contaminação por materiais finos, o Cenário 2 mostrou-se mais vantajoso em relação ao Cenário 1. Enquanto o primeiro cenário preconiza a retirada rápida de água e dispõe o volume escoado diretamente no corpo hídrico, o segundo cenário filtra naturalmente a água, impedindo que tais materiais cheguem a níveis subterrâneos. Não foram observados riscos sanitários em nenhum dos cenários avaliados (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Segundo Gonçalves *et al.* (2016), os aspectos urbanísticos das TC's utilizadas no Cenário 2 propiciam usos múltiplos a locais antes inutilizados, promovendo maior integração entre as edificações e os estudantes.

As mudanças causadas pela urbanização são inerentes ao crescimento populacional e ao progresso da sociedade. No entanto, priorizar o uso de técnicas de drenagem urbana que mantenham as condições pré-urbanizadas das bacias hidrográficas é fundamental para o desenvolvimento sustentável dos municípios, especialmente em áreas tecnológicas como as instituições de ensino. Nesse contexto, o manejo sustentável de águas urbanas se mostrou superior ao manejo cinza de águas ao reduzir significativamente as vazões de pico e os níveis de escoamento superficial da microbacia norte da UFSCar.

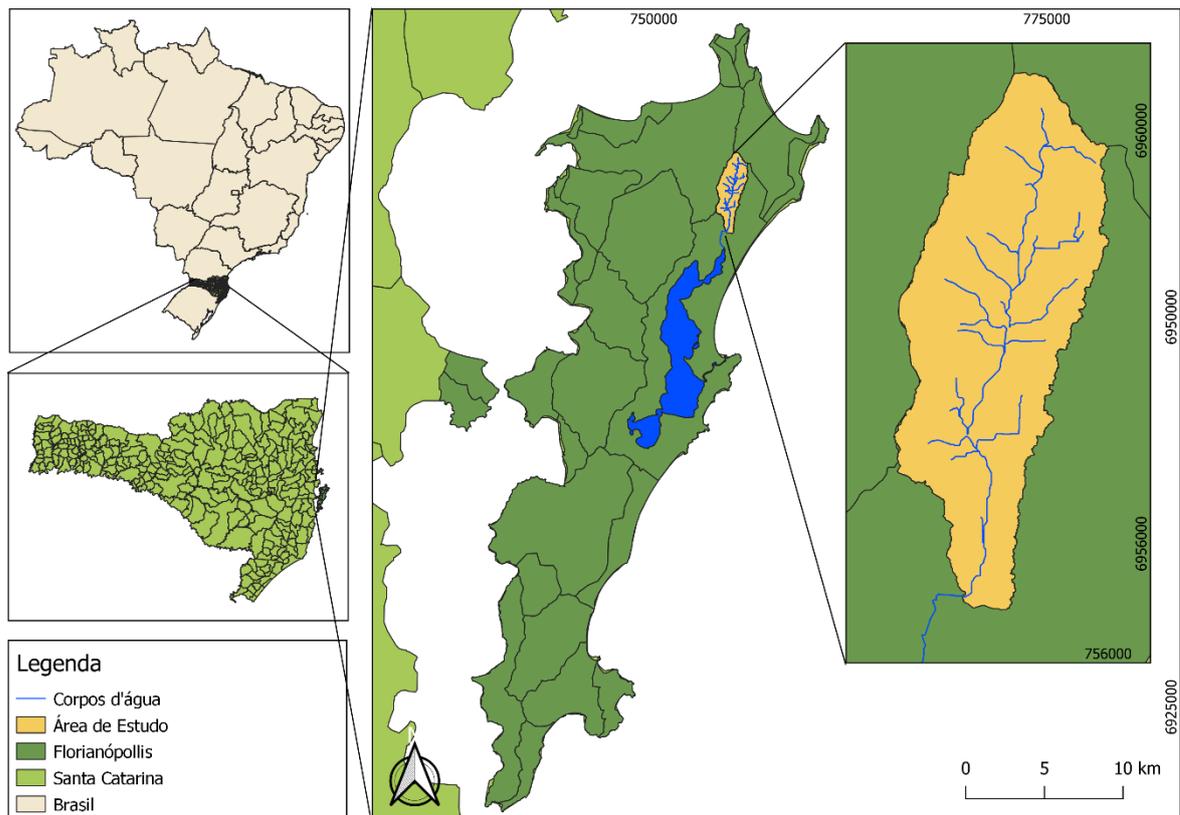
4 METODOLOGIA

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange 6,14 km² da sub-bacia hidrográfica do Rio João Gualberto, inserida na Bacia Hidrográfica da Lagoa da Conceição, em Florianópolis/SC. A Lagoa da Conceição é um corpo lagunar de alta complexidade ecológica, disposto paralelamente à costa no eixo norte-sul. Os 9,9 km² da sub-bacia do João Gualberto compõem a porção norte da bacia hidrográfica desta laguna, correspondendo a cerca de 13% de sua área total (KERN, 2019; MARASLIS, 2022).

A Figura 11 demonstra a área de estudo, localizada nas coordenadas 6955496 N, 754609 L, 22 J.

Figura 11 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor

Segundo Bier (2013) no contexto hidrológico, as sub-bacias do rio João Gualberto e do Rio Vermelho, componentes da porção norte da bacia da Lagoa da Conceição, são responsáveis por aproximadamente 24% da descarga recebida pela

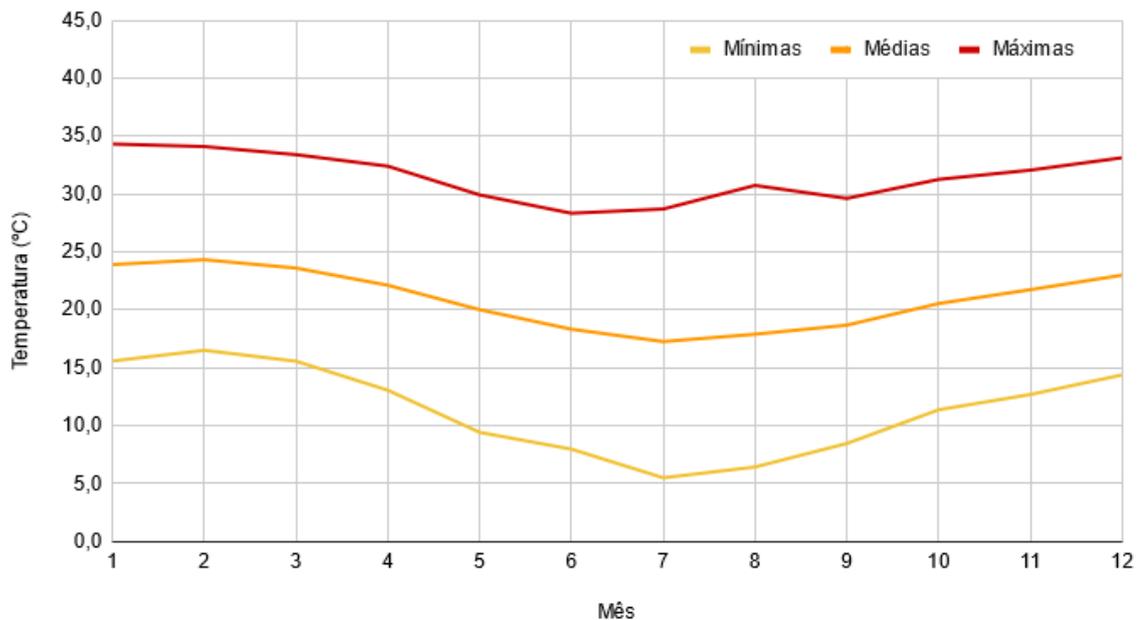
lagoa em eventos chuvosos. Além de que, dentre os 60 corpos hídricos que aportam água doce no corpo lagunar, o Rio João Gualberto Soares é o seu maior contribuinte.

4.1.1 Características climáticas

O clima subtropical predominante no Estado de Santa Catarina confere a esta região uma notável oscilação térmica, proporcionando temperaturas amenas durante o inverno e elevadas durante o verão. Apesar da região de estudo receber precipitações consideráveis ao longo do ano, a frequência e a intensidade desses fenômenos apresentam algumas flutuações (MARASLIS, 2022).

De acordo com a classificação de Köppen, ou Cfa, o município de Florianópolis encontra-se em uma zona de clima subtropical úmido, marcado pela amplitude térmica. A Figura 12 apresenta a média das temperaturas médias, máximas e mínimas mensais na capital catarinense durante os anos de 2001 a 2022, de acordo com os dados da Estação 1006: Florianópolis - Cetre/Epagri.

Figura 12 – Temperatura média, máxima e mínima de Florianópolis de 2001 a 2022



Fonte: Elaborado pelo autor

O estudo das temperaturas evidenciou a média de 24°C para os meses de verão e de 18°C para o período de inverno. Percebe-se também que o mês de julho

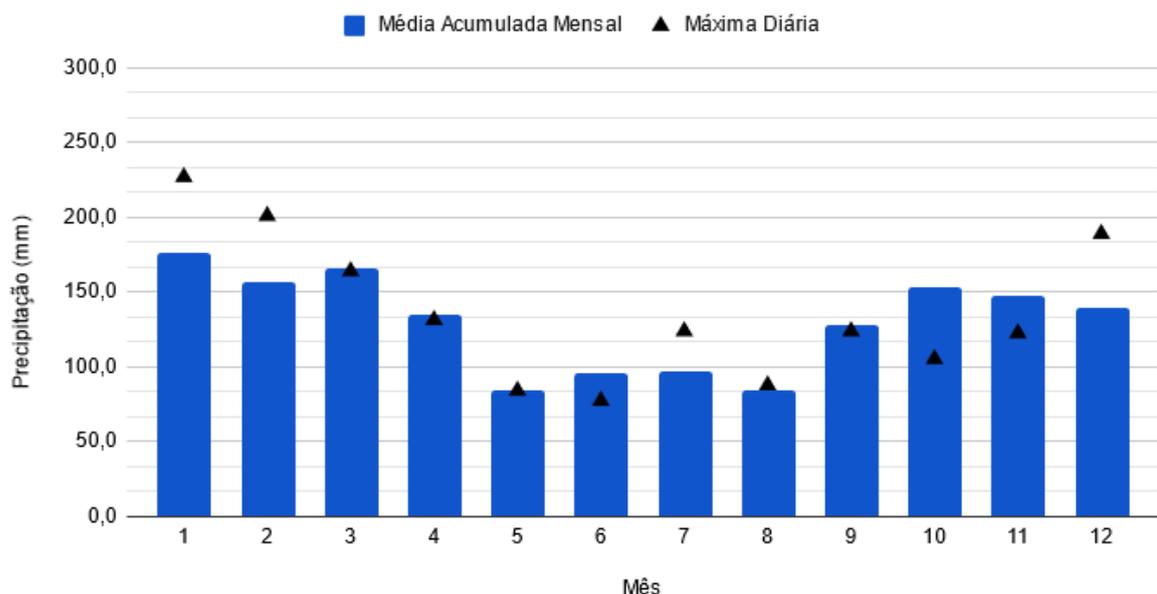
é o mais frio na capital catarinense, com média das temperaturas mínimas de 5,5°C. Enquanto isso, dentre os meses de calor o que mais se destaca é janeiro, com média das máximas de 34,3°C.

A temperatura média tem comportamento controlado ao longo do ano, conforme mostra a linha alaranjada da Figura 12, variando apenas 7,1°C. Todavia, a média da diferença dos valores máximos e mínimos mensais é de 20,1°C, o que demonstra a dilatada amplitude térmica presente do dia a dia do município.

Em se tratando das precipitações em Florianópolis, percebem-se variações sazonais onde usualmente o inverno é mais seco que as demais estações, recebendo valores inferiores a 100 mm de precipitação acumulados por mês. O mês de janeiro, por sua vez, registrou as maiores precipitações no período analisado, com valores médios acumulados de 176 mm.

A Figura 13 demonstra a precipitação média acumulada por mês e a máxima precipitação diária durante o período de maio de 2001 a abril de 2022, de acordo com os dados da Estação 1006: Florianópolis - Cetre/Epagri.

Figura 13 – Precipitação média acumulada e máxima precipitação diária em Florianópolis durante 2001 e 2022



Fonte: Elaborado pelo autor

A Figura 13 evidencia a tendência sazonal das precipitações, a exemplo do verificado na análise das temperaturas. Destarte, percebe-se que as maiores precipitações ocorrem nos meses mais quentes, ao passo que as menores médias

mensais se apresentam em meses mais frios. Os dados amostrados demonstram ainda que a precipitação média anual de Florianópolis é de pouco mais de 1500 mm, assim como afirma o levantamento de Limberger e Silva (2016).

Além disso, o comportamento das precipitações máximas diárias permite inferir que em seis, dos doze meses do ano, o valor da chuva acumulado em 24 horas excedeu a média mensal, especialmente para os meses de dezembro, janeiro e fevereiro onde a precipitação máxima diária ultrapassou em 30% o valor da média mensal.

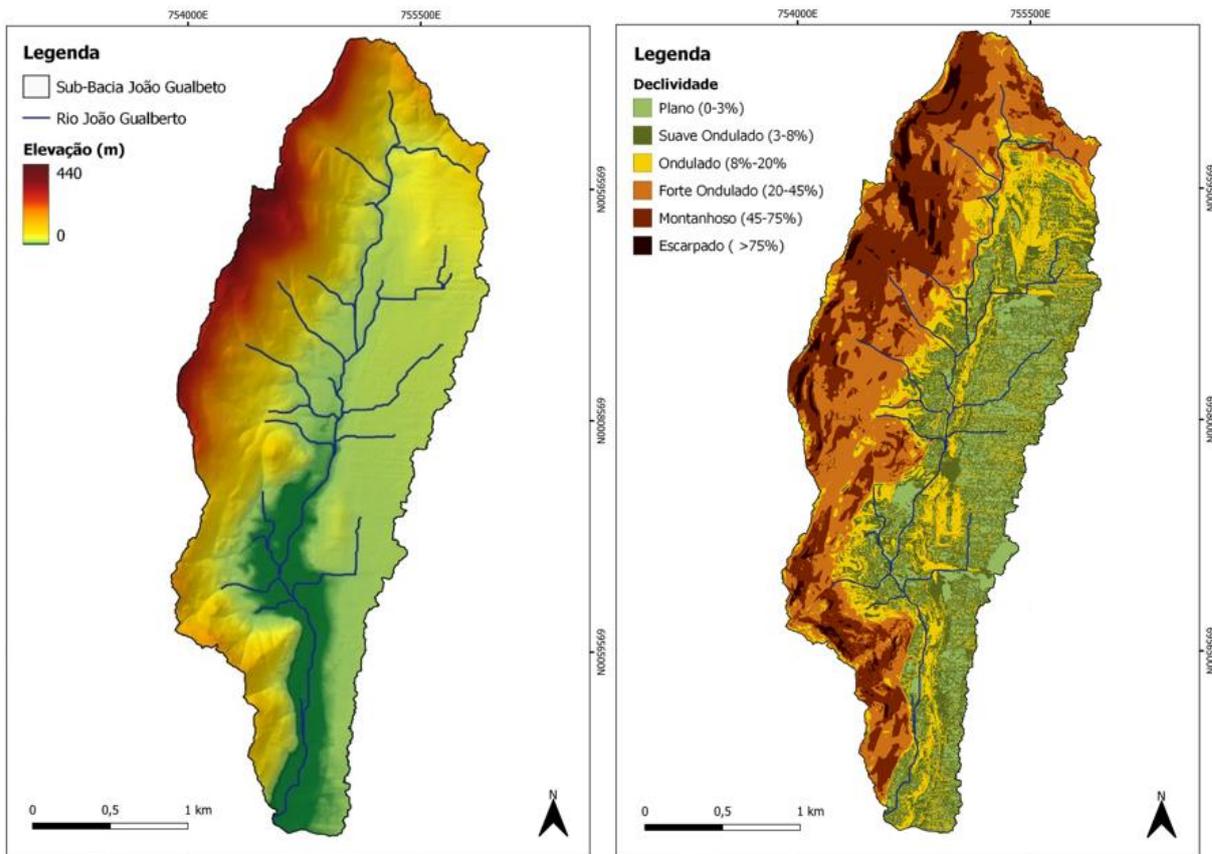
4.1.2 Características do terreno

Ao longo do recorte da sub-bacia hidrográfica do rio João Gualberto estudado neste trabalho predominam elevações de até 20 metros. No entanto, o extremo oeste da área de estudo, devido aos topos de morro, pode apresentar elevações de até 440 metros.

As citadas elevações menores que vinte metros compõem as zonas de planície distribuídas da porção centro-leste da área de estudo, marcadas pela presença de solo arenoso ou argiloso coberto por vegetação e presença antrópica consolidada. A oeste do polígono estudado encontram-se os maciços rochosos da Ilha de Santa Catarina, destacando-se o Morro do Bom Jesus, com 395 metros de altitude.

O estudo da altimetria e da declividade é fundamental para entender o comportamento de ecossistemas e da ocupação urbana em áreas de interesse. Por isso, demonstra-se na Figura 14 o mapa de elevação desenvolvido a partir do MDE de 5 metros obtido junto ao SIGSC e o mapa de declividade do terreno levantado com base nos dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), de 1979.

Figura 14 – Mapa da elevação e declividade da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor

Diretamente relacionada com a altimetria, a declividade da região demonstra que em quase 50% da área de interesse são percebidas formações suave ou fortemente onduladas, conforme a Figura 14 acima e a Tabela 1, a seguir. Enquanto isso, áreas de declividade menor que 3% situam-se no centro-sul da região, guiando o leito do Rio João Gualberto até o ponto de exutório da área de estudo.

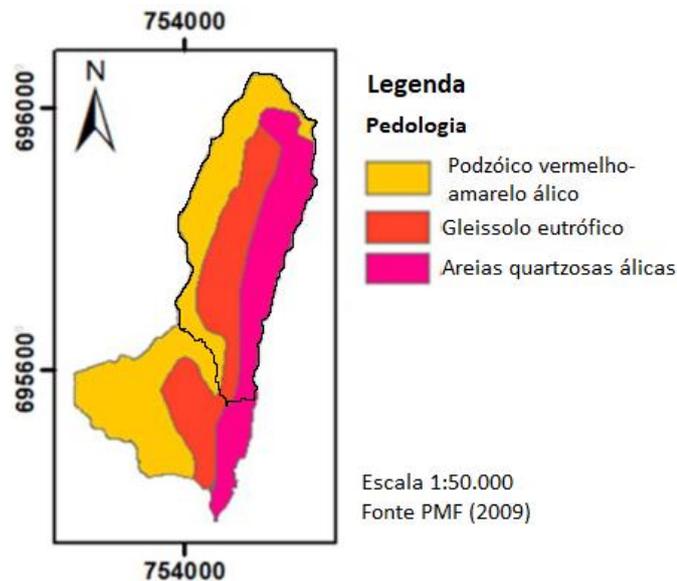
Tabela 1 – Área das classes de declividade na região de estudo

Tipo	Área (km ²)	Percentual	Tipo	Área (km ²)	Percentual
Plano	0,83	13,64 %	Forte Ondulado	1,47	24,08 %
Suave Ondulado	1,38	22,61 %	Montanhoso	1,15	18,88 %
Ondulado	1,13	18,43 %	Escarpado	0,14	2,36 %

Fonte: Elaborado pelo autor

A pedologia local, destacada na Figura 15, é marcada pela presença de areais quartzosas álicas, compostas de sedimentos síltico-argilosos e areias finas, nas regiões de baixa declividade, ao leste da área de estudo. Esse tipo de solo apresenta profundidades usualmente maiores do que dois metros, garantindo uma taxa de infiltração satisfatória. A porção oeste da sub-bacia apresenta solo podzólico vermelho-amarelo álico de característica argilosa, onde predominam as encostas. Os argisolos geralmente apresentam profundidades de 1,5 m, que aliadas às ondulações da zona oeste da área de estudo facilitam o escoamento superficial da água (MARASLIS, 2022; KERN, 2019).

Figura 15 – Pedologia na sub-bacia do João Gualberto e área de estudo



Fonte: Adaptado de Maraslis (2022)

A hidrogeologia da área de estudo é marcada pela presença de quatro diferentes aquíferos: Aquífero Ilha, Aquífero Conceição, Aquífero Rio Vermelho e Aquífero Ingleses. A oeste da região encontra-se uma porção do Aquífero Ilha, composto predominantemente de rochas bem fraturadas. A composição geológica faz com que exista dinâmica de infiltração nos topos de morros, já que a cobertura do solo e as declividades são reduzidas, e uma dinâmica de escoamento nas encostas frente as suas declividades (GUEDES JR, 1999 apud KERN, 2022).

Os outros três aquíferos dispõem-se nas áreas de relevo menos acidentado e apresentam características de alta permeabilidade típicas de lençóis sedimentares. O solo que recobre esses aquíferos é pouco espesso ou inexistente, permitindo

recargas ao longo da superfície e diretamente das precipitações, além da presença de diversos poços para abastecimento de água (GUEDES JR, 1999 apud KERN, 2022).

4.1.3 Uso e ocupação do solo

Segundo Luiz (2019), a demanda por moradias cresceu abruptamente em Florianópolis a partir dos anos 1990. A especulação imobiliária e as características físicas da capital catarinense fizeram com que muitos novos habitantes se estabelecessem em áreas de encostas ou às margens de rios. A ocupação urbana sem planejamento integrado afeta áreas de conservação, proteção e áreas de risco, além de causar prejuízos ao ecossistema e à qualidade de vida dos moradores.

Ao longo dos anos, a sub-bacia do rio João Gualberto foi acometida pela conversão dos espaços naturais em áreas urbanizadas. A Figura 16, de Maraslis (2022), demonstra os percentuais de uso e ocupação do solo de 2000 até 2020 na sub-bacia do JG.

Figura 16 – Evolução das classes de uso e ocupação do solo na sub-bacia do JG

Ano/Uso	Veg. densa		Veg. Rasteira		Urbano	
	%	km ²	%	km ²	%	km ²
2000	74%	7.38	19%	1.91	6%	0.63
2010	62%	6.16	25%	2.53	12%	1.21
2020	52%	5.20	27%	2.66	21%	2.04

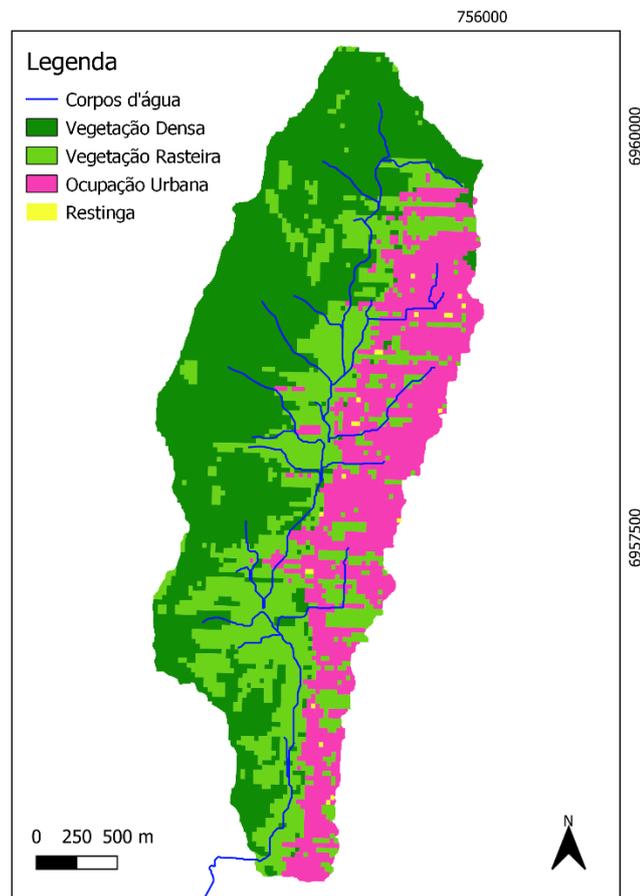
Fonte: Maraslis (2022)

A Figura 16 evidencia a evolução abrupta da ocupação urbana frente as formações vegetais de Floresta Ombrófila Densa, predominante na Ilha de Santa Catarina. Enquanto a porção densa de vegetação representava 74% da área da sub-bacia em 2000, as áreas urbanas cobriam somente 6% do solo. No entanto, em 2020, as áreas de vegetação densa deram lugar ao crescimento urbano de 15% em 20 anos e à conversão de áreas preservadas em vegetação rasteira.

A situação da área de estudo assemelha-se à totalidade da sub-bacia em que se insere. Por meio da Figura 17 percebe-se que a urbanização já acomete boa parte da zona Leste da região, antes marcada pela presença de vegetação rasteira e

restinga. As porções Oeste e Norte do recorte são aquelas onde há maior predominância de vegetação densa, típicas da Serra do Mar.

Figura 17 – Uso e ocupação do solo para a área de estudo

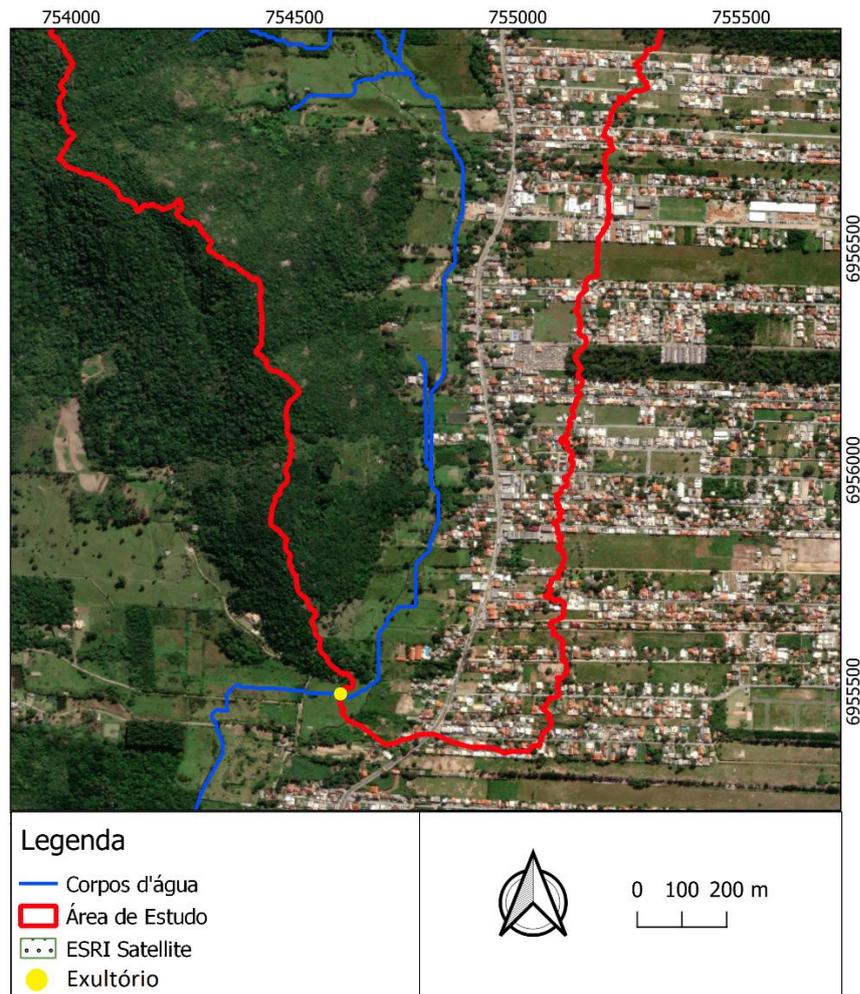


Fonte: Adaptado de Maraslis (2022)

Ademais, vale salientar que ao longo das margens do Rio João Gualberto e seus afluentes sobressaem-se as formações de vegetação rasteira. A conversão da vegetação densa em rasteira corrobora para o prejuízo da qualidade da água dos corpos hídricos, já que os expõe ao assoreamento, à deposição de resíduos sólidos e ao lançamento direto de efluentes líquidos, por exemplo (MARASLIS, 2022).

Mesmo assim, a predominância de áreas verdes no entorno do rio frente à ocupação urbana, especialmente nos últimos 1.500 m antes do exutório deste trabalho, proporciona um cenário positivo para a aplicação de técnicas de drenagem urbana offline, como os parques lineares e as bacias de retenção. A Figura 18 apresenta a ocupação do solo no recorte inferior da área de estudo, evidenciando a presença de áreas verdes ao longo do corpo hídrico.

Figura 18 – Áreas verdes na porção inferior da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor

Percebe-se também que a consolidação da ocupação urbana ao longo dos últimos 20 anos deu-se majoritariamente pela presença de residências unifamiliares de um ou dois pavimentos. Em 2010, a área de telhados da região de estudo compreendia mais de 436 mil m², sabendo que o crescimento das áreas urbanas na sub-bacia do rio João Gualberto foi de 75% entre 2010 e 2020 segundo Maraslis (2022), estima-se que a área de telhados da região de estudo no ano de 2020 extrapolaria os 763 mil m².

Segundo Liberalesso (2018), apesar das edificações representarem prejuízo direto na infiltração do solo, a utilização de seus telhados como medida de SUD pode promover redução ou retardo do escoamento superficial.

4.1.4 Diagnóstico de drenagem urbana

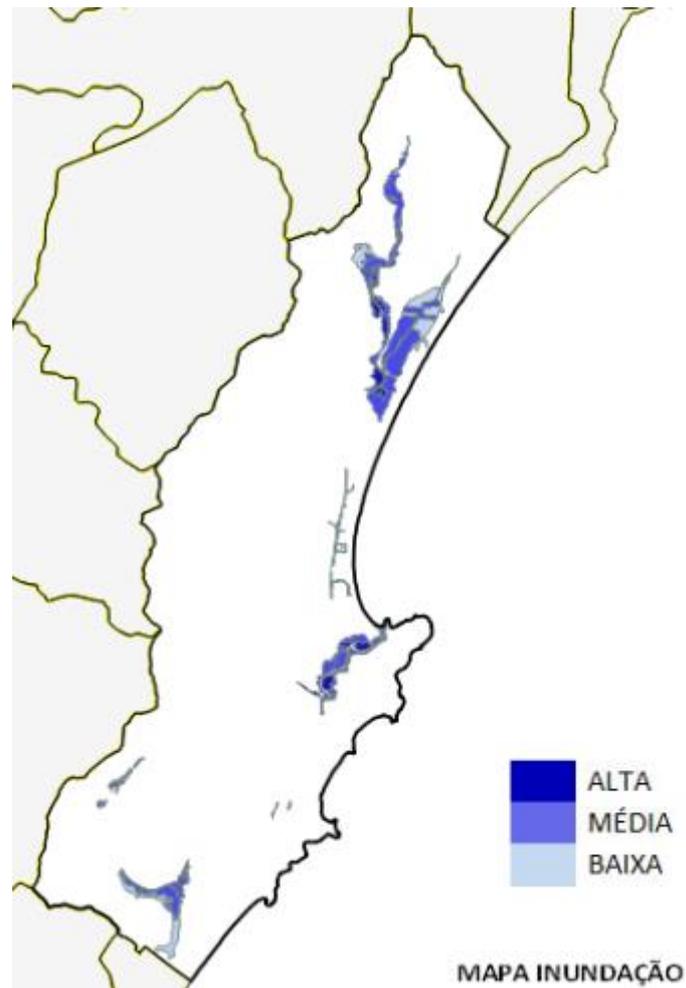
A área de estudo encontra-se nas dependências da Unidade Territorial de Análise e Planejamento (UTP) 5 – Bacia Lagoa da Conceição. Em Florianópolis, as UTPs são divisões criadas sob os limites das bacias hidrográficas incluídas no seu território municipal, visando o diagnóstico, análise e o planejamento de ações levando em conta a hidrologia local.

Segundo o Diagnóstico Participativo de Drenagem Urbana de Florianópolis - DREMAP (2019), a UTP 5 é caracterizada pela grande pressão imobiliária sob suas áreas de conservação, como o Parque Estadual do Rio Vermelho, o Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição e o Parque Municipal do Maciço da Costeira, por exemplo.

A microdrenagem é observada em todas as vias pavimentadas desta unidade, entretanto, nenhuma possui cadastro junto à prefeitura. A macrodrenagem é marcada pela presença de canais, como o Canal da Barra da Lagoa e o Canal da Avenida das Rendeiras, córregos e rios de seção natural (DREMAP, 2019).

O diagnóstico técnico do documento evidenciou a presença de dez pontos de alagamentos, dos quais três encontram-se na porção da sub-bacia do Rio João Gualberto Soares. O diagnóstico participativo, por sua vez, identificou 46 pontos de alagamento ao longo da UTP Bacia Lagoa da Conceição, destes, um total de 25 nas dependências do bairro São João do Rio Vermelho, onde se insere a área de estudo. O mapa de inundações da UTP 5 é apresentado na Figura 19, abaixo:

Figura 19 – Mapa de inundação da UTP Bacia Lagoa da Conceição



Fonte: DREMAP (2019)

Grande parte dos problemas diagnosticados acontecem a cada chuva intensa, por conta de subdimensionamento e precariedade da rede de microdrenagem, construções irregulares, entupimentos e falta de educação ambiental. Dentre as complicações enfrentadas por populares durante os alagamentos destacam-se: prejuízos na mobilidade, risco de veiculação de doenças, presença de odores desagradáveis e perdas materiais (DREMAP, 2019).

4.1.5 Qualidade da água do rio João Gualberto

Utilizando os dados do monitoramento da qualidade da água do Rio João Gualberto Soares, realizado pelo LaHiMar (ENS UFSC), foi construída uma tabela síntese da qualidade da água do Rio João Gualberto para um ponto de montante e um de jusante, no exutório da área de estudo. A Tabela 2 expõe medidas

estatísticas e o percentual de atendimento da Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios Classe 2 nos pontos de análises à montante (M) e jusante (J).

Tabela 2 – Qualidade da água do Rio João Gualberto

Parâmetro	Ponto	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Atendimento CONAMA n° 357/2005 Classe 2
pH	M	6,81	6,83	5,27	8,28	0,97	84,26 %
	J	5,96	6,66	4,97	7,20	0,62	84,26 %
OD (mg/L)	M	8,55	8,40	7,20	10,80	1,03	100,00 %
	J	8,35	8,70	6,38	10,80	1,19	100,00 %
Temp (°C)	M	19,30	19,60	15,60	22,90	2,68	(-)
	J	23,28	24,70	18,20	27,30	3,24	(-)
TDS (ppm)	M	41,20	52,20	0,00	57,80	23,47	(-)
	J	94,36	105,00	0,13	123,00	33,04	(-)
N-NH ₃ (mg/L)	M	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	100,00 %
	J	0,05	0,03	0,01	0,28	0,07	100,00 %
N-NO ₃ (mg/L)	M	0,23	0,22	0,00	0,39	0,10	100,00 %
	J	10,76	10,24	2,71	16,19	4,01	38,46 %
N-NO ₂ (mg/L)	M	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	100,00 %
	J	0,09	0,09	0,01	0,19	0,06	100,00 %
Clorofila-a (ug/L)	M	3,11	0,59	0,00	25,94	7,02	100,00 %
	J	6,24	6,93	0,00	11,88	4,07	100,00 %
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	M	36,25	20,00	< 1,00	196,80	50,74	100,00 %
	J	2149,60	2419,60	< 1,00	2419,60	712,32	7,69 %
DQO (mg/L)	M	6,49	0,00	0,00	32,67	11,21	(-)
	J	13,58	12,40	0,00	41,09	11,10	(-)
DBO (mg/L)	M	0,14	0,00	0,00	1,50	0,43	100,00 %
	J	0,63	0,00	0,00	4,40	1,36	100,00 %
Fósforo Total (mg/L)	M	0,02	0,00	0,00	0,18	0,05	92,31 %
	J	0,07	0,05	0,00	0,16	0,06	53,85 %

Fonte: Laboratório de Hidráulica Marítima ENS – UFSC

Legenda: Células preenchidas com (-) significam que o parâmetro não é abordado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para rios de Classe 2

A análise dos valores obtidos junto ao LaHiMar evidenciou que, dentre os parâmetros compreendidos pela CONAMA 357, 28 dos 115 dados de jusante encontraram-se fora dos limites estabelecidos pela referida Resolução. Os parâmetros que registraram irregularidades nesse ponto foram: coliformes termotolerantes (12 de 13 amostras analisadas), nitrato (8 de 13 amostras analisadas), fósforo total (6 de 13 amostras analisadas) e pH (2 de 13) amostras analisadas.

Desses, destaca-se negativamente o parâmetro de coliformes termotolerantes, que apresenta somente 7,86% de atendimento a CONAMA 357 para rios de Classe 2 no ponto de jusante. A comparação dos pontos de M e J demonstra também uma acidificação no pH e os valores exacerbados de nitrogênio na forma de nitrato no exutório da área de estudo indicam a presença de poluição antiga (VON SPERLING, 2005), significando que a contaminação da água ocorre ao longo do curso dos rios componentes da sub-bacia. Considerando os pontos à montante com características lânticas, os valores medidos de fósforo à jusante também se apresentam acima do esperado para rios de água naturais não poluídas, sem influência de urbanização.

Os valores de temperatura e OD são inversamente proporcionais. Assim, à medida que se percebe o aumento da temperatura no ponto à jusante, nota-se a diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido na água. Os valores de temperatura reduzidos à montante se devem à dificuldade de acesso e à presença de mata fechada no local, ao passo que o aumento da temperatura e a redução de OD ao longo do curso do rio estão relacionados com o aumento da matéria orgânica.

Os valores de DQO e DBO apresentam maior relação nos pontos de jusante, evidenciando o prejuízo da qualidade da água no exutório da área de estudo. Apesar de atender o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, as maiores concentrações de clorofila-a encontram-se nos pontos de jusante.

4.2 LEVANTAMENTO DE TÉCNICAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL

O levantamento das técnicas de drenagem urbana sustentável foi realizado por meio da revisão bibliográfica de livros, teses, dissertações, artigos publicados em periódicos ou apresentados em congressos, monografias, sites, planos e

relatórios de organizações governamentais e não governamentais relacionados ao tema.

A busca por esses trabalhos baseou-se na credibilidade de ferramentas de pesquisa como o Google Scholar, Scielo, Science Direct e o Repositório Institucional da UFSC. As palavras-chave que originaram a pesquisa foram segregadas por tipo de técnica e são apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Esquematização do levantamento das técnicas de SUD

Técnica de SUD	Palavras-chave
Regulação do uso e ocupação do solo	Medidas não estruturais, regulamentação, urbanização, zoneamento
Sistemas de previsão e alerta de inundações	Previsão, inundação, sistema, alagamento
Educação ambiental	Educação ambiental, mitigação, eventos extremos
Telhados verdes	Telhados verdes, retenção, urbanização
Captação de água pluvial	Captação de águas pluviais, manejo de águas, telhados
Pavimentos permeáveis	Pavimentos permeáveis, infiltração, controle
Parques lineares	Parque linear, planejamento, drenagem urbana
Trincheiras de infiltração	Trincheiras de infiltração, escoamento superficial, sistemas sustentáveis
Poços de infiltração	Poços de infiltração, controle na fonte, infiltração
Bacias de detenção/retenção	Bacias de retenção, bacias de detenção, controle de enchente, cheias
Wetlands contruídos	Wetlands construídos, zona de raízes, drenagem urbana sustentável

Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise do conteúdo foi feita através de leitura exploratória em uma abordagem qualitativa cujos resultados são descritos neste trabalho.

4.3 AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ESTRUTURAIS DE SUD

Para avaliar a aplicabilidade das técnicas estruturais de SUD à área de estudo foi desenvolvida uma matriz qualitativa multicritério, por meio da qual as técnicas de manejo sustentável de águas pluviais abordadas neste documento foram

examinadas. Os critérios escolhidos foram divididos em físicos e econômicos, conforme demonstra o Quadro 4.

Quadro 4 – Critérios de avaliação das técnicas de SUD

Natureza	Critérios
Físicos	Demanda área de solo livre
	Demanda condição estrutural das residências
	Depende da altura do lençol freático
	Depende da declividade do solo
	Realiza recarga do lençol freático
	Pode melhorar a qualidade da água
	Aplicável em espaços públicos ou privados
Econômicos	Custo de implantação
	Custo de manutenção

Fonte: Elaborado pelo autor.

O critério mais determinante para avaliação das técnicas de SUD foi a dependência da profundidade do lençol freático, dada a presença de aquíferos pouco protegidos por uma camada de solo na Ilha de Santa Catarina e, especialmente, na região de estudo. A presença de lençóis freáticos próximos à superfície do solo afeta diretamente a eficiência de algumas estruturas de manejo sustentável de águas pluviais e pode aumentar as preocupações ambientais quanto à qualidade da água dos aquíferos.

Estudos recentes de SUD, principalmente na região da Califórnia, determinam que a altura do lençol freático pode não causar impactos relevantes na eficiência das técnicas de SUD aplicadas a esses locais. Os problemas de contaminação das águas subterrâneas podem ser resolvidos pelo uso de adsorventes, por exemplo, e as técnicas como poços de infiltração podem funcionar mesmo com o nível do lençol freático atingindo seu interior.

Os critérios relacionados aos custos de implantação e manutenção foram avaliados de acordo com os sobrecustos apresentados pelas técnicas sustentáveis

de drenagem urbana frente a estruturas de manejo convencional de águas pluviais. Para esta finalidade, utilizaram-se três métricas, os custos baixos, quando a medida de SUD apresenta sobrecusto entre 0 e 20% em relação a técnicas cinza, médios, quando o sobrecusto varia de 21 a 50%, e altos, quando este ultrapassa os 51%.

4.4 PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE UMA BACIA DE DETENÇÃO

A partir da avaliação das técnicas de SUD propostas, objetivou-se pré-dimensionar uma estrutura capaz de controlar as altas vazões de pico e promover a revitalização da sub-bacia do rio João Gualberto. Para esta finalidade, escolheu-se pré-dimensionar uma bacia de detenção.

4.4.1 Escolha do período de retorno

O período de retorno escolhido para o dimensionamento da bacia de detenção baseou-se no manual da DAEE/CETESB (1980), que estabelece tempos de retorno (T) associados ao tipo de ocupação das bacias hidrográficas para micro e macrodrenagem, e nos estudos de Baptista *et al.* (2011), que sugere tempos de retorno com base na finalidade das estruturas de SUD.

4.4.2 Tempo de concentração

O tempo de concentração (t_c) pode ser entendido como o tempo decorrido para que toda a bacia hidrográfica contribua para o escoamento superficial no exutório (PINTO *et al.*, 1975 apud FRANCO, 2004). Visto que, na maioria dos estudos de drenagem urbana a determinação do t_c em campo é inexistente, uma série de métodos foram desenvolvidos com o intuito de estima-lo, como a fórmula de Kirpich, por exemplo.

Essa fórmula é uma fórmula empírica desenvolvida em 1940 através do estudo de sete pequenas bacias rurais dos Estados Unidos (PORTO *et al.*, 2000). Sua vasta aplicação no Brasil permitiu inferir que sua utilização não fica restrita a bacias rurais, comportando-se de maneira satisfatória em diversas bacias no território brasileiro (ARAÚJO *et al.*, 2011).

Por conta da confiabilidade deste modelo e pela sua baixa complexidade, o tempo de concentração foi determinado através da Equação 1, de Kirpich.

$$t_c = 0,0195 * L^{0,77} / S^{-0,385} \quad (1)$$

Onde: t_c = tempo de concentração (min);

L = distância máxima percorrida pela água (m);

S = declividade média do talvegue (m/m);

A distância máxima percorrida pela água, 5.510,0 m, foi obtida por meio da ferramenta 'Medir', do software QGIS, ao passo que a declividade média do rio João Gualberto, 0,014 m/m, foi alcançada através do complemento 'Profile tool', manuseado no mesmo software. As duas ações utilizaram como base o *shape* de hidrografia da Agência Nacional de Águas de resolução 1:100000.

4.4.3 Hidrograma unitário

Como não existem dados de vazão do rio João Gualberto para o tempo de retorno adotado, o hidrograma unitário foi estabelecido com base no método do Hidrograma Sintético Unitário do *Soil Conservation Service* (SCS), uma alternativa de hidrograma unitário empírico.

Primeiramente, precisa-se determinar o tempo de duração da chuva unitária (t_{du}), o tempo de ascensão do hidrograma (t_a) e a vazão da descarga de pico (Q_p), por meio das Equações 2, 3 e 4, respectivamente.

$$t_{du} = 0,133 * t_c \quad (2)$$

$$t_a = 4 * t_{du} \quad (3)$$

$$Q_p = 2,87 * C_p * P_{ef} * \frac{A}{t_a/60} \quad (4)$$

Onde: t_{du} = tempo de duração da chuva unitária (min);

t_c = tempo de concentração (min);

t_a = tempo de ascensão (min);

t_a = tempo de ascensão (h), para Equação 4;

Q_p = vazão da descarga de pico (m^3/s);

C_p = coeficiente que relaciona o tempo de ascensão e o tempo de base no hidrograma triangular sintético do SCS, igual a 0,75;

P_{ef} = precipitação efetiva, definida pelo método como 1 cm;

A = área de bacia (km^2);

A partir dos valores obtidos pela aplicação das equações acima, constrói-se uma tabela relacionando-os com os dados do hidrograma unitário sintético do método SCS, apresentados na Figura 20. Posteriormente, são corrigidos os valores encontrados nas primeiras interações através das considerações do volume da bacia.

Figura 20 – HU adimensional do SCS

t/t_p	Q/Q_p	t/t_p	Q/Q_p	t/t_p	Q/Q_p
0	0	1	0,97	2,2	0,32
0,1	0,015	1,1	1	2,4	0,24
0,2	0,075	1,2	0,989	2,6	0,18
0,3	0,16	1,3	0,92	2,8	0,13
0,4	0,28	1,4	0,84	3	0,098
0,5	0,43	1,5	0,75	3,5	0,075
0,6	0,6	1,6	0,66	4	0,036
0,7	0,77	1,8	0,56	4,5	0,018
0,8	0,89	2	0,42	5	0

Fonte: Tucci (2004)

4.4.4 Chuva de projeto

A chuva de projeto busca representar simplificadamente o comportamento da intensidade da precipitação ao longo do tempo, servindo de base para determinar a chuva efetiva, isto é, a parcela da precipitação que se transforma em escoamento superficial (CUNHA *et al.*, 2015).

Para obter a chuva de projeto foi utilizado o método dos blocos alternados, que propõe a decomposição dos totais de precipitação em intervalos discretos com base em sua duração total.

O tempo de duração da precipitação (t_d) foi estimado como o primeiro múltiplo superior do tempo de duração do hidrograma unitário (t_{du}) em relação ao tempo de concentração (t_c). Dessa forma, o número de blocos (N) foi calculado de acordo com a Equação 5.

$$N = t_d / t_{du} \quad (5)$$

Onde: N = número de blocos;

t_{du} = tempo de duração do hidrograma unitário (min);

t_d = tempo de duração da precipitação (min);

A intensidade média da chuva, por sua vez, foi calculada utilizando as equações Intensidade-Duração e Frequência (IDF) de Pompêo (2003) para o município de Florianópolis. As Equações 6 e 7 variam de acordo com o tempo de duração da chuva, que pode ser igualado ao tempo de concentração da bacia hidrográfica (RIGHETTO, 1998).

$$i = 145 * T^{0,25} / (t_d - 1,18)^{0,34} , \text{ para } t \leq 60 \text{ minutos.} \quad (6)$$

$$i = 597 * T^{0,32} / (t_d - 3)^{0,73} , \text{ para } t > 60 \text{ minutos.} \quad (7)$$

Onde: i = intensidade da chuva (mm/h);

T = tempo de retorno (anos);

t_d = tempo de duração da precipitação (min);

Calculando as intensidades por meio das equações acima, verifica-se o total de precipitação por meio da sua multiplicação com os tempos decorridos. Finalmente, a chuva de projeto é obtida quando os incrementos de cada precipitação são convertidos em altura de chuva e os blocos resultantes são organizados em uma sequência específica onde o bloco de maior magnitude é posicionado no centro da duração da chuva, os demais blocos dispostos alternadamente em ordem decrescente, à direita e à esquerda do bloco central (TUCCI, 1995 apud ABREU *et al.*, 2017).

4.4.5 Chuva efetiva

Partindo dos dados obtidos na chuva de projeto, utiliza-se o método SCS para determinar a chuva efetiva. Este método aplica o valor do coeficiente de deflúvio (CN), inferido a partir das características pedológicas e de uso e ocupação do solo (CUNHA, et al., 2015).

O coeficiente de deflúvio foi calculado, então, a partir do mapa de uso e ocupação do solo adaptado de Maraslis (2022) e do mapa pedológico do mesmo autor, adaptado da Prefeitura Municipal de Florianópolis (2009). Dentre os tipos de solo presentes na área de estudo, caracterizou-se como do grupo hidrológico C o solo Podzóico Vermelho-Amarelo álico, grupo D o Gleysolo Eutrófico e grupo B as Areais Quartzoses álicas.

Sendo assim, obteve-se matriz apresentada no Quadro 5 para cálculo do CN.

Quadro 5 – Produtos para obtenção do CN

Classe de Uso do Solo	Grupo Hidrológico do Solo	Área (km ²)	CN (Tucci, 2004)
Floresta com boa cobertura	B	0,11	55
Floresta com boa cobertura	C	0,78	70
Floresta com boa cobertura	D	2,30	77
Terrenos baldios em boas condições	B	0,13	61
Terrenos baldios em boas condições	C	1,08	74
Terrenos baldios em boas condições	D	0,45	80
Zonas residenciais	B	1,07	85
Zonas residenciais	C	0,01	90
Zonas residenciais	D	0,21	92

Fonte: Elaborado pelo autor.

Conhecendo o valor do coeficiente de deflúvio é aplicada na Equação 8, a fim de determinar a infiltração potencial máxima (S).

$$S = (25400/CN) - 254 \quad (8)$$

Onde: S = infiltração potencial máxima do SCS (mm);

CN = coeficiente de deflúvio.

A seguir, analisa-se a ocorrência de escoamento superficial através da Equação 9. Assim, existirá escoamento superficial quando a relação acima obtiver valores positivos, resultando na chuva efetiva.

$$P_{ef} = (P - 0,2 * S)^2 / (P + 0,8 * S) \quad (9)$$

Onde: P_{ef} = precipitação efetiva (mm);

P = precipitação (mm);

S = infiltração potencial máxima do SCS (mm).

4.4.6 Hidrograma de projeto

O hidrograma de projeto será importante para determinação da vazão máxima no exutório da bacia. Sua obtenção parte do princípio da convolução de hidrogramas (FILHO e COSTA, 2007), neste caso, do hidrograma unitário do SCS sobre a chuva efetiva.

A fim de alcançar o objetivo do presente tópico, foi realizada a convolução tomando como base os parâmetros utilizados nas etapas anteriores.

4.4.7 Vazão admissível

A vazão admissível (Q_{adm}) do rio João Gualberto foi obtida através de aplicação da Equação 10, de Manning.

$$Q_{adm} = Ay * Rh^{\frac{2}{3}} * S^{\frac{1}{2}} / n \quad (10)$$

Onde: Q_{adm} = vazão admissível no canal (m^3/s)

Ay = área molhada da seção (m^2);

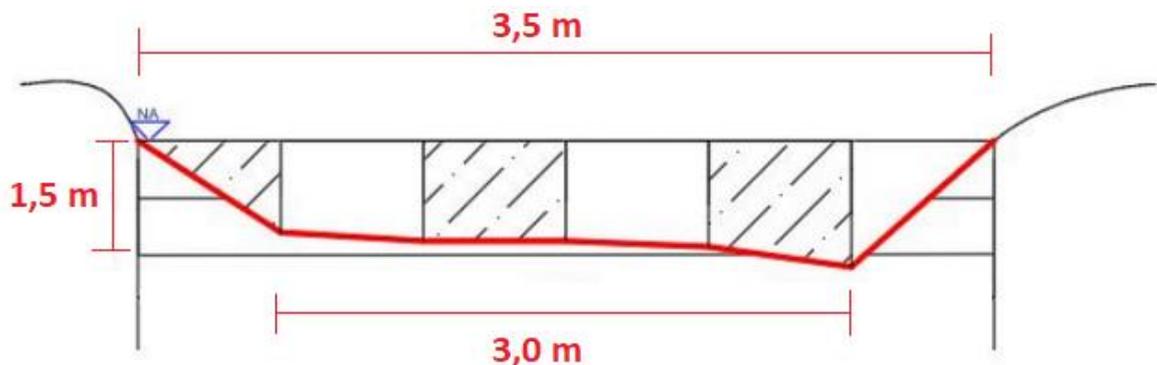
Rh = raio hidráulico (m);

S = declividade (m/m);

N = coeficiente de rugosidade de Manning.

Para aplicação da equação acima, entende-se que o raio hidráulico (R_h) é a razão entre a área molhada e o perímetro molhado. A declividade média do rio João Gualberto, de 0,014 m/m, foi alcançada através do complemento 'Profile tool', manuseado no QGIS. A seção considerada do rio João Gualberto foi obtida junto ao LaHiMar e é apresentada na Figura 21, na qual a profundidade média do canal (h) é de 1,5 m, a largura da base (B) é 3,0 m e a largura superior (b) é 3,5 m.

Figura 21 – Seção do Rio João Gualberto



Fonte: Laboratório de Hidráulica Marítima ENS – UFSC

Através da seção acima calcula-se a área molhada (A_y) por meio de relações geométricas e o raio hidráulico (R_h) através da relação A_y/P , sendo P o perímetro molhado.

Por fim, o coeficiente de Manning foi adotado de acordo com as condições do canal, conforme demonstra Porto (2006) para rios e arroios limpos, retilíneos, uniformes, de águas baixas e declividade fraca. A declividade do rio JG tem valor de 0,014 m/m.

4.4.8 Volume de detenção

Através do valor obtido para vazão admissível do rio João Gualberto, analisa-se o hidrograma de projeto a fim de encontrar as vazões que a excedem. As vazões excedentes serão transformadas em volumes (m^3), levando em consideração os passos de tempo utilizados nas etapas anteriores.

4.4.9 Reservatório de retenção

Com base no que foi demonstrado até aqui, adotou-se um reservatório de retenção in-line de seção trapezoidal e área superficial de 40.515,0 m² no local apresentado pela Figura 36, cujo dispositivo de saída é um conduto retangular.

A fim de prever usos multifuncionais à bacia, foi adotada uma bacia com o trecho do rio em seu interior, assim como áreas destinadas a atividades de lazer, esportes e áreas verdes. A composição urbanística do projeto auxilia na valorização da presença de água nos espaços urbanos, contribuindo para a apropriação das bacias de retenção pela comunidade (BAPTSITA *et al.*, 2011).

4.4.10 Dispositivo de saída

Conforme comentado anteriormente, o dispositivo de saída da bacia é um conduto retangular, já que se prevê a construção de um *wetland* construído à jusante, as dimensões do conduto de saída são 3,5 m por 0,7 m. O escoamento por condutos é calculado por meio da Equação 12, sabendo que o coeficiente de escoamento (m) foi adotado como 0,6, seguindo as recomendações apresentadas pelo Department of Water and Swan River Trust (2007).

$$Q_s = m * A_o * \sqrt{2 * g * h_1} \quad (12)$$

Onde: Q_s = vazão de saída (m³/s);

m = coeficiente de escoamento, adotado em 0,6;

A_o = área de orifício (m²);

g = aceleração de gravidade (m/s²);

h_1 = altura acima do eixo do conduto (m).

O tempo de esvaziamento do reservatório, isto é, o tempo que a bacia de retenção levará para esvaziar suas áreas inundadas no caso de uma chuva de tempo de retorno de 50 anos, utilizou-se da integração numérica do método dos trapézios para reservatórios de geometria qualquer, assumindo área do reservatório

constante e igual à altura da lâmina d'água, conforme demonstra a Equação 13, simplificada por Bonnacarrère, 2017.

$$t = \frac{2 \cdot A_r}{m \cdot A_o \cdot \sqrt{2 \cdot g}} * (\sqrt{h_1} - \sqrt{h_2}) \quad (13)$$

Onde: t = tempo de esvaziamento (s);

A_r = área superficial do reservatório (m²);

A_o = área de orifício (m²);

m = coeficiente de escoamento, adotado em 0,6;

g = aceleração de gravidade (m/s²);

h_1 = altura da lâmina d'água (m);

h_2 = altura do orifício (m).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 LEVANTAMENTO DE TÉCNICAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL

As técnicas sustentáveis de manejo de águas pluviais são alternativas multidisciplinares que visam a neutralização dos efeitos da urbanização sobre os processos hidrológicos em bacias hidrográficas. A concepção dessas técnicas prevê a integração do projeto urbanístico à gestão das águas pluviais, estimulando a valorização de soluções que abarquem tanto o âmbito urbanístico quanto o ambiental (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Dessa maneira, a abordagem integrada das TCs faz com que a gestão do risco de inundações seja parte de uma metodologia de análise global, mas que visa agir pontualmente de acordo com as especificidades de cada localidade. Destacam-se entre as metodologias de classificação das técnicas sustentáveis as medidas estruturais e as não estruturais.

A seguir, serão apresentadas algumas técnicas compensatórias não estruturais e estruturais, demonstrando seus princípios básicos, benefícios e aplicações.

5.1.1 Técnicas não estruturais

5.1.1.1 *Regulação do uso e ocupação do solo*

A regulamentação do uso do solo é uma medida não estrutural essencial para o controle das inundações em áreas urbanizadas. A execução integrada dessa medida auxilia diretamente na diminuição do escoamento superficial e na redução de poluentes presentes nas águas de drenagem, uma vez que protege regiões de infiltração e reduz o escoamento superficial.

Dentre as medidas de regulamentação e planejamento urbano encontra-se a delimitação de áreas de uso específico do solo, que se baseia no mapeamento climático, topográfico e geográfico de um determinado município para estabelecer um conjunto de normas para a ocupação urbana. Para o manejo de águas urbanas, o zoneamento desempenha um papel crucial ao identificar áreas com potencial de

alagamento, minimizando danos materiais e humanos causados por inundações (FILHO et al., 2000).

Visando alcançar resultados satisfatórios no controle da poluição e dos riscos, o zoneamento das áreas de risco deve ser realizado por um conjunto de profissionais habilitados, população civil e autoridades locais. Se necessários, estudos de desapropriação devem ser realizados com cautela, assim como devem ser controlados os empreendimentos nessas áreas. Além disso, é impreterível a proibição do loteamento das zonas de risco previamente mapeadas (ALVES, 2005).

A preservação das áreas propensas a inundação geralmente ocorre de acordo com os quatro modelos convencionais de gestão citados por Barth (1997). O primeiro modelo inclui a aquisição das áreas sujeitas a inundação pelo poder público, contudo, esta medida demanda alto investimento e somente se mostra eficaz se o uso da região estiver em consonância com os desejos da comunidade, evitando ocupações irregulares e gerando apoio social. Entretanto, outras opções podem ser escolhidas, como incentivos fiscais ou o encorajamento aos empreendedores em destinar voluntariamente parcelas de seu terreno ao controle de inundações. Ainda, pode-se restringir e regulamentar a ocupação dessas áreas por meio dos planos diretores, bem como implementar planos de fiscalização do uso dessas áreas (BARTH, 1997 apud ALVES, 2005).

Os planos diretores tem o objetivo de promover o crescimento sustentável das cidades por meio de diretrizes, metas e políticas de gestão integrada. Além de contemplar o mapeamento das zonas em perigo de inundação, os planos diretores apresentam as taxas máximas para impermeabilização do solo, o percentual permitido de área construída por localidade e outros aspectos pertinentes para gerir drenagem urbana.

No geral, medidas não estruturais em drenagem urbana demandam menos capital para sua implementação do que as medidas estruturais. Agora, se mantidas as restrições de uso e ocupação do solo em áreas alagáveis os benefícios excedem o campo econômico, apresentando melhorias na conservação da biodiversidade e da qualidade urbanística da região.

Com o intuito de manter as restrições do zoneamento, preservar o meio ambiente, e dar suporte ao meio natural, o Plano Diretor de Florianópolis (2014), aborda o manejo de águas pluviais por meio do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico, instrumento da Política de Saneamento Básico do município.

A versão preliminar do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Florianópolis (2021) enfatizou a elaboração do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas, cujo prazo estende-se até o ano de 2025. Além disso, o documento propõe a avaliação das informações obtidas por meio do DREMAP (2019) e a execução de um cronograma de obras corretivas para os pontos de melhoria pontuados no diagnóstico. A elaboração de um manual de drenagem e manejo de águas pluviais também deve ser realizada pela PMF, a ação visa orientar, padronizar e analisar projetos de micro e macrodrenagem.

5.1.1.2 *Sistemas de previsão e alerta de inundações*

Assim como a regulação do uso e ocupação do solo, os sistemas de previsão e alerta são medidas não estruturais de drenagem urbana sustentável. Segundo Poseiro *et al.* (2014), os sistemas de previsão e alerta se inserem no contexto de preparação e resposta da gestão de riscos e desastres, englobando a análise das áreas de risco, o monitoramento e previsão de eventos naturais extremos, comunicando-os ao público e auxiliando o poder público na tomada de decisão.

Essa medida desenvolve-se por meio de estudos e testes que identificam, simulam e aplicam as condições ambientais em diferentes cenários, obtendo as respostas do meio frente um evento específico. Para isso, o titular do serviço de previsão e alerta deve utilizar dados em tempo real e prever atualizações constantes ao seu modelo, assim como elaborar um índice de perigo associado aos eventos de chuva, objetivando embasar a tomada de decisão frente ao possível impacto dos desastres. (FAVA *et al.*, 2013).

Por conta da estreita relação da urbanização com a influência e intensidade das inundações, os sistemas de previsão e alerta tornam-se, cada vez mais, indispensáveis para a redução dos seus efeitos aversos. De acordo com Ferreira *et al.* (2019), as perdas ocasionadas pelas enxurradas, enchentes e inundações não se restringem apenas às perdas econômicas, mas também às perdas humanas e aos efeitos secundários relacionados com a queda da qualidade de vida regional.

Como forma de minimizar os efeitos mencionados, os sistemas de previsão e alerta emitem, usualmente, boletins hidrometeorológicos ou alertas de acordo com critérios pré-definidos nos planos de contingência. Os boletins são elaborados por

meio da previsão do tempo, clima ou dados hidrológicos a fim de antecipar a ocorrência de ameaças e podem emitir um aviso, um sinal de atenção ou uma observação à população em risco. Os alertas configuram um dispositivo de comunicação direta com a defesa civil uma vez que existam riscos e perigos iminentes ou previsíveis.

Além de reduzir o tempo de resposta e auxiliar no controle dos eventos extremos, Ferreira *et al.* (2019) cita que a inclusão da fase de planejamento e análise de forma computacional tem potencial de reduzir os custos operacionais das ações de controle, viabilizando sua implementação.

5.1.1.3 *Educação ambiental*

O crescimento urbano sem planejamento integrado fez com que os ecossistemas naturais fossem descaracterizados ao longo dos anos (GARCIAS; AFONSO, 2013). A alta taxa de ocupação do solo e o despejo direto de poluentes nos corpos hídricos caracterizam o abandono da visão sustentável do desenvolvimento, ocasionando perda da atratividade dos sistemas naturais.

De acordo com Carvalho e Herrera (2017), a ação do ser humano é um reflexo do seu conhecimento e cultura. Nesse sentido, a educação ambiental surge como instrumento para que o homem perceba as limitações e as potencialidades do ambiente que o cerca, desenvolvendo nele a conscientização, a sensibilidade e a compreensão ambiental.

Segundo a Política Nacional de Educação Ambiental (BRASIL, 1999), a educação ambiental é definida como:

[...] os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem os valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade (BRASIL, 1999).

As ações sistemáticas de educação ambiental devem esclarecer as interações entre os componentes do meio ambiente e a qualidade de vida da população, levando-a a perceber que o equilíbrio ambiental ocasiona a redução dos riscos de inundações, dos índices de perdas materiais e da redução da veiculação de doenças (ABREU *et al.*, 2016).

Por isso, as condicionantes antrópicas da ocupação urbana, especialmente a impermeabilização do solo, o acúmulo de lixo e as ligações irregulares de esgoto, devem ser amplamente abordadas nas ações de educação ambiental, demonstrando seus efeitos nocivos ao ecossistema natural e reforçando ações de mitigação. No entanto, o fomento das práticas sustentáveis, a exemplo da captação de água pluvial, também deve ser pauta frequente nas áreas de risco (ABREU *et al.*, 2016).

Gouveia *et al.* (2023) acredita que é fundamental que os educadores ambientais estejam preparados para trabalhar com populações de áreas vulneráveis. Sua abordagem deve demonstrar os atrativos do desenvolvimento controlado para a reversão do risco e para a revitalização de onde a população se insere, construindo competências sustentáveis na tomada de decisão da população.

5.1.2 Técnicas estruturais

5.1.2.1 Telhados verdes

Segundo Baptista *et al.* (2011), uma das maneiras de minimizar os efeitos da impermeabilização causada pela construção civil é o armazenamento temporário das águas pluviais em telhados planos ou de declividade inferior a 5%, amortecendo o pico de vazão recebido pela rede pluvial ou por um exutório próximo.

Os telhados verdes convertem áreas de cobertura em espaços multifuncionais, onde parte da água capturada evapora e parte é absorvida pelas plantas, reduzindo os coeficientes de escoamento e os níveis de poluição das águas precipitadas. Eles podem ser concebidos de diferentes maneiras, dependendo do uso previsto e da vegetação escolhida, sendo usualmente classificados como extensivos e intensivos (TASSI *et al.*, 2014).

Quando a camada de solo é mais fina, variando de 5 a 15 cm, e as plantas são de porte baixo, os telhados verdes são chamados de extensivos. Esse modelo demonstra maior capacidade de resistir a eventos climáticos extremos, exige menos manutenção e impõe menores cargas sob as estruturas. No entanto, dificilmente são acessíveis. Os telhados intensivos, por sua vez, apresentam uma estrutura de solo de até 90 cm, proporcionando a utilização de uma maior variedade de plantas e a

criação de espaços acessíveis como as áreas de lazer, por exemplo. Todavia, sua aplicação pode ser restringida pelos efeitos estruturais ou pela necessidade de sistemas de irrigação (TASSI *et al.*, 2014).

A Figura 22 apresenta exemplos da aplicação de telhados verdes extensivos (a) e intensivos (b).

Figura 22 – Aplicação de telhados verdes extensivos (a) e intensivos (b)



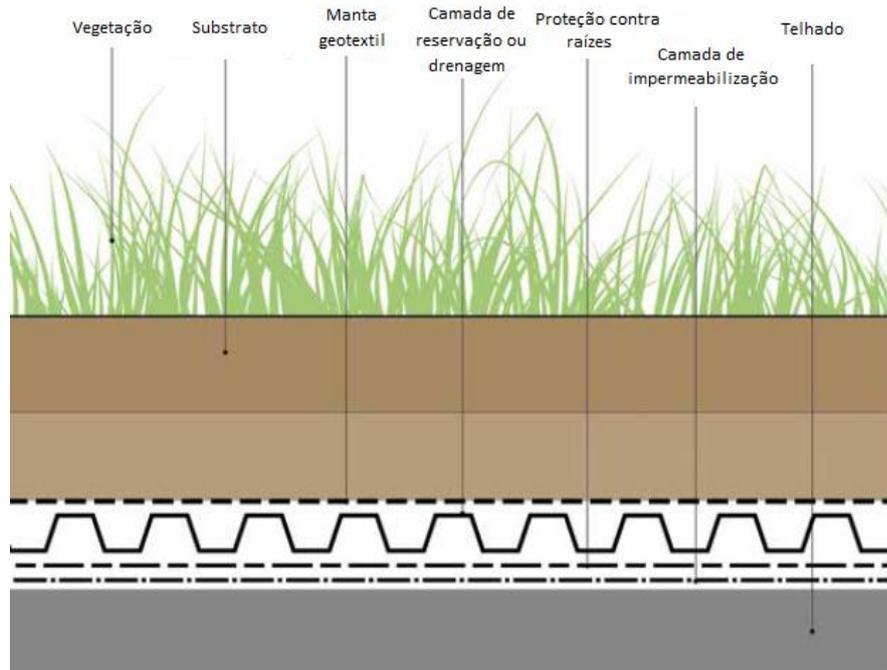
Fonte: Adaptado de Woods-Ballard *et al.* (2015)

Wu (2023) afirma que, com relação aos atrasos do início e do pico do escoamento, os telhados verdes apresentam-se benéficos e sua capacidade de armazenamento pode variar de acordo com fatores internos e externos. Dentre os fatores internos encontram-se as características das camadas componentes do sistema, ao passo que os fatores externos englobam a inclinação do fundo, umidade do substrato e taxa de evaporação.

Baptista *et al.* (2011) comenta que a composição dos telhados verdes deve possuir, no mínimo, camadas de impermeabilização e regularização, sendo que a necessidade de reforço estrutural deve ser estudada previamente ao projeto. Woods-Ballard *et al.* (2015) descreve que a inclusão de uma camada drenante ou

reservatória entre a camada de solo e impermeabilização pode impactar ainda mais no controle das vazões e, por isso, é amplamente utilizado. O corte esquemático da estrutura de uma cobertura verde com camada drenante é exposto pela Figura 23, abaixo.

Figura 23 – Seção típica de uma cobertura verde



Fonte: Adaptado de Woods-Ballard *et al.* (2015)

Para Baptista *et al.* (2011), o projeto e dimensionamento dos telhados verdes parte da escolha do risco hidrológico, recomendado pela norma ABNT NBR 10844 como 5 anos de tempo de retorno (coberturas e/ou terraços) e precipitação de 5 minutos de duração, típicos para instalações prediais de água pluvial. Posteriormente, deve-se avaliar o número de decidas, determinado de maneira equivalente ao número de decidas dos telhados clássicos, e a vazão de saída, calculada a partir das restrições do exutório da edificação ou dos dispositivos de infiltração no solo, se for o caso.

Ainda é necessário avaliar a altura da água a armazenar, buscando assegurar a vazão de descarga – determinada previamente por meio do método das chuvas, dos volumes, ou de Puls – e avaliar a compatibilidade da resistência mecânica da obra. Por fim, os dispositivos de saída devem ser dimensionados de

acordo com as fórmulas clássicas de hidráulica apresentadas na ABNT NBR 10844 (BAPTISTA *et al.*, 2011).

De acordo com Wu (2023) a retenção das águas pluviais infiltradas nos telhados verdes pode chegar aos 100% em eventos de chuva de até 4,57 mm e aos 82% para eventos de aproximadamente 30 mm em Florianópolis.

A implantação desta técnica de SUD não representa aumento considerável do custo em relação ao emprego das coberturas clássicas em edificações, sendo este relacionado diretamente com a escolha do substrato e da vegetação componente do telhado. Por outro lado, o projeto torna-se mais custoso nos casos em que o reforço estrutural se faz necessário.

5.1.2.2 *Captação de água pluvial*

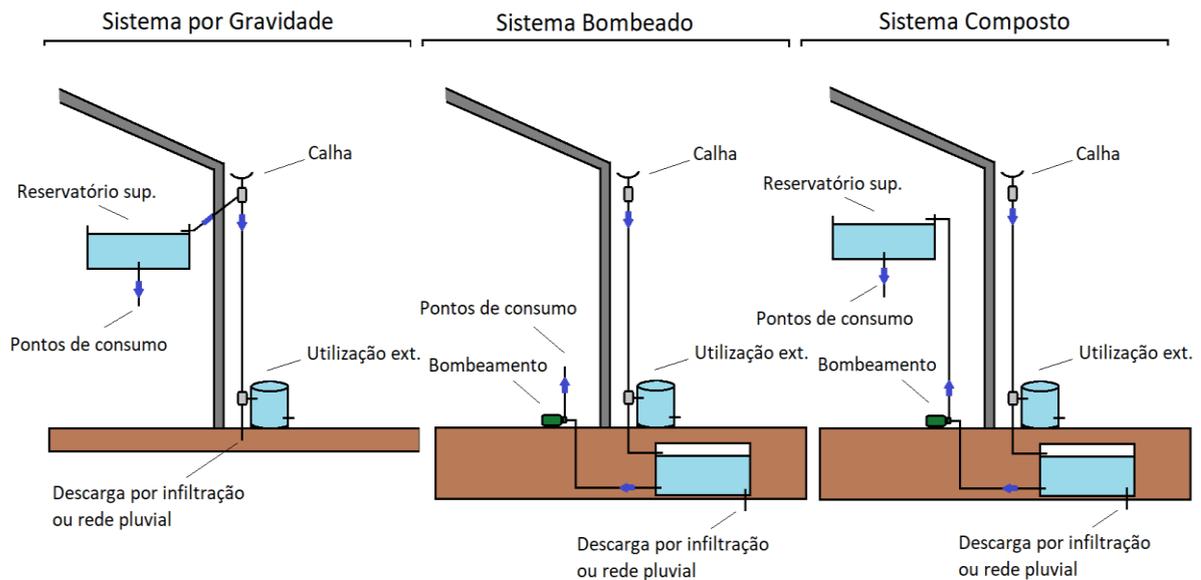
O uso de sistemas de captação de água pluvial vem sendo cada vez mais empregado no Brasil, muito disso deve-se ao incentivo, recomendação ou obrigatoriedade nas legislações municipais. Além do controle de escoamento superficial, essa medida tem potencial de reduzir o consumo de água das concessionárias, já que as águas pluviais captadas podem ser utilizadas para fins não potáveis, como a rega de jardins e o uso em bacias sanitárias, por exemplo (BAPTISTA *et al.*, 2011).

A instalação dos sistemas de captação de água pluvial não se restringe apenas aos telhados, podendo ser percebida em qualquer superfície com grau elevado de impermeabilidade, desde que existam estruturas adequadas de armazenamento e tratamento da água captada. As estruturas de armazenamento funcionam como amortecimento dos picos de vazão e podem ser tanques pré-fabricados ou estruturas de alvenaria construídas por demanda (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Usualmente, esses sistemas apresentam-se de três maneiras: sistemas por gravidade, sistemas bombeados e sistemas compostos, como demonstra a Figura 24. Os sistemas por gravidade possuem reservatórios localizados nas cotas mais altas da edificação, para onde a água captada é levada, após o tratamento, a água abastece os pontos de consumo via gravidade. Em sistemas bombeados, a água captada segue por gravidade a um reservatório inferior onde é tratada e armazenada, posteriormente, por meio de bombas a água é transferida diretamente

para uso nos pontos de consumo. A água captada nos sistemas compostos é tratada e armazenada no reservatório inferior, que a bombeia para o enchimento de um reservatório superior, de onde a água abastece os pontos de consumo por gravidade (WOOD-BALLARD *et al.*, 2015).

Figura 24 – Esquema dos modelos de captação pluvial



Fonte: Elaborado pelo autor

Conforme Baptista *et al.* (2011), a determinação do volume de armazenamento do reservatório está diretamente relacionada aos fatores hidrológicos da região, à extensão da área de contribuição superficial e aos usos pretendidos para a água coletada, conforme as diretrizes estabelecidas pela ABNT NBR 15527. A liberação da água dos reservatórios pode ser realizada através da percolação no solo ou por meio da descarga na rede pluvial. Em situações envolvendo sistemas de drenagem urbana com o objetivo de controlar a vazão, a opção preferencial é a infiltração para descarte.

A construção dos sistemas de captação pluvial não é complexa, porém, precisam ser garantidos os dispositivos de descarte e os requisitos de suporte estrutural da edificação (WOOD-BALLARD *et al.*, 2015).

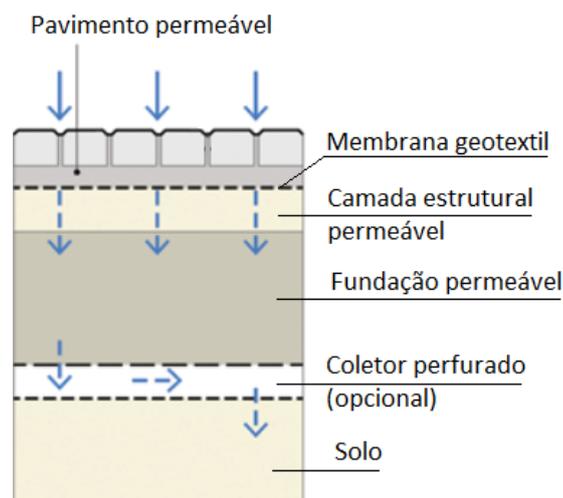
A instalação e a operação de sistemas de captação de água pluvial em residências geralmente associam-se a baixos custos financeiros, principalmente por conta dos benefícios de longo prazo na economia de água potável e na redução do impacto ambiental. O estudo de Gishi e Schondermark (2013) demonstrou que o

payback desses sistemas é de 1,5 a 10 anos em Florianópolis, dependendo do tamanho do reservatório e do aproveitamento da água captada. No entanto, a aplicação dos sistemas em edifícios comerciais ou industriais pode envolver investimentos mais significativos, dependendo da área superficial e do volume a ser armazenado.

5.1.2.3 Pavimentos permeáveis

Os pavimentos permeáveis são dispositivos de infiltração que proporcionam uma superfície adequada para o tráfego de pedestres e veículos, ao mesmo tempo em que permitem a fluidez do escoamento superficial nos espaços livres de sua estrutura. A água é temporariamente armazenada sob a superfície superior antes de ser utilizada, infiltrar-se no solo ou ser liberada de forma controlada na rede de drenagem ou rio, como mostra a Figura 25. Usualmente, a aplicação desta ferramenta de SUD dá-se em superfícies com declividades máximas de 20%, mas existem técnicas construtivas para sua instalação em áreas de maiores declives (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

Figura 25 – Corte esquemático típico de pavimentos permeáveis



Fonte: Adaptado de Woods-Ballard *et al.* (2015)

De acordo com Baptista *et al.* (2011), as áreas destinadas a estacionamentos e rodovias podem representar até 30% da área total das bacias de drenagem. Por isso, a aplicação de pavimentos permeáveis mostra-se importante no

controle do pico e volume de escoamento superficial gerado nos ambientes urbanos, além de promover melhoria na qualidade das águas que nele infiltram.

Além disso, a instalação de pavimentos porosos contribui para o aumento da segurança nas rodovias, já que reduz a formação de poças e, conseqüentemente, a aquaplanagem. Existem ainda vantagens econômicas associadas à redução da implantação de sistemas convencionais de drenagem urbana e melhoria nas taxas de recarga dos lençóis freáticos (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Normalmente, os pavimentos permeáveis se dividem em três grupos, os pavimentos de asfalto poroso, os de concreto poroso e os de bloco de concreto vazado. Os pavimentos de asfalto e de concreto poroso possuem estrutura superficial similar à de pavimentos convencionais, mas não levam areia fina na mistura de agregados, o que ocasiona a criação de espaços vazios em seu interior, permitindo a infiltração da água. Os blocos de concreto vazado possuem espaços ociosos ao longo de sua seção transversal, os quais podem ser preenchidos com material granular ou vegetação, permitindo a infiltração da água (URBONAS E STAHR, 1993).

Segundo Araújo *et al.* (2000), os coeficientes de escoamento superficial podem ser reduzidos em até 190 vezes com o uso de pavimentos permeáveis, conforme expõe a Figura 26, a seguir.

Figura 26 – Coeficientes de escoamento de diferentes pavimentos

	Solo Compactado	Concreto	Bloco de Concreto	Paralelepípedo	Concreto Poroso	Blocos Vazados
Coeficiente de escoamento	0,66	0,95	0,78	0,60	0,005	0,03

Fonte: Araújo *et al.* (2000)

No entanto, Baptista *et al.* (2011) salienta alguns desafios associados à utilização de pavimentos permeáveis, incluindo a frequente colmatação e o risco de contaminação do lençol freático. Como precaução, é recomendável instalar sistemas de pavimentação permeável apenas em locais que apresentem uma distância vertical mínima de 1,0 metro entre a base da estrutura e o ponto mais alto do lençol subterrâneo, visto que a infiltração de substâncias poluentes através dos pavimentos pode resultar em poluição.

No âmbito financeiro, os pavimentos permeáveis apresentam sobrecusto em relação aos pavimentos convencionais, tanto na sua implantação como em sua manutenção. O maior sobrecusto associa-se aos blocos de concreto vazados, chegando a até R\$ 24,78 por m² na sua instalação e R\$ 2,57 por m² na sua manutenção anual. Os menores sobrecustos são vistos na implantação dos asfaltos porosos, com R\$ 1,28 por m² na fase de instalação e R\$ 1,35 por m² na manutenção anual (BAPTISTA *et al.*, 2011).

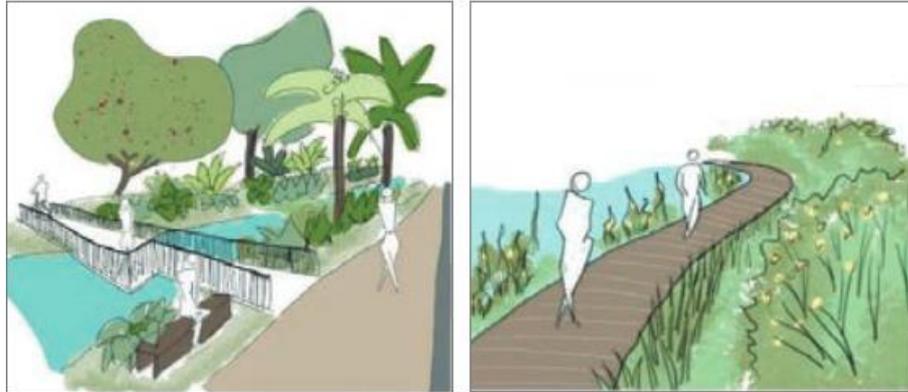
5.1.2.4 Parques lineares

Os parques lineares são alternativas empregadas para manutenção da qualidade ambiental e de vida que podem ser aplicadas como medida de drenagem urbana sustentável. A criação desses espaços aproxima de maneira orgânica as cidades e o meio natural a partir do planejamento integrado, possibilitando o uso coletivo do solo, o embelezamento das margens de rios e ações de controle de enchentes (FRIEDRICH, 2007).

A implementação dos parques lineares conecta gradualmente os corpos hídricos às áreas urbanas, preservando as condições naturais dos leitos de inundação. A ocupação das margens pelos parques diminui perdas humanas e financeiras decorrentes das enchentes, além de reduzir o despejo irregular de esgotos e resíduo sólido e criar áreas de lazer para a comunidade (VERÓL *et al.*, 2020).

Ademais, quando instalados paralelamente ao leito dos rios tem potencial de impedir ocupações irregulares nessas áreas. De acordo com Vasconcelos *et al.* (2009), os parques lineares qualificam-se para receber equipamentos esportivos, pistas de corrida, ciclovias e estruturas auxiliares de controle de inundações, como exemplifica a Figura 27.

Figura 27 – Exemplos de parques lineares



Fonte: Adaptado de Merlo *et al.* (2021)

Friedrich (2007) salienta que a função de drenagem urbana dos parques lineares relaciona-se com a permeabilidade do solo e a retenção de águas, permitindo infiltração e amortecendo o pico de volume das cheias. Eles surgem como alternativa frente à construção de canais, que aumentam a vazão de pico e transferem os efeitos das enchentes para locais à jusante.

A criação dos parques lineares é mais efetiva quando envolve ações conjuntas do poder público, privado, de ONGs, associações e da comunidade. No entanto, há uma relação cíclica complexa entre os instrumentos legais, as ferramentas de consulta e os agentes de planejamento (Figura 28). Para Ibrahim *et al.* (2020), é fundamental que haja participação direta dos órgãos governamentais de infraestrutura, transporte, meio ambiente, saúde, assistência social e esportes, além dos conselhos e representantes da comunidade local para criação desses espaços.

Figura 28 – Relação cíclica inerente à criação de parques lineares



Fonte: Adaptado de Ibrahim *et al.* (2020)

Devido aos consideráveis esforços e aos custos elevados associados à implementação dos parques lineares, é imperativo adotar uma abordagem multidisciplinar na elaboração de Planos, Programas e Diretrizes que promovam a resiliência no território. Esses documentos devem incluir, no mínimo, a identificação e quantificação da fauna e flora, elementos da paisagem, análises acerca da ocupação do solo, considerações fundiárias e uma avaliação das características hidrológicas dos corpos d'água (GIORDANO, 2004 apud FRIEDRICH, 2007).

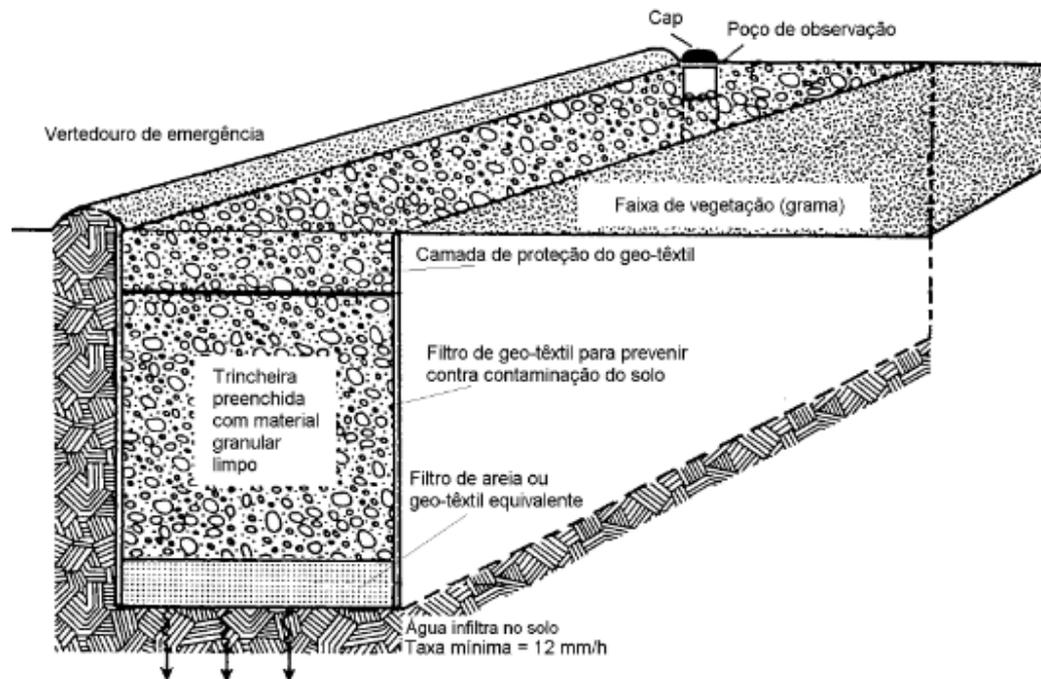
5.1.2.5 *Trincheiras de infiltração*

As trincheiras de infiltração são estruturas compensatórias lineares instaladas na superfície do solo ou em pequenas profundidades. Elas geralmente se apresentam com largura e profundidade de até 1 metro e possuem aplicação versátil, podendo ser percebidas junto a canteiros, passeios, jardins, rodovias, estacionamentos, áreas esportivas e outras áreas verdes (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Esta técnica de controle na fonte utiliza da retenção temporária da água em seu interior para diminuir as impurezas e reduzir os volumes escoados superficialmente e em tubulações de águas pluviais, provocando o rearranjo dos hidrogramas. Ao contrário das trincheiras de detenção, as trincheiras de infiltração preveem como medida de evacuação a infiltração da água no solo através de suas paredes e fundo (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Tipicamente, a construção dessas trincheiras é feita com material granular de porosidade entre 30 e 40%, a exemplo de pedra de mão e brita, coberto ou não por grama e com paredes revestidas de uma manta geotêxtil que protege o dispositivo da colmatação e da entrada de finos, como demonstra a Figura 29 (SOUZA; GOLDENFUM, 1999).

Figura 29 – Estrutura típica de trincheiras de infiltração



Fonte: Souza e Goldenfum (1999)

De acordo com Baptista *et al.* (2011) e SWMG (2020), a estrutura apresentada na Figura 29 pode gerar outros ganhos além dos aspectos hidrológicos, entre eles encontra-se um possível ganho financeiro, proveniente da não instalação ou redução da rede convencional de drenagem, o ganho paisagístico, já que o espaço utilizado para sua implantação é reduzido e a estrutura é projetada urbanisticamente, e o ganho na remoção de poluentes.

Para Urbonas e Stahre (1993), a remoção de bactérias no sistema das trincheiras de infiltração chega à 98%, enquanto a remoção de outros poluentes varia de 60 a 99%. Já os estudos de Butler e Davies (2000) demonstraram redução de 65% nos índices de sólidos suspensos, metais, hidrocarbonetos DQO e outros poluentes (BAPTISTA *et al.*, 2011).

A aplicação de uma trincheira de infiltração pode ser realizada tanto em lotes privados como em espaços públicos. Todavia, alguns estudos apresentam critérios devem ser respeitados para que esta tenha eficiência satisfatória e opere de maneira segura, sendo exemplos deles:

- A declividade máxima do terreno deve ser de 6% (SWMG, 2020);
- A distância mínima de superfícies com mais de 20% de declividade deve ser de 200 pés (SWMG, 2020);
- Distância mínima de 2 pés (SWMG, 2020) ou de 1 metro (BAPTISTA *et al.*, 2011) entre o fundo da trincheira de infiltração e o nível mais alto do lençol freático;
- O solo deve apresentar permeabilidade superior à 10^{-7} m/s (BAPTISTA *et al.*, 2011);
- O local não deve ter abrigado uma atividade com potencial poluidor de afetar o solo (BAPTISTA *et al.*, 2011).

No geral, os aspectos construtivos não apresentam gastos significativos e nem são impeditivos para a instalação das trincheiras de infiltração. Seu dimensionamento parte da determinação do risco hidrológico e das dimensões iniciais do sistema. Conhecendo-se as características do solo é possível estudar a vazão de descarga e avaliar os materiais componentes da estrutura interna (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Os sistemas de trincheiras devem ser periodicamente inspecionados, realizando manutenções pertinentes à cobertura vegetal e à remoção de sedimentos do seu interior, precavendo a colmatação. A vida útil da estrutura estudada neste tópico é frequentemente percebida na ordem de 10 a 15 anos (SOUZA, 2002).

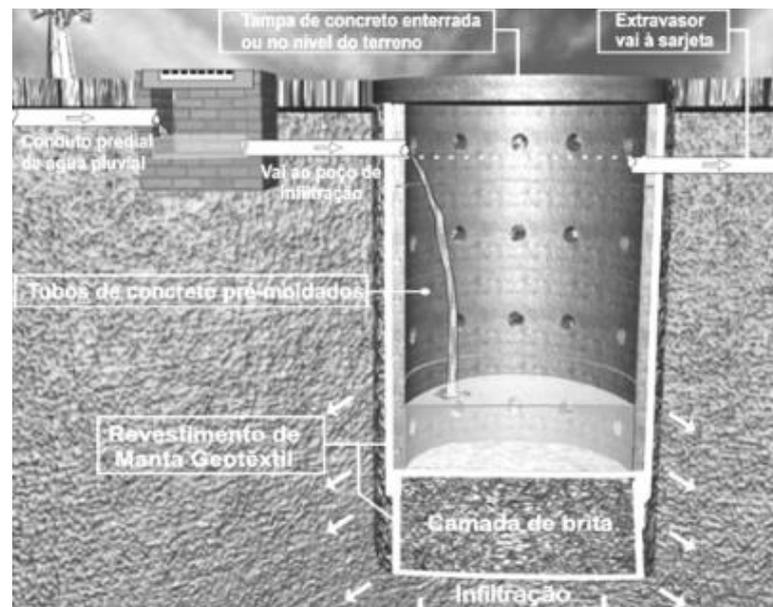
5.1.2.6 Poços de infiltração

São estruturas pontuais de drenagem urbana sustentável construídas com o intuito de infiltrar águas pluviais diretamente no subsolo. Assim como outras técnicas baseadas na infiltração, os poços permitem reduzir as vazões de pico e os volumes de águas percebidos nos dispositivos clássicos de drenagem. Dentre suas características mais marcantes encontram-se as pequenas, ou nulas, áreas superficiais ocupadas, a contribuição para alimentação da vegetação circundante e dos lençóis freáticos (BAPTISTA *et al.*, 2011).

De acordo com Reis *et al.* (2008), o sistema é composto por um poço escavado no solo, revestido por tubos de concreto perfurados ou tijolos assentados

em crivo. Esses elementos são envolvidos por uma manta geotêxtil, assim como o fundo do poço, que é revestido por uma camada de agregados graúdos, permitindo a infiltração do volume de água escoado para o seu interior, conforme explicita a Figura 30.

Figura 30 – Exemplo de poço de infiltração



Fonte: Reis *et al.* (2008)

A Figura 30, acima, apresenta um esquema típico de poços de infiltração alimentados por rede pluvial de drenagem. Baptista *et al.* (2011) destaca que a alimentação dos poços de infiltração pode acontecer diretamente pela superfície, quando estes se apropriam dos materiais superficiais do paisagismo na composição dos sistemas.

De acordo com Reis e Ilha (2014), a instalação dos poços de infiltração possui capacidade de reter e infiltrar até 100% da chuva de projeto dependendo das condições locais de área disponível, nível do lençol freático, capacidade estrutural e de infiltração do solo.

Em áreas urbanas tipicamente impermeáveis de 3,0 km², a instalação de poços de infiltração interligados em 240 m² dessa área seria capaz de reduzir 24% da totalidade de seu escoamento superficial anual (ROLDIN *et al.*, 2012 apud REIS e ILHA, 2014). Quando estes sistemas são aplicados em escala residencial, os volumes de escoamento superficial de uma chuva de projeto de 50 anos podem ser diminuídos em até 65% (XIAO *et al.*, 2007 apud REIS e ILHA, 2014).

Além disso, os poços de infiltração apresentam baixo custo executivo e possuem fundamentação ambiental interessante. Sua aplicação mantém como naturais os aspectos do balanço hídrico das bacias e melhora a qualidade da água pluvial infiltrada, capturando parte do material particulado em suspensão (REIS *et al.*, 2008; BARBASSA *et al.*, 2014).

O dimensionamento dos poços de infiltração deve partir da análise de viabilidade do terreno. A exemplo de outras técnicas que preveem a infiltração de águas pluviais, cuidados quanto à declividade máxima do terreno, distância mínima de superfícies com mais de 20% de declividade, distância mínima entre o fundo do poço de infiltração e o nível mais alto do lençol freático, índices de permeabilidade do solo e histórico de atividades com potencial poluidor de afetar o solo devem ser avaliados (SWMG, 2020; BAPTISTA *et al.*, 2011).

Posteriormente, parte-se para o dimensionamento hidráulico, onde será avaliado o risco hidrológico, as dimensões iniciais, as vazões de descarga e os volumes a ser armazenados. Por fim, devem ser dispostas as questões referentes a dispositivos tecnológicos e equipamentos componentes da entrada, interior e interface do sistema com o solo (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Demonstra-se assim o grande potencial da mitigação de inundações atrelados aos poços de infiltração tanto em áreas públicas como em áreas privadas. Entretanto, é importante que exista uma análise multidisciplinar dos fatores de implantação e manutenção dos poços, já que modificações no uso e cobertura do solo e a colmatação são problemas que podem afetar a segurança e a efetividade dessa técnica de manejo sustentável de áreas pluviais (VENDRAME, 1998).

5.1.2.7 *Bacias de detenção/retenção*

As bacias de detenção são estruturas projetadas para armazenar temporariamente águas pluviais, contribuindo na mitigação dos impactos da urbanização nos processos hidrológicos de áreas urbanas. Suas principais finalidades incluem a moderação de cheias, a diminuição do volume de escoamento superficial e a redução da poluição difusa (BAPTISTA *et al.*, 2011).

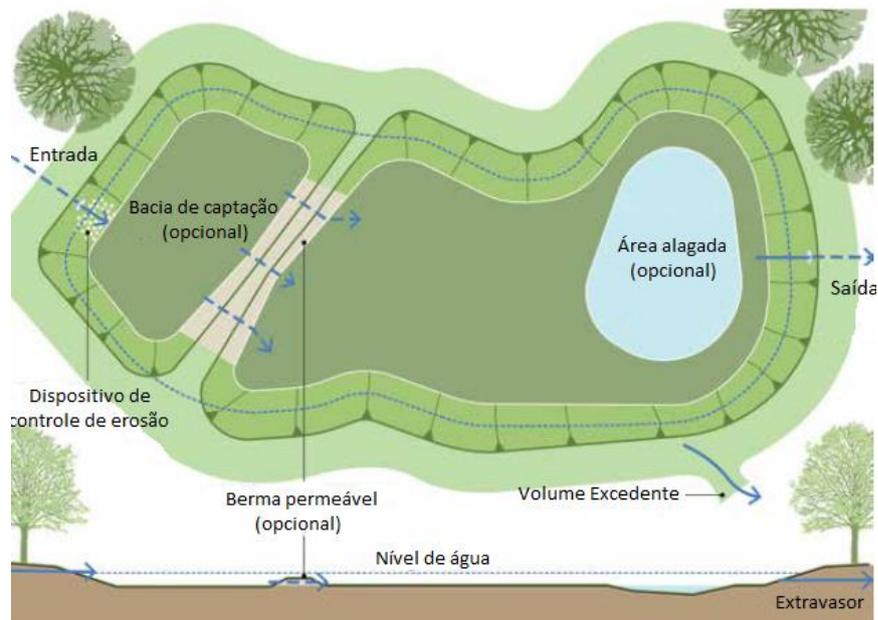
Enquanto isso, as bacias de retenção são caracterizadas por estruturas de armazenamento no formato de lago permanente, que retém a água por um período prolongado. Essa configuração, além de promover os benefícios das bacias de

detenção, prioriza a separação de partículas sólidas do meio líquido, reduzindo a cargas poluentes (SOUZA, 2014).

Para Campana *et al.* (2007), os estudos multidisciplinares prévios são fundamentais para garantir que a eficácia das bacias não se restrinja apenas ao controle de enchentes. Como a aplicação dessa medida estrutural de controle de cheias demanda vastas áreas para sua implementação, os autores acreditam que os ganhos devem alcançar escalas sociais e até mesmo garantir a segurança sanitária da população.

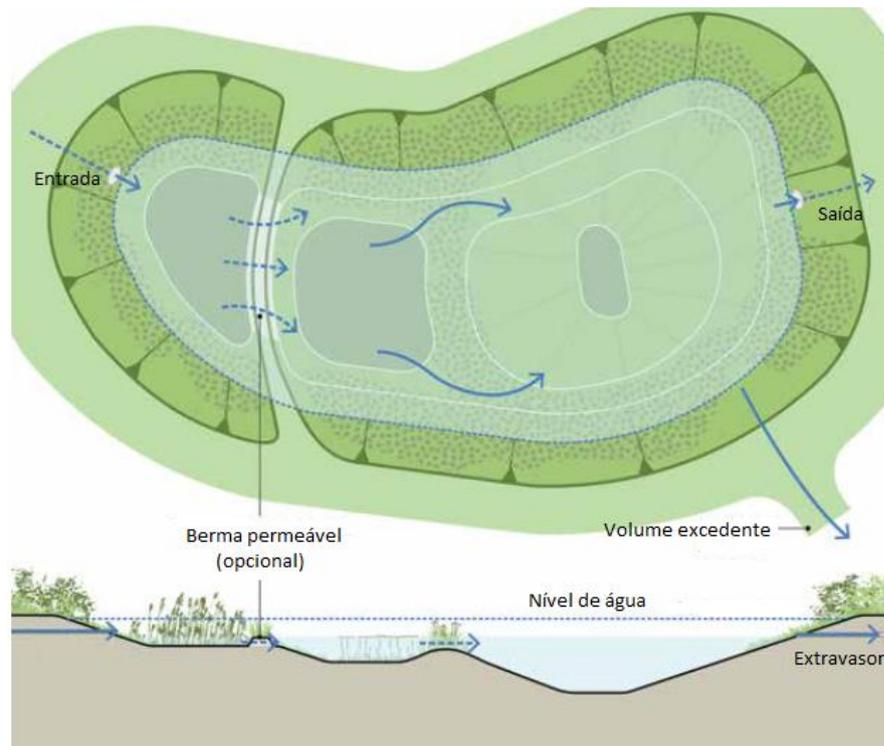
Construtivamente, a diferença entre as bacias de detenção e retenção é a maneira com a qual o extravasor se comporta. Em bacias de detenção, o dispositivo extravasor permite menos passagem de água do que os dispositivos de entrada e fica localizado na parte inferior, fazendo com que toda a água que é incorporada à bacia seja liberada depois de um tempo pré-determinado, como mostra a Figura 31. Ao passo que o dispositivo extravasor em bacias de retenção localiza-se a uma cota superior à de fundo, tornando esse tipo de bacia alagada permanentemente, assim como explicita a Figura 32 (VERÓL e MIGUEZ, 2011).

Figura 31 – Esquema típico de bacias de detenção



Fonte: Adaptado de Woods-Ballard *et al.* (2015)

Figura 32 – Esquema típico de bacias de retenção



Fonte: Adaptado de Woods-Ballard *et al.* (2015)

De acordo com Canholi (2014), as bacias podem ser aplicadas *on-line*, quando são vistas em série e retornam o volume amortecido de água ao corpo hídrico ou canal de drenagem, ou *off-line*, quando estas desviam do curso original os volumes de escoamento, retornando-os ao sistema após os picos de vazão serem aliviados.

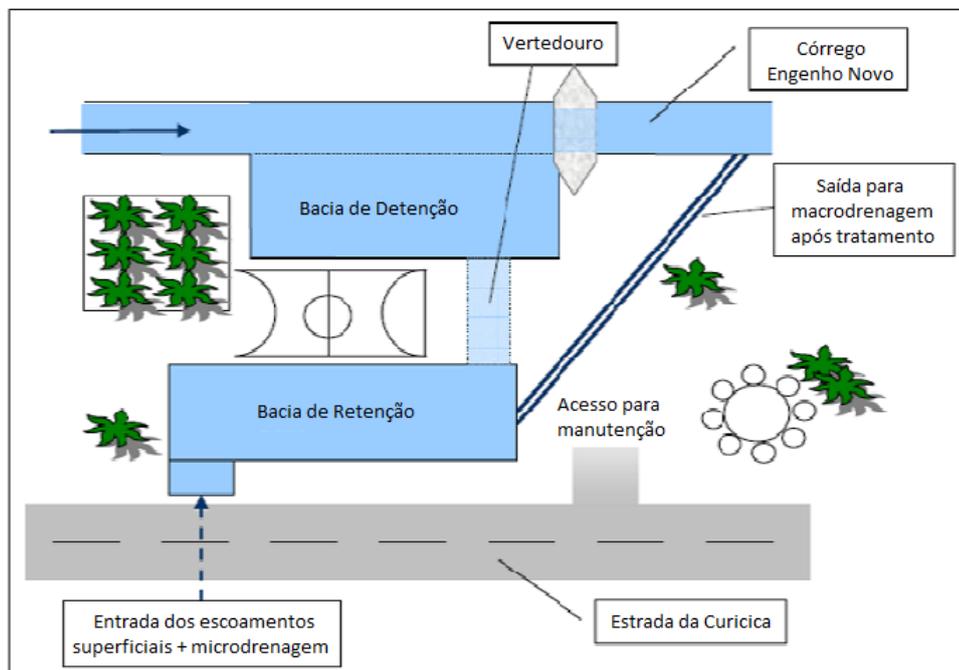
A instalação de bacias de detenção e retenção pode ser feita de maneira conjunta, potencializando os ganhos hidrológicos dessa técnica de SUD. Além disso, o emprego conjunto auxilia a inserção das bacias no paisagismo urbano, concedendo ao sistema múltiplos usos, como a realização de atividades de lazer e práticas esportivas, criação de reservas ecológicas, praças públicas e áreas verdes (BAPTISTA *et al.*, 2011).

Em termos operacionais, o uso conjunto das bacias possibilita um maior amortecimento do pico de vazões. As cheias de maiores magnitudes de um córrego seriam absorvidas por uma bacia de detenção, que enche e esvazia com facilidade, ao passo que as águas de drenagem urbana e os escoamentos superficiais característicos de áreas urbanas seriam direcionados a uma bacia de retenção, sem

que haja prejuízo no volume absorvido pela bacia de detenção, por exemplo (VERÓL e MIGUEZ, 2011).

Segundo Baptista *et al.* (2011), existem inúmeras soluções técnicas para compatibilização dos objetivos das bacias de detenção e retenção. O exemplo trazido por Veról e Miguez (2011) demonstrado pela Figura 33 é um deles. No sistema proposto observou-se amortecimento de 30% na vazão de pico do córrego causado pela operação da bacia de detenção e redução de 50% nas cargas de DBO e fósforo e de 90% para os sólidos suspensos.

Figura 33 – Layout esquemático da aplicação conjunta de bacias de detenção e retenção



Fonte: Veról e Miguez (2011)

Alguns fatores limitantes para a instalação e operação das bacias de detenção e retenção são:

- Utilização de vastas áreas superficiais (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015);
- Aspectos relativos à profundidade e estabilidade de solo (BAPTISTA *et al.*, 2011);
- Zoneamento urbano (BAPTISTA *et al.*, 2011);
- Riscos de percolação de poluentes (BAPTISTA *et al.*, 2011);

- Proliferação de insetos (BAPTISTA *et al.*, 2011);
- Condições de vegetação e declividade (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015);
- Investimento considerável (BAPTISTA *et al.*, 2011);
- Desenvolvimento e acompanhamento de planos de manutenção (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

5.1.2.8 *Wetlands* construídos

Os *Wetlands* Construídos (WC) representam sistemas projetados para otimizar os processos naturais de transformação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes em ambientes alagados como pântanos e manguezais (SEZERINO *et al.*, 2018). Usualmente empregados para o tratamento de efluentes industriais e domésticos, os WC podem ainda ser utilizados para o controle de inundações, retenção de sedimentos e a restauração de rios urbanos (CHOCAT, 2008).

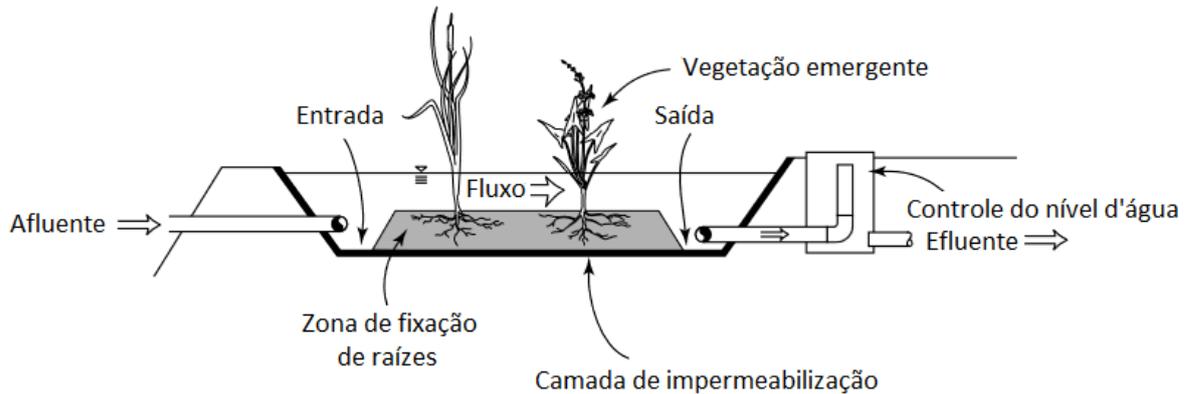
Sua aplicação pode se apropriar da topografia do terreno, proporcionando uma variedade de formas e estilos que enriqueçam a estética dos ambientes urbanos públicos e/ou privados. Para garantir sua apreciação e valorização, é recomendável posicioná-los de maneira visível a partir das habitações, evitando que fiquem localizados em cantos não observados. Alternativamente, podem ser estrategicamente situados em áreas mais amplas de espaço aberto, assegurando-os como parte essencial e valorizada de um empreendimento (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

Para Melbourne Water (2017), a função trivial do emprego de WC no âmbito da drenagem urbana é a redução da poluição das águas de escoamento superficial. A mitigação dos impactos populacionais por meio dos *wetlands* construídos parte do pressuposto de que as áreas alagadas tem o potencial de transformar poluentes em subprodutos inofensivos ou nutrientes utilizados no próprio sistema pelos microrganismos ou pelas macrófitas.

Os *wetlands* construídos podem se apresentar em duas principais modalidades, as de fluxo subsuperficial e as de fluxo superficial. Em *wetlands* de escoamento subsuperficial a estrutura é concebida com o intuito de manter o nível d'água abaixo da superfície do substrato. Já quando existe lâmina livre d'água e a

vegetação é flutuante ou composta de plantas emergentes o WC é conhecido como de escoamento superficial. Dentre os WC de fluxo superficial encontram-se os de fluxo superficial de superfície livre (FWS), exemplificado na Figura 34, sendo este o mais recomendado para o tratamento de águas pluviais urbanas, já que é capaz de operar com vazões e níveis de profundidade variados (KADLEC e WALLACE, 2009).

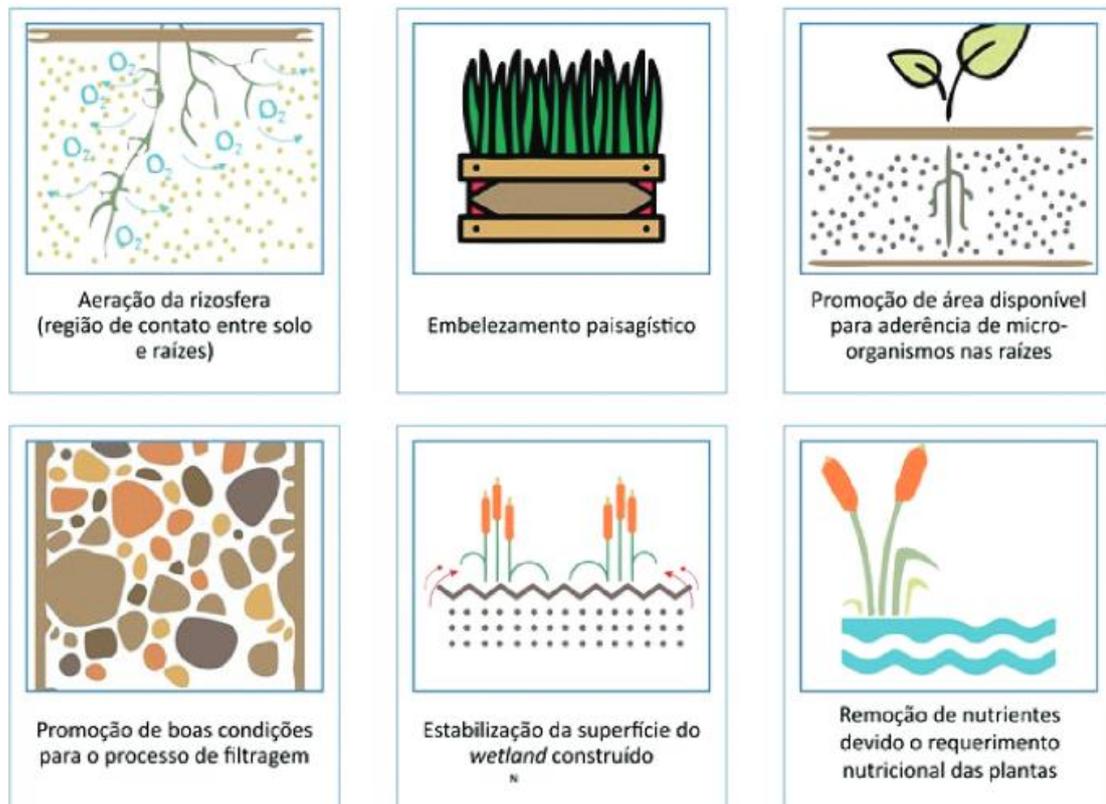
Figura 34 – Elementos básicos de um *wetland* construído FWS



Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009)

Os *wetlands* construídos de fluxo superficial possuem processos semelhantes aos de banhados naturais. Neles, o tratamento da água é caracterizado pela travessia da água pela zona úmida e posterior tratamento por sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (KADLEC e WALLACE, 2009). É fundamental para a operação dos WC que as macrófitas componentes da tecnologia sejam escolhidas adequadamente de acordo com as condições de adaptabilidade e tolerância das espécies a secas, alagamentos e concentrações variáveis de nutrientes, possibilitando os ganhos apresentados na Figura 35.

Figura 35 – Funções das macrófitas no sistema de WC



Fonte: Sezerino *et al.* (2018)

Como medida protetiva às vazões excessivas, ao acúmulo de sedimentos e o carreamento da vegetação deve-se priorizar a construção dos WC na modalidade *off-line* (MELBOURNE WATER, 2017). Além disso, é fundamental considerar na etapa de planejamento os aspectos de uso e ocupação do solo, características climáticas, impermeabilização do solo, disponibilidade de área para implantação, área de contribuição de drenagem e a topografia local (WOODS-BALLARD *et al.*, 2015).

Frente ao grande potencial de melhoria qualitativa da qualidade da água desta técnica de SUD percebe-se que o emprego conjunto de *wetlands* construídos com outras medidas de manejo sustentável de águas pluviais, como as bacias de retenção, por exemplo, pode trazer benefícios significativos para o controle de cheias e melhoria da qualidade das águas de drenagem.

5.2 AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS ESTRUTURAIS DE SUD

A Tabela 3, a seguir, sintetiza a avaliação das medidas estruturais de drenagem urbana sustentável conforme metodologia apresentada.

Tabela 3 – Matriz qualitativa de avaliação de técnicas de SUD

Natureza	Critério	Telhados verdes	Captação de água pluvial	Pavimentos permeáveis	Parques lineares	Trincheiras de infiltração	Poços de infiltração	Bacias de retenção/detecção	Wetlands construídos
Físicos	Demanda área de solo livre	Não	Não	Não	Sim	Sim	Não	Sim	Sim
	Demanda condição estrutural das residências	Sim	Sim	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
	Depende da altura do lençol freático	Não	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Não	Não
	Depende da declividade do solo	Não	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Sim	Sim
	Realiza recarga do lençol freático	Não	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Não	Não
	Pode melhorar a qualidade da água	Sim	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Sim	Sim
	Aplicável em espaços públicos ou privados	Ambos	Ambos	Ambos	Púb.	Ambos	Ambos	Púb.	Púb.
Econômicos	Custo de implantação	Alto	Baixo	Médio	Alto	Baixo	Baixo	Alto	Alto
	Custo de manutenção	Médio	Baixo	Baixo	Alto	Médio	Médio	Médio	Médio

Fonte: Elaborado pelo autor

Legenda: Células preenchidas com N.A. significam que o índice não se aplica.

A partir do apresentado na Tabela 3, entende-se que a aplicação das medidas de drenagem urbana sustentável propostas para a área de estudo mostrou-se majoritariamente viável. Entretanto, as técnicas de infiltração, a exemplo dos

pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração e poços de infiltração, apresentam algumas restrições características em seu projeto, tal qual a altura do lençol freático (SWMG, 2020). Visto que, na sub-bacia do João Gualberto, os aquíferos possuem fina camada de recobrimento de solo (MARASLIS, 2022; KERN, 2019), a utilização das técnicas de infiltração pode enfrentar obstáculos. A seguir são apresentados comentários pontuais sobre a avaliação das técnicas de SUD estudadas.

O uso dos telhados verdes na região de estudo pode beneficiar o controle das vazões de pico e melhorar a qualidade da água pluvial, principalmente por esta ser aplicada em espaços públicos e privados e não prever necessariamente a infiltração das águas armazenadas. Adotando eficiência na redução do escoamento superficial, calculada por Wu (2023) em 82% para eventos de até 27,89 mm, conhecendo a vazão de pico (apresentada no item 5.3.6) e estimando a área de telhados da área de estudo até sua totalidade, 763 mil m², poderiam ser obtidas as reduções no pico de escoamento superficial (ES) apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Potencial redução do ES pelo uso de telhados verdes

Área de telhados (km ²)	% da área de estudo	Redução do pico de escoamento (%)
0,15	2,44	2,00
0,30	4,89	4,01
0,45	7,32	6,01
0,60	9,77	8,01
0,76	12,43	10,19

Fonte: Elaborado pelo autor

Nota-se, dessa forma, que a instalação de telhados verdes poderia reduzir em até 10,19% o pico de escoamento se fosse aplicada a todos os telhados da região e se as chuvas não excedessem os 27,89 mm. Por outro lado, os custos associados à sua implantação podem ser elevados uma vez que reforços estruturais são necessários, principalmente se tratando de paredes verdes ou telhados intensivos. Recomenda-se, portanto, que a utilização dos telhados verdes na área de estudo seja precedida de uma análise estrutural para as residências já construídas, para que estas possam se adequar à carga conferida pelos telhados, e

que as novas edificações prezem pelo uso de telhados verdes desde sua concepção.

A captação de água pluvial mostrou-se implementável na região. Assim como os telhados verdes, a captação de água pluvial pode ser aplicada em ambientes públicos e privados e não prevê necessária infiltração. Esta técnica possibilita ainda o reuso das águas de chuva para fins não potáveis, podendo alcançar os 100% de retenção de água precipitada de acordo com seu dimensionamento e pretensão de uso, apresentando *payback* financeiro de 1,5 a 10 anos, além do lucro na reparação do ciclo hidrológico natural (GISHI e SCHONDERMARK, 2013).

Pelo fato dos custos de implantação e manutenção de sistemas de captação de água pluvial geralmente não excederem 20% de superioridade quando comparados a técnicas de manejo convencional de águas pluviais, conforme mencionado por Baptista *et al.*, (2011), recomenda-se a utilização desta técnica pontual de controle na área de estudo sempre que possível.

Acerca do tema, atualmente o município de Florianópolis possui a Lei Complementar nº 567/2016, que torna obrigatória a instalação de sistemas de aproveitamento de águas pluviais em postos de combustíveis que possuem lavação de automóveis anexas, assim como o Projeto de Lei nº 1.231/2013, que determina a instalação de captação de água pluvial para todas as novas edificações do município que possuam mais de 200 m² de área construída.

Frente a isso, salienta-se que os sistemas de captação de água pluvial devem ser dimensionados e operados de acordo com a ABNT NBR 15527/2007, que trata do aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis, e a ABNT NBR 10844/1989, sobre instalações prediais de águas pluviais. Além das citadas normas técnicas, a Prefeitura Municipal de Florianópolis disponibiliza também uma Orientação Técnica sobre o aproveitamento de águas pluviais, a qual aborda parâmetros fundamentais para o dimensionamento desses sistemas.

Os parques lineares manifestaram-se como um interessante objeto de controle das vazões na área de estudo. As áreas de solo livre no entorno de trechos do rio João Gualberto, exemplificadas pela Figura 18, correspondem a mais de 0,6 km² ao longo dos últimos 2.500 m do curso d'água, o que permite a execução de diferentes modelos de parques lineares. Os parques lineares auxiliam não somente

no amortecimento das vazões de pico, mas ainda geram espaços integrados de convivência, controlando a ocupação irregular e o despejo inadequado de resíduos sólidos e efluentes domésticos (VERÓL *et al.*, 2020).

Sua aplicação pode significar altos custos associados, dependendo das características do rio, da necessidade de desapropriação e da finalidade proposta, por isso, recomenda-se que a prefeitura municipal e os órgãos competentes realizem estudos de viabilidade para construção e consultas públicas acerca das melhorias sociais requeridas pelos moradores da região.

As bacias de retenção/detenção, além de melhorar a qualidade da água pluvial na sub-bacia, podem armazenar grandes volumes de água, diminuindo consideravelmente os efeitos da urbanização sobre o ciclo hidrológico na localidade (SOUZA, 2014). Essa técnica mostrou-se viável por conta da presença de espaços públicos abertos e da facilidade encontrada frente às declividades da região. Além disso, o emprego das bacias de retenção/detenção pode gerar áreas de benefício social e garantir a segurança sanitária da população.

Os efeitos de redução do pico da vazão e diminuição do escoamento superficial de uma bacia de retenção dependem diretamente do seu volume útil, que é função da área superficial disponível e da geometria da seção (BAPTISTA *et al.*, 2011). Um estudo mais aprofundado sobre a aplicação de uma bacia de retenção na área de estudo é demonstrado a partir do tópico 5.3.

Assim como os parques lineares, os altos custos de implantação podem ser impeditivos para sua construção, entretanto, recomenda-se que a prefeitura e os demais órgãos envolvidos prezem pelo desenvolvimento sustentável das comunidades afetadas pelos efeitos inundações, como é o caso do Rio Vermelho.

O emprego de *wetlands* construídos também recebeu avaliação positiva como técnica de drenagem urbana sustentável na área de estudo, sobretudo pelas características físicas da região. Sua aplicação na sub-bacia do JG seria capaz de imprimir benefícios na qualidade das águas de drenagem na ordem de remoção de 30% para turbidez, 12% para oxigênio dissolvido, 66% para nitrato, 59% para fósforo e 45% para DBO, segundo Noor *et al.* (2011). Além disso, os *wetlands* tem capacidade de valorizar a estética dos ambientes por meio de suas macrófitas, que compõe o paisagismo local.

A melhoria do ciclo hidrológico local poderia ser impulsionada por meio da criação de sistemas de bacias de retenção/detenção seguidas de *wetlands*

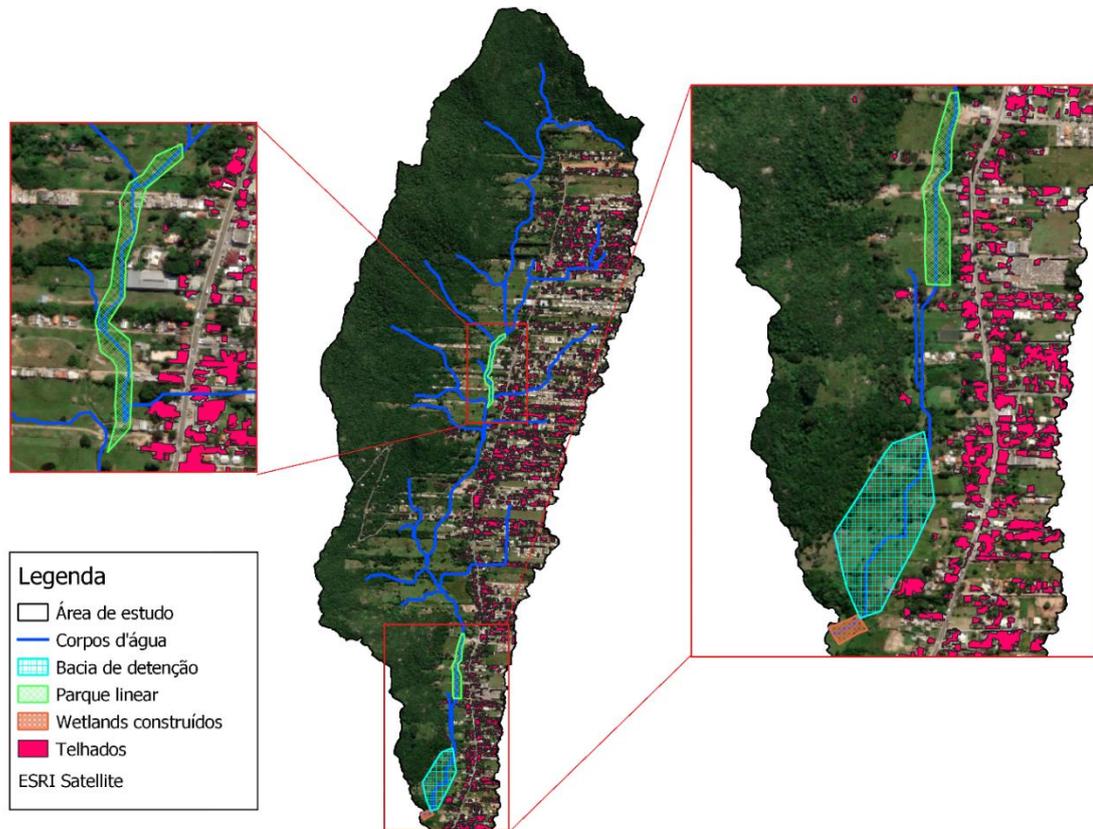
construídos, já que, dessa forma, maiores volumes de águas escoadas seriam amortizados e tratados.

Pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração e poços de infiltração mostraram-se menos viáveis que as demais medidas de SUD por conta da altura do lençol freático da área de estudo. Apesar destas auxiliarem no controle do escoamento superficial e reduzirem as vazões de pico, sua operação pode apresentar eficácia reduzida e aumentar preocupações ambientais quanto à qualidade da água dos aquíferos (BAPTISTA et al., 2011).

Devido às citadas restrições, recomenda-se que a construção das medidas de infiltração na área de estudo seja precedida de cautelosos estudos sobre a espessura e permeabilidade do solo, bem como planos de manutenção claros e objetivos. Apesar dessas restrições, as técnicas de infiltração têm sido amplamente construídas em Florianópolis em bairros como Ingleses, Campeche e no próprio Rio Vermelho. Apesar dos esforços realizados pela prefeitura municipal, as técnicas não se mostram efetivas para eventos de chuva crítica, como os percebidos nos meses de novembro e dezembro de 2023 com o fenômeno *El Niño*. Por isso, destacam-se neste trabalho técnicas de SUD que não preveem necessariamente a infiltração.

A partir do exposto, sugere-se a aplicação das técnicas de drenagem urbana sustentável de telhados (telhados verdes ou captação de água pluvial), parques lineares, bacias de retenção/retenção e *wetlands* construídos no recorte da sub-bacia abordada neste estudo. Uma proposta de layout para instalação das técnicas destacadas acima é apresentado na Figura 36.

Figura 36 – Proposta de layout para aplicação de técnicas de SUD no recorte estudado da sub-bacia do rio João Gualberto



Fonte: Elaborado pelo autor

5.3 PRÉ-DIMENSIONAMENTO DE UMA BACIA DE DETENÇÃO

O reservatório localiza-se próxima ao exutório da área de estudo, conforme demonstra a Figura 36. Por conta das peculiaridades da região, foi adotada uma área de 40.515,0 m² para sua construção. O reservatório terá formato trapezoidal em sua seção, devendo prever múltiplos usos no seu interior. À jusante da bacia de detenção é proposto um *wetland* construído para auxiliar no tratamento das águas de drenagem.

5.3.1 Escolha do período de retorno

O período de retorno (T) escolhido para macrodrenagem deve ser estabelecido entre o intervalo de 50 e 100 anos, segundo DAEE/CETESB (1980). Baptista *et al.*, (2011) também sugere que, quando estruturas de drenagem urbana estrutural forem utilizadas como soluções compensatórias favorecendo o

armazenamento de excedentes de água gerados pela impermeabilização deve ser adotado tempo de retorno entre 1 e 50 anos.

Por isso, adotou-se neste pré-projeto um período de retorno igual a 50 anos.

5.3.2 Tempo de concentração

Para obter o tempo de concentração (t_c) foi aplicada a Equação 1, sabendo que o comprimento (L) do rio é de 5.510,0 m, e sua declividade (S) é de 0,014 m/m.

$$t_c = 0,0195 * 5,51^{0,77} / 0,014^{-0,385} = 77,08 \text{ minutos} \quad (1)$$

Além do método de Kirpich, estudaram-se também os métodos de Picking, Dooge e Carter, nos quais os resultados foram 68,86 min, 95,38 min e 59,00 min, respectivamente. Optou-se, então, por utilizar a Equação 1, visto que o valor calculado encontra-se em uma posição intermediária dentre os valores obtidos e pela sua aplicação largamente aceita no Brasil.

5.3.3 Hidrograma unitário

O hidrograma unitário, obtido através do método do Hidrograma Sintético Unitário do *Soil Conservation Service* (SCS), foi calculado tomando como base os parâmetros das Equações 2, 3 e 4:

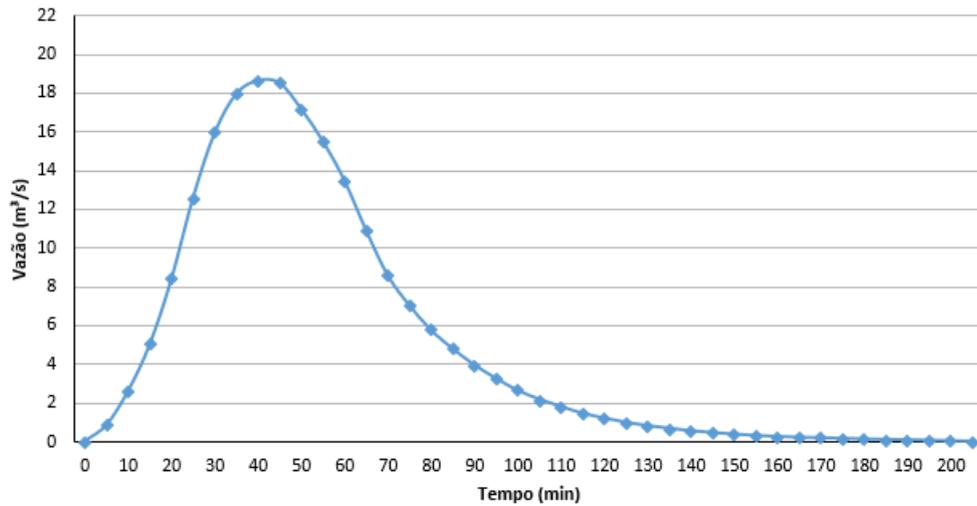
$$t_{du} = 0,133 * 77,08 = 10,25 \text{ minutos} \quad (2)$$

$$t_a = 4 * 10,25 = 41,01 \text{ minutos} \quad (3)$$

$$Q_p = 2,87 * 0,75 * 1 * \frac{6,14}{41,01/60} = 18,73 \text{ m}^3/\text{s} \quad (4)$$

Com isso, foi possível obter o hidrograma unitário corrigido do SCS para o recorte da sub-bacia estudada, como mostra a Figura 37.

Figura 37 – Hidrograma unitário corrigido do SCS



Fonte: Elaborado pelo autor

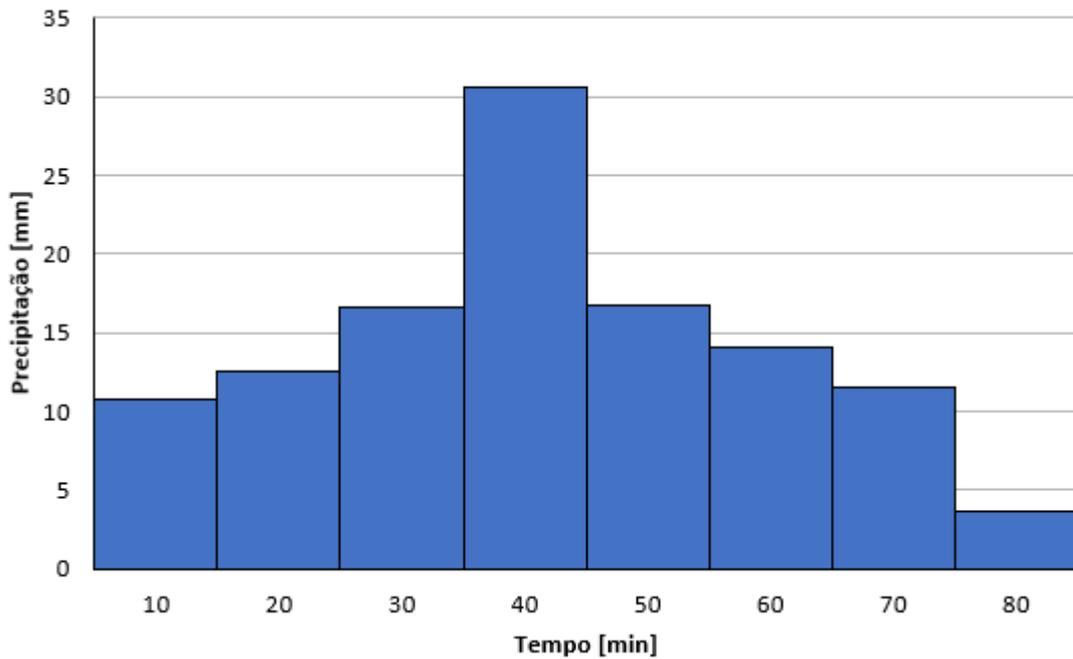
5.3.4 Chuva de projeto

A chuva de projeto, calculada por meio do método dos blocos alternados, foi obtida adotando tempo de duração do hidrograma unitário (t_{du}) igual a 10 minutos. Dessa forma, o tempo de duração da precipitação (t_d) adotado foi influenciado pelo tempo de concentração (t_c) da sub-bacia, já que o valor precisa ser o primeiro múltiplo superior do t_{du} em relação ao t_c . Sendo assim, o número de blocos (N) foi obtido através da Equação 5.

$$N = 80/10 = 8 \text{ blocos} \quad (5)$$

A intensidade média das chuvas foi prevista de acordo as Equações 6 e 7, de Pompêo (2003), comentadas na etapa metodológica. A partir disso, calculou-se a chuva de projeto, cujo resultado é apresentado na Figura 38.

Figura 38 – Chuva de projeto



Fonte: Elaborado pelo autor

5.3.5 Chuva efetiva

O primeiro passo para determinar a chuva efetiva é estimar o valor do coeficiente de deflúvio (CN), para este trabalho obteve-se valor de 76,99, através da análise das correlações entre as áreas de uso e ocupação com a pedologia de cada local, conforme procedimento do método SCS e os dados de entrada apresentados na etapa metodológica.

Posteriormente, aplica-se a Equação 9 para conhecer o valor da chuva efetiva para cada passo de tempo, como demonstra a Tabela 5.

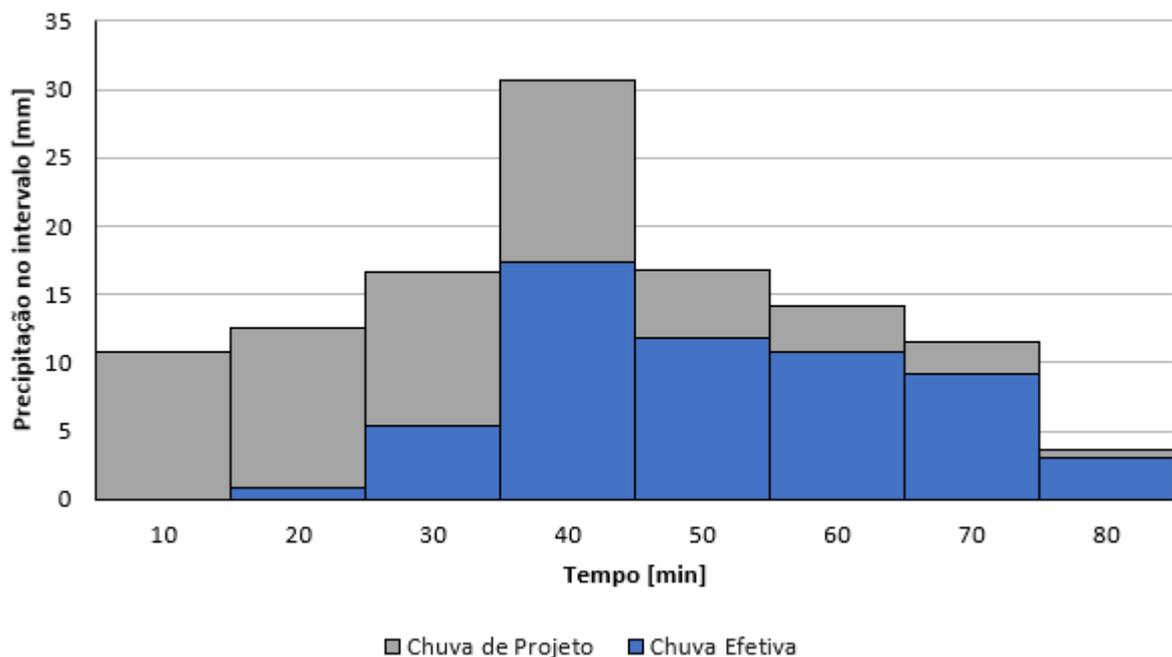
Tabela 5 – Cálculo da chuva efetiva pelo Método SCS

N	Tempo	P	P _{acum}	P – 0,2*S	Verificação	Pe acum.	Pe
-	min	mm	mm	mm	P-0,2*S < 0	mm	mm
1	10,00	10,82	10,82	-4,36	Sim	0,00	0,00
2	20,00	12,60	23,42	8,24	Não	0,81	0,81
3	30,00	16,64	40,60	24,88	Não	6,14	5,33
4	40,00	30,65	70,71	55,53	Não	23,47	17,32
5	50,00	16,73	87,44	72,26	Não	35,25	11,78
6	60,00	14,10	101,55	86,37	Não	45,97	10,73
7	70,00	11,58	113,12	97,95	Não	55,19	9,21
8	80,00	3,68	116,80	101,62	Não	58,18	2,99

Fonte: Elaborado pelo autor

Analisando, então, a ocorrência de escoamento superficial, representada pela última coluna da Tabela 4, pode-se demonstrar graficamente a chuva efetiva, apresentada pela Figura 39.

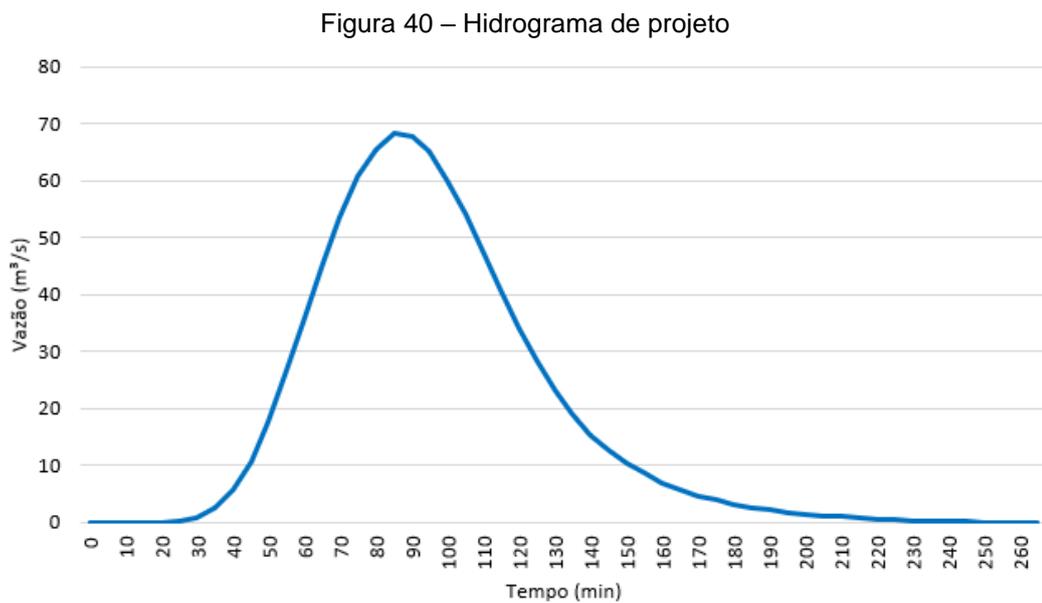
Figura 39 – Chuva efetiva



Fonte: Elaborado pelo autor

5.3.6 Hidrograma de projeto

A etapa de obtenção do hidrograma de projeto seguiu as diretrizes apresentadas na metodologia deste trabalho. O resultado apresentado pela Figura 40 demonstra o hidrograma de projeto, do qual obteve-se vazão máxima de 68,21 m³/s no tempo de 85 minutos.



Fonte: Elaborado pelo autor

5.3.7 Vazão admissível

Para obter a vazão admissível (Q_{adm}) do rio João Gualberto foi utilizado coeficiente de rugosidade de Manning (n) igual 0,050. Sabe-se também que a declividade do rio estudado é de 0,014 m/m. A área (A_y) foi calculada em 4,9 m² com base nas informações fornecidas na metodologia deste trabalho. O perímetro foi calculado por meio da geometria da seção, obtendo como resultado 6,0 m. Com isso, obteve-se raio hidráulico (R_h) igual a 0,8 m.

Aplicando a Equação 10, pode ser encontrada a vazão admissível do rio objeto deste trabalho.

$$Q_{adm} = 4,88 * 0,81^{\frac{2}{3}} * 0,014^{\frac{1}{2}} / 0,05 = 9,92 \text{ m}^3/\text{s} \quad (10)$$

Percebe-se que a vazão admissível é ultrapassada pela vazão máxima de projeto, explicitando os problemas da região de estudo com as frequentes inundações. Portanto, há necessidade de prever dispositivos de controle, como uma bacia de retenção, que será dimensionada de acordo com as vazões do hidrograma de projeto que excederem a vazão admissível.

5.3.8 Volume de retenção

Considerando a vazão admissível no canal igual a $9,9 \text{ m}^3/\text{s}$, busca-se no hidrograma de projeto vazões superiores a Q_{adm} . Sendo assim, as vazões excedentes podem ser transformadas em volumes multiplicando-as por 60 segundos e por 5, uma vez que o passo de tempo utilizado no hidrograma de projeto é de 5 minutos.

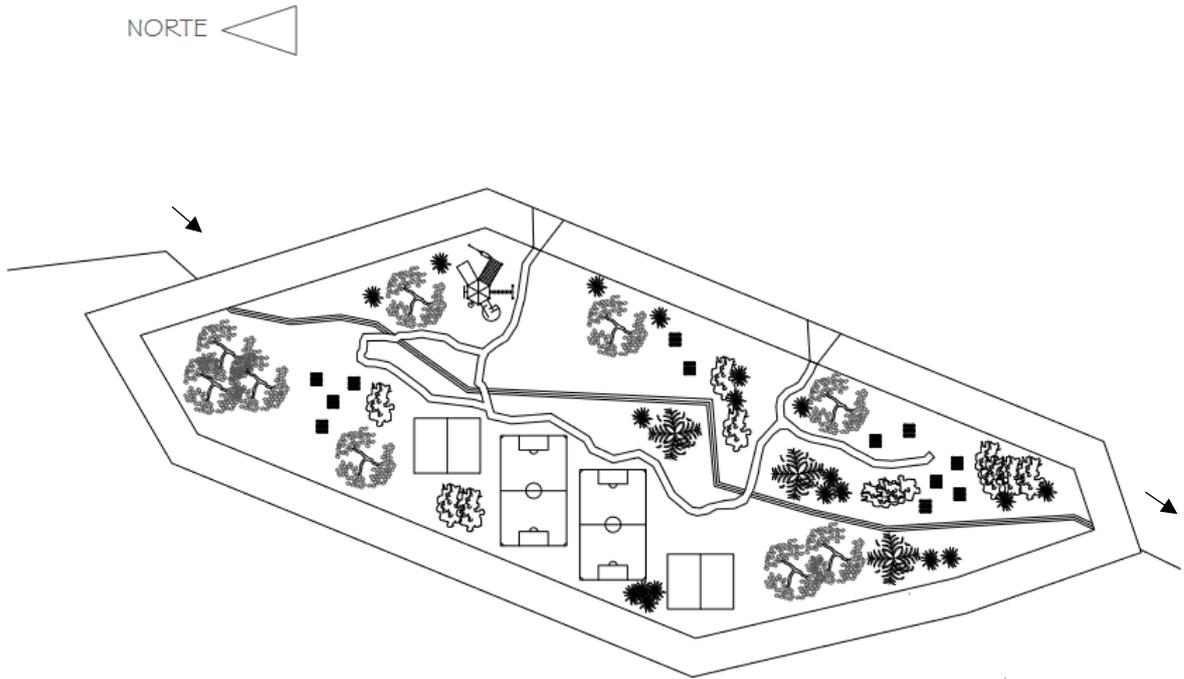
Dessa forma, o volume da bacia de retenção para a finalidade proposta é de $195.813,0 \text{ m}^3$, correspondente a soma de todos os volumes excedentes.

5.3.9 Reservatório de retenção

Por fim, devem ser escolhidas as dimensões da bacia de retenção de acordo com a disponibilidade de área do local de estudo, neste caso, já se sabe que a altura acima do nível do solo da bacia de retenção é $1,5 \text{ m}$. Sabe-se também que existem espaços consideráveis de áreas verdes às margens do rio João Gualberto, especialmente nos seus últimos 1500 m .

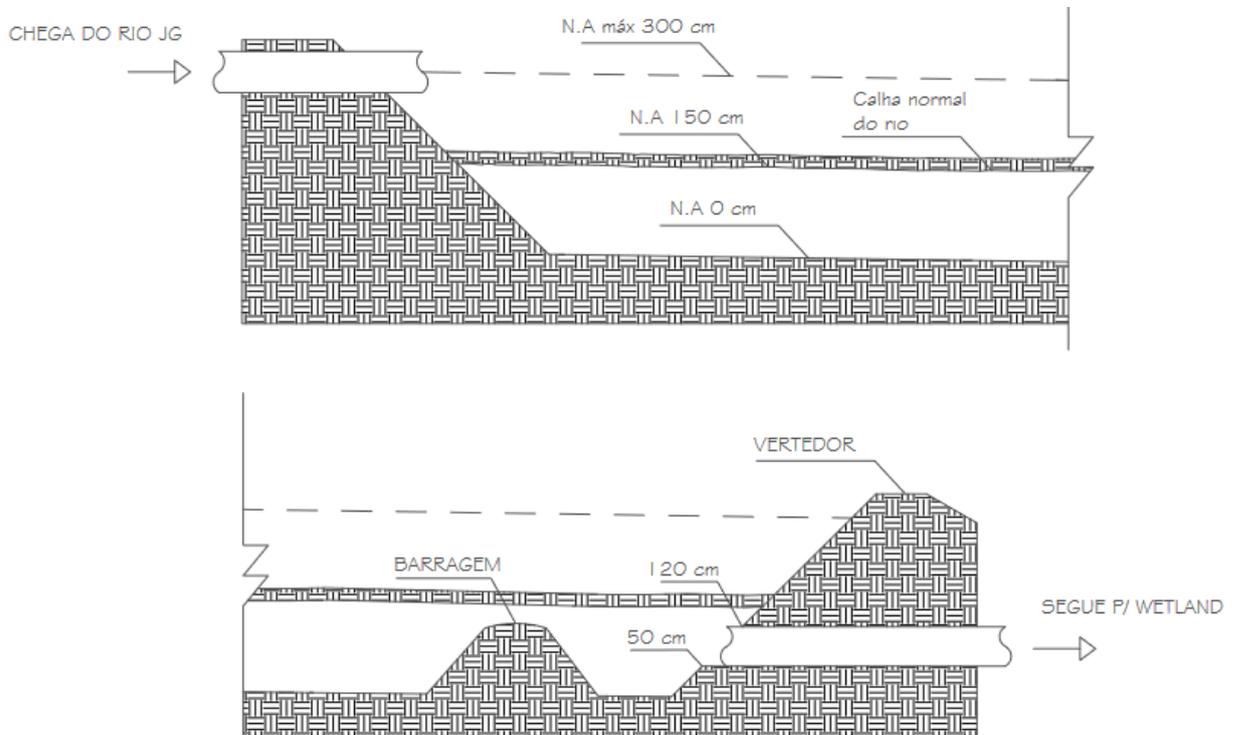
Entretanto, em função do tipo de vegetação, da ocupação urbana já consolidada e das declividades, a máxima área superficial para instalação de uma bacia de retenção próxima ao exutório, considerando pós-tratamento por *wetlands* construídos é de $40.515,0 \text{ m}^2$, um layout é proposta na Figura 41, o perfil longitudinal do reservatório é apresentado na Figura 42.

Figura 41 – Desenho representativo do interior da bacia de detenção



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 42 – Esquema do perfil longitudinal da bacia proposta



Fonte: Elaborado pelo autor

Dessa maneira, o volume de detenção total é obtido através de análises geométricas da área superficial área de fundo e lâmina d'água máxima, adotando

talude de 1:1 m, obtém-se volume igual a 59.692,2 m³. A diminuição do volume de escoamento superficial da sub-bacia hidrográfica do rio João Gualberto por meio da construção desta bacia de retenção é então obtida em 30,5%, relacionando o máximo volume de escoamento com o volume retido pela estrutura.

Percebe-se que, mesmo com a instalação desta bacia de retenção, o volume excedente não seria totalmente detido, demonstrando mais uma vez a necessidade da aplicação de mais técnicas de drenagem urbana sustentável ao longo da bacia, como por exemplo as citadas no tópico 5.2.

5.3.10 Dispositivo de saída

O dispositivo de saída busca transferir a água da bacia de retenção ao *wetland* construído por meio de um conduto, mas também prevê um extravasor na parte superior para que permita que as vazões de períodos de retorno maiores que 50 anos recebidas na bacia sejam liberadas sem prejuízo à estrutura.

De acordo com as dimensões do conduto retangular apresentadas na metodologia obteve-se área do conduto igual a 2,45 m². A altura acima do eixo (h_1) igual a 2,15 m, foi escolhida de maneira que a vazão de saída não ultrapasse a vazão admissível calculada no item 5.3.7, como demonstra a aplicação da Equação 12, a seguir.

$$Q_s = 0,60 * 2,45 * \sqrt{2 * 9,81 * 2,15} = 9,55 \text{ m}^3/\text{s} \quad (12)$$

O tempo de esvaziamento do reservatório, por sua vez, foi calculado de acordo com a Equação 13, abaixo. Percebe-se que, o tempo de esvaziamento em horas é menor do que o máximo recomendado por Baptista *et al.* (2011), de 24 horas.

$$t = \frac{2*40515,0}{0,6*2,45*\sqrt{2*9,81}} * (\sqrt{2,15} - \sqrt{0,5}) = 9.447,66 \text{ segundos} = 2,62 \text{ horas} \quad (13)$$

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho objetivou o levantamento e a análise de diferentes técnicas de drenagem urbana sustentável, além do pré-dimensionamento de uma bacia de retenção para a sub-bacia hidrográfica do rio João Gualberto. O estudo se justifica visto que a área de estudo é frequentemente acometida por inundações, capazes de causar prejuízos sociais, econômicos e ambientais.

As técnicas não estruturais estudadas mostraram-se fundamentais para o controle dos efeitos negativos da alta e crescente urbanização em Florianópolis. Através de regulações do uso do solo, sistemas de previsão e alerta e da educação ambiental, espera-se que o controle sobre as áreas vulneráveis a inundações seja aumentado, assim como o senso de responsabilidade da população local.

A avaliação das técnicas estruturais de drenagem urbana sustentável levou em consideração as características da área de estudo e os aspectos típicos de cada uma das opções levantadas. Durante a avaliação destacaram-se aquelas que não dependiam necessariamente de infiltração, já que a sub-bacia estudada é caracterizada pela presença de lençóis freáticos com fina camada superficial.

Mostrou-se viável a instalação dos telhados verdes, podendo diminuir em até 10,19% a vazão de pico do escoamento, e dos sistemas de captação de água pluvial, que possuem eficiência variável na redução do pico de acordo com o volume de seu reservatório. Ambas as técnicas prezam pela interceptação, e possível uso, da água precipitada, reduzindo o volume de água escoado superficialmente na sub-bacia e diminuindo o risco de inundações. Geralmente, essas estruturas não apresentam custos elevados e podem estar associadas a um *payback* financeiro interessante, o que pode motivar a população local a optar por sua aplicação.

Ademais, a criação de parques lineares, bacias de retenção/retenção e *wetlands* construídos ao longo da área de estudo receberam avaliações positivas. Por conta da proporção elevada de área superficial utilizada e dos investimentos associados a essas técnicas, acredita-se que elas devam ser implantadas em espaços públicos. Apesar das progressivas taxas de ocupação urbana, a sub-bacia do João Gualberto ainda possui vastas áreas verdes capazes de receber as citadas medidas de controle estruturais.

Dentre os benefícios da instalação dos parques lineares e das bacias de retenção/retenção encontram-se a criação de espaços de convivência social e

contenção do avanço urbano sobre às margens dos cursos d'água. Esses espaços, além de reduzir os efeitos das inundações, possibilitariam o engajamento da comunidade local. A instalação dos *wetlands* construídos, por sua vez, seria crucial para a melhoria da qualidade das águas do rio João Gualberto, que se mostrou aquém da Resolução CONAMA 357/2005.

No âmbito do pré-dimensionamento de uma bacia de retenção, a principal dificuldade enfrentada foi a falta de dados de vazão do rio João Gualberto. Por conta do atual contexto, o pré-dimensionamento baseou-se em modelos de simplificação conhecidos e aceitos pela hidrologia brasileira. Sendo assim, foi estabelecida a chuva de projeto através do método dos blocos alternados, chuva efetiva com base no método SCS e convolução de hidrogramas para determinação do hidrograma de projeto.

Diante disso, foi encontrado o volume de retenção para o controle das inundações com tempo de retorno de 50 anos de 195.813 m³. No entanto, o volume máximo para instalação da bacia de retenção de altura da lâmina d'água de 1,5 m próxima ao exutório, prevendo um *wetland* construído a seguir, foi de 59.692,2 m³.

Através dos resultados obtidos percebe-se uma redução de 30% no volume de escoamento total, caracterizando a construção dessa bacia como interessante para conter os avanços urbanos na região. Ainda assim, fica claro que para amortecer a cheia de 50 anos seria necessária a instalação de mais estruturas de drenagem urbana sustentável ao longo da sub-bacia.

Recomenda-se, portanto, que sejam abordados em estudos subsequentes modelagens hidráulicas do rio João Gualberto, a fim de obter dados de vazão precisos. Recomenda-se também que sejam previstas mais estruturas de controle de cheias ao longo da sub-bacia, prezando pelas práticas sustentáveis avaliadas positivamente neste estudo.

Fica clara, também, a importância das medidas não estruturais no desenvolvimento urbano, visto que muitos problemas se intensificam pelo despejo inadequado de esgoto sanitário de resíduos sólidos. Além disso, salienta-se que a ação conjunta da Prefeitura Municipal de Florianópolis com associações de moradores e entidades privadas pode alavancar a generalização do uso das técnicas sustentáveis na capital catarinense, conferindo benefícios nas esferas sociais, ambientais e econômicas.

REFERÊNCIAS

ABREU, F. G.; SOBRINHA, L. A.; BRANDÃO, J. L. B. B. Análise da distribuição temporal das chuvas em eventos hidrológicos extremos. **Eng Sanit Ambient**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/yXk5sJQYZNF6LgxTfZRDKwc/>. Acesso em: 13 nov. 2023.

ABREU, N. J. A.; ZANELLA, M. E.; MEDEIROS, M. D. O papel da educação ambiental no desenvolvimento da percepção dos riscos de inundações e prevenção de acidentes e desastres naturais. **Revista brasileira de educação ambiental**. v. 11, n. 1, p. 97-107, 2016. Disponível em: <https://periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/view/1974/1331>. Acesso em: 02 out. 2023.

ALVES, E. M. **Medidas não-estruturais na prevenção de enchentes em bacias urbanas**: cenários para a Bacia do Gregório, São Carlos – SP. 2005. 149 p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, Brasil. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.18.2016.tde-15032016-141401>. Acesso em: 25 set. 2023.

ALVES, L. G. F. et al. **Modelling and assessment of sustainable urban drainage systems in dense precarious settlements subject to flash floods**. LHB: Hydroscience Journal, v. 108. 2020. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/27678490.2021.2016024?needAccess=true&role=button>. Acesso em: 28 ago. 2023.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, 2023.

ARAÚJO, B. A. M. et al. Análise do tempo de concentração em função das características fisiográficas em bacias urbanas. Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 27 nov. a 1 dez. 2011. Bento Maceió. Disponível em: https://abrh.s3.saeast1.amazonaws.com/Sumarios/81/51b628c0f984da85b0201d42c0cdd10f_2ff3473dd68d07c62117d3505fad85a.pdf. Acesso em: 03 nov. 2023.

ARAÚJO, P. R.; GOLDENFUM, J.A., TUCCI, C.E.M. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. In: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.5. n.3. p. 21-29, 2000. Disponível em: https://abrh.s3.saeast1.amazonaws.com/Sumarios/44/48ba673566bf8968f9c4c613a6f1a9af_f2be3ce54d1b6412ba634aca68acf5c0.pdf. Acesso em: 07 out. 2023.

BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 2. Ed. Porto Alegre: Editora ABRH, 2011. 318 p.

BARBASSA, A. P.; ANGELINI SOBRINHA, L.; MORUZZI, R. B. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. **Ambiente Construído**. v. 14, n. 2, p. 91-107, abr./jun. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ac/a/MBt8Q34KHgGnrVZvcx6JZjN/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 11 out. 2023.

BIER, F. B. **Caracterização morfométrica e hidrológica da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição, Florianópolis – SC.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

BONNECARRÈRE, Joaquim. **Retenção e detenção.** 2017. PHD 3337 - Água em Ambientes Urbanos I. Slides de Aula (USP). Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4122987/mod_resource/content/1/Aula%20Retencao_DetencaoV2017.pdf. Acesso em: 21 nov. 2023.

BRASIL. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. **Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.** Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 1999.

CAMINHA, M. J. **Degradação da qualidade da água do sistema de drenagem de sub-bacias urbanas de Campina Grande-Paraíba.** 2014. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2014. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/11664>.

CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S.; SILVA JR., J. A. Controle qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial urbano com bacias de detenção. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 2, n. 3, p. 98-111, 2007. Disponível em: <https://www.redalyc.org/comocitar.ou?id=92820310>. Acesso em: 13 out. 2023.

CANHOLI, A. P. **Drenagem Urbana e Controle de Enchentes.** 2ª. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

CARVALHO, A. B.; HERRERA, J. A. Contribuições da educação ambiental para mitigação dos efeitos de eventos climáticos extremos na bacia hidrográfica do igarapé altamira em Altamira-PA. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, V. 21. n.3, p. 196-203. 2017. ISSN: 2236-4994. <https://doi.org/10.5902/2236499425822>.

CHOCAT, B. **État de l'art sur la gestion urbaine des eaux luviales et leur valorisation.** Office International de l'Eau, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. 2005. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em: 20 set. 2023.

CUNHA, S. F. et al. Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo da precipitação efetiva e hidrogramas de cheia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n.4, p. 837 – 848, out. /dez., 2015. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/156/3b19fed36cf52712e217179a3483b424_fdc662cf56145d1962c8b009e5280268.pdf. Acesso em: 13 nov. 2023.

DAAE/CETESB. **Drenagem urbana: Manual de projeto**. São Paulo, 1980. 468 p.

DEPARTMENT OF WATER AND SWAN RIVER TRUST. **Stormwater Management Manual for Western Australia: Structural controls**. Department of Water and Swan River Trust, Perth, Western Australia, p. 194, 2007.

DREMAP. **UFSC (LAUTEC)/PMF**. Diagnóstico Participativo da Drenagem Urbana de Florianópolis. Florianópolis: LAUTEC, 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1).

FAVA, M. C. et al. **Proposta metodológica para previsões de enchentes com uso de sistemas colaborativos**. Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17 a 22 nov. 2013. Bento Gonçalves. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002682550>. Acesso em: 28 set. 2023.

FERREIRA, A. M. **Aplicação de ferramenta multicritério em um software de drenagem urbana para uso na previsão de eventos hidrológicos**. 2019. 240 f. Tese (Doutorado em Ciências de Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-15052019-160326/ptbr.php>. Acesso em: 28 set. 2023.

FLORIANÓPOLIS. Lei Complementar nº 482, de 17 de janeiro de 2014. **Institui o plano diretor de urbanismo do município de Florianópolis**. Câmara Municipal de Vereadores. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-de-zoneamento-uso-e-ocupacao-do-solofloriano-polis-sc>. Acesso em: 25 set. 2023.

FLORIANÓPOLIS. Prefeitura Municipal de. Secretaria de Infraestrutura. **Revisão Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico**. v. preliminar. Florianópolis, 2021.

FILHO, A. G. A.; SZÉLIGA, M. R.; ENOMOTO, C. R. **Estudo de medidas não-estruturais para o controle de inundações**. Publicatio UEPG, v. 6 n. 01. 2000. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/exatas/article/view/747>. Acesso em: 25 set. 2023.

FILHO, C. M. M.; COSTA, A. R. **Aplicação do método dos blocos alternados e da convolução de hidrogramas para determinação de escoamento superficial direto – ESD**. Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste, 24 a 27 jun. 2007. Cuiabá. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/350577732_Aplicacao_do_Metodo_dos_Blocos_Alternados_e_da_Convolucao_de_Hidrogramas_para_Determinacao_de_Escoamento_Superficial_Direto_-_ESD.

FINOTTI, A. R.; FINKLER, R.; SILA, M. A.; CEMIN, G. Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas. Caxias do Sul, RS: **Educs**; p. 272, 2009.

FRANCO, E. J. **Dimensionamento de bacias de retenção das águas pluviais com base no método racional**. 2004, 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Disponível em: https://docs.ufpr.br/~bleninger/dissertacoes/085-Edu_Jose_Franco.pdf. Acesso em: 31 out. 2023.

FRIEDRICH, D. **O parque linear como instrumento de planejamento e gestão das áreas de fundo de vale urbanas**. 2007, 273p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/13175/000641441.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 08 out. 2023.

GARCIAS, C. M.; AFONSO, J. A. C. **Revitalização de rios urbanos**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA), v. 1, n. 1, p. 131-133, 2013.

GHISI, E.; SCHONDERMARK, P.N. (2013) Investment feasibility analysis of rainwater use in residences. **Water Resource Management**, v. 27, n. 7, p. 2555-2576. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-013-0303-6>. Acesso em: 11 nov. 2023.

GONÇALVES, L.; BAPTISTA, L. F. S.; RIBEIRO, R. A. **O uso de técnicas compensatórias de drenagem para controle dos impactos da urbanização**. Anais do Fórum Ambiental da Alta Paulista (ANAP), 2016. Tupã/SP. ISBN 978-85-68242-22-3.

GOUVEIA, R. L.; SELVA, V. S. F.; CABRAL, J. J. P. S. Educação ambiental para a revitalização de rios em áreas urbanas. **Educação ambiental em ação**, v. 21, n. 84. 2023. ISSN 1678-0701.

IBRAHIM, A.; BARTSCH, K.; SHARIFI, E. Green infrastructure needs green governance: Lessons from Australia's largest integrated stormwater management project, the River Torrens Linear Park. **Journal of Cleaner Production**. v. 261. 2020. ISSN 0959-6526. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121202>. Acesso em: 08 out. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Prévias da População dos Municípios com base nos dados do Censo Demográfico 2022 coletados até 25/12/2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-demografico-2022.html?edicao=35938&t=resultados>. Acesso em: 05 mai. 2023.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**, 2 ed.; Boca Raton, Flórida, 2009.

KERN, P. **Estimativa de fluxos na interface sedimento-água em diferentes regiões de uma laguna subtropical: Lagoa da Conceição – Florianópolis/SC**.

2019. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.

KERN, P. **Relevância da componente subterrânea no equilíbrio de uma laguna costeira**. Documento não publicado.

LIBERALESSO, T. **Telhados verdes extensivos: influência da composição do substrato na retenção hídrica e no desenvolvimento da vegetação**. 2018. 171 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

LIMBERGER, L.; SILVA, M. E. S. Precipitação na bacia amazônica e sua associação à variabilidade da temperatura da superfície dos oceanos Pacífico e Atlântico: uma revisão. **Geosp** – Espaço e Tempo (Online), v. 20, n. 3, p. 657-675. 2016. ISSN 2179-0892.

LOPEZ, R. R. B. **Pré-projeto de um wetland construído de escoamento superficial como estrutura de drenagem urbana sustentável**. 2011. 115 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação de Engenharia Sanitária e Ambiental) Departamento de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.

LUIZ, E. L., SANTOS, L. A., ROSA, J. P. O. **Criação de áreas de risco: os problemas com alagamentos no distrito do Rio Vermelho, Florianópolis/SC**. Geosul, Florianópolis, v. 34, n. 72, p. 75-101, ago. 2019. Disponível em: <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p75>. Acesso em: 10 ago. 2023.

MARASLIS, G. T. **Influência do uso e ocupação do solo na geração de escoamento superficial de uma pequena bacia costeira utilizando o modelo SWAT**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.

MELBOURNE WATER. **Wetland Design Manual**. A1: Vision, core outcomes and aspirational outcomes. Melbourne, 2017. 14 p. Disponível em: <https://www.melbournwater.com.au/building-and-works/developer-guides-and-resources/standards-and-specifications/constructed-wetlands>. Acesso em: 13 out. 2023.

MERLO, M. L., VERÓL, A. P., MATTOS, R. R. de. **Planejamento e reestruturação da paisagem na Bacia do Rio Botas**. Anais do IV Encontro Latino Americano e Europeu sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis (EURO ELECS), 10 a 12 de nov. 2021. Online. Disponível em: <https://eventos.antac.org.br/index.php/euroelecs/article/view/2531>. Acesso em: 08 out. 2023.

NOOR, N. A. M.; LARIYAH, M. S.; ROZI, A.; AMINUDDIN, A. G. **Performance of a Constructed Wetland in Removing Contaminants from Stormwater Under Tropical Climate**. In: 5^o International Conference on Flood Management (ICFM5). Tokyo, Japan, p. 12, 2011.

PINHEIRO, C. B.; SANTOS, R. E. **Trajetória da drenagem urbana no Brasil: uma perspectiva a partir da análise de políticas pública recentes de Belo Horizonte.** Anais do XVIII Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional (ENANPUR), 27 a 31 mai. 2019. Natal. ISSN 1984-8781

POMPÊO, C. A. Drenagem Urbana Sustentável. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n.1, 2000. Disponível em: http://abrh.s3.amazonaws.com/Sumarios/46/c6be0bdb36e71f441b574b6a63d5a75a_2d24ccc39dcc0666232d4d538fcf31f.pdf. Acesso em: 03 mai. 2023.

POMPÊO, C, A. **Equação de chuvas intensas para Florianópolis.** Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

PORTO, R., ZAHTEL, F. K., TUCCI, C.E.M., BIDONE, F. (2000) Drenagem urbana. In:Tucci, C. E. M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação.** 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 943p.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica.** 4. ed. São Carlos: EESC/ USP, 2006.

POSEIRO, P. et al. **Aplicação do Sistema de Previsão e Alerta de Inundações HIDRALERTA: Caso de Estudo da Costa da Caparica.** Anais da III Jornada de Engenharia Hidrográfica, 24 a 26 de jun. 2014. Lisboa (PT). Disponível em: <http://repositorio.lnec.pt:8080/jspui/handle/123456789/1006342>. Acesso em: 26 set. 2023.

REIS, R. P. A.; ILHA, M. S. O. Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva. **Ambiente Construído.** v. 14, n. 2, p. 79-90, abr./jun. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ac/a/XKqRwZMVtwgfYJZkXsNgkMs/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 11 out. 2023.

REIS, R. P. A.; OLIVEIRA, L. H.; SALES, M. M. Sistemas de drenagem na fonte por poços de infiltração. **Ambiente Construído.** [S. l.], v. 8, n. 2, p. 99–117, 2008. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/article/view/5361>. Acesso em: 11 out. 2023.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng Sanit Ambient**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/qYyfFKqt5z7sKVcXW7TmMSg/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 11 ago. 2023.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos.** São Carlos: EESC/USP, p. 840, 1998

SILVA, Maria Lúcia Gautério da. **Análise da qualidade ambiental urbana da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p.119. 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/84084>. Acesso em: 05 mai. 2023.

SILVA, Pedro Oliveira da. **Análise de técnicas compensatórias em drenagem urbana para atenuação de inundações em uma sub-bacia do rio Jiquiá no Recife**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 141. 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5401>. Acesso em: 05 mai. 2023.

SÃO PAULO. 2012. **Plano diretor de drenagem e manejo de águas pluviais de São Paulo**. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento_urbano/arquivos/comite_clima/plano_diretor_de_drenagem_201200712_fundap.pdf. Acesso em: 10 ago. 2023.

SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands Construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. Ministério da Saúde. Fundação nacional de Saúde, 2018.

SOUZA, F. P. **Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do Lago Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de bacias de retenção**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2014. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/17760/1/2014_FernandaPereiradeSouza.pdf. Acesso em: 11 out. 2023.

SOUZA, V. C. B. **Estudo experimental de trincheiras de infiltração no controle da geração do escoamento superficial**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/3006/000330321.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 09 out. 2023.

SOUZA, V. C. B.; GOLDENFUM, J. A. **Trincheiras de Infiltração como elemento de controle do escoamento superficial: Um estudo experimental**. In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 28 de nov. a 02 dez. de 1999. Belo Horizonte. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/149/ABRH052.pdf>. Acesso em: 09 out. 2023.

Stormwater Management Guidebook (SWMG). Washington DC (EUA). Department of Energy & Environment (DOEE). 2020. Disponível em: <https://doee.dc.gov/swguidebook>. Acesso em: 09 out. 2023.

TASSI, R.; TASSINARI, L. C. da S.; PICCILLI, D. G. A.; PERSCH, C. G. **Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p. 139-154, jan./mar. 2014. ISSN 1678-8621 Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/issue/archive>. Acesso em: 05 out. 2023.

TOMAZ, Plínio. **Poluição difusa**. São Paulo: Editora Navegar, 2006. 480 p.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH**, Porto Alegre, Vol. 5, n. 1, p. 61-68, Jan./Mar., 2000.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Gestão de águas pluviais urbanas. **Ministério das Cidades – Global Water Partnership - World Bank – Unesco**, 2005.

TUCCI, C.E.M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 3a ed. Porto Alegre: **Editora da UFRGS/ABRH**, 2004.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Inundações urbanas**. 1. Ed. Porto Alegre: Editora ABRH, 2007.389 p.

URBONAS, B.; STAHR, P. Stormwater: **Best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management**. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall. 1993. 450 p.

VASCONCELOS, G. B. de; YONEGURA, R. K.; MARTINS, L. F. V.; SILVA FILHO, J. P.; DE ANGELIS, B. L. D. **Proposta de implementação de um parque linear urbano as margens do córrego Borba Gato em Maringá, Paraná**. In: Anais do Simpgeu – Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Maringá-PR, 2009. Disponível em: <https://revistatecie.crea-pr.org.br/index.php/revista/article/view/584>. Acesso em: 08 out. 2023.

VENDRAME, I. F. **Considerações sobre o emprego de poços de infiltração**. Anais do X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 1998. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22260>. Acesso em: 11 out. 2023.

VERÓL, A. P.; LOURENÇO, I. B.; FRAGA, J. P. R.; BATTEMARCO, B. P.; MAGALHÃES, C.; MIGUEZ, M. G. **River restoration integrated with sustainable urban water management for resilient cities**. Sustainability 2020, n 11. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12114677>. Acesso em: 21 ago. 2023.

VERÓL, A. P.; MIGUEZ, M. G. **Bacias de detenção e retenção para o controle de cheias urbanas**. Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. Disponível em: <http://aquafluxus.com.br/wp-content/uploads/2012/03/IX-067.pdf>. Acesso em: 13 out. 2023.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WOODS-BALLARD, B. et al. **The SUDS manual**. London: CIRIA, 2015.

WU, F. K. **Desenvolvimento de um lisímetro de pesagem eletrônica de baixo custo para medição da evapotranspiração em telhado verde extensivo**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.