



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**JESSICA KAORI SASAKI**

**AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE BAIXO IMPACTO NO  
DESENVOLVIMENTO DE BACIAS URBANAS EM REGIÃO SEMIÁRIDA DO  
NORDESTE DO BRASIL**

**Campina Grande – PB, Dezembro de 2021**

**JESSICA KAORI SASAKI**

**AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE BAIXO IMPACTO NO  
DESENVOLVIMENTO DE BACIAS URBANAS EM REGIÃO SEMIÁRIDA DO  
NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Orientadores:** Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

Prof. Dr. Rui de Oliveira

**Campina Grande – PB, Dezembro de 2021**

S252a

Sasaki, Jessica Kaori.

Avaliação da aplicação de técnicas de baixo impacto no desenvolvimento de bacias urbanas em região semiárida do Nordeste do Brasil / Jessica Kaori Sasaki. – Campina Grande, 2021.

117 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.

“Orientação: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura, Prof. Dr. Rui de Oliveira”.

Referências.

1. Drenagem Urbana Sustentável. 2. Gestão das Águas Urbanas. 3. Métodos de Apoio à Decisão. 4. Modelagem Computacional. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Oliveira, Rui de. III. Título.

CDU 626.86(043)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL  
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

### REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO(A): JESSICA KAORI SASAKI / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª MÔNICA DE AMORIM COURA - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA, DR. RUI DE OLIVEIRA – UEPB – ORIENTADOR, DR. JOHN ELTON DE BRITO LEITE CUNHA – PPGECA/UFMG – EXAMINADOR INTERNO, DR.ª RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO – UEPB – EXAMINADORA EXTERNA (PORTARIA 58/2021). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: “AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE BAIXO IMPACTO NO DESENVOLVIMENTO DE BACIAS URBANAS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE DO BRASIL” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 18:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**
3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADA”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNA E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 22 DE DEZEMBRO DE 2021**



Documento assinado eletronicamente por **Jessica Kaori Sasaki, Aluno**, em 23/12/2021, às 09:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 23/12/2021, às 14:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

Documento assinado eletronicamente por **Rui de Oliveira, Usuário Externo**, em 27/12/2021, às 10:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO, Usuário Externo**, em 27/12/2021, às 10:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **JOHN ELTON DE BRITO LEITE CUNHA, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/12/2021, às 18:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 29/12/2021, às 11:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2013908** e o código CRC **B37E2556**.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter permitido que eu chegasse neste momento da minha vida.

Aos meus pais Estela e Alberto e a meu avô Adolfo por todo amor, dedicação, esforço e por me apoiarem em todos os momentos da minha vida, sendo sempre minhas maiores inspirações.

Aos meus irmãos Fernanda e Júnior por todo o amor, cumplicidade e por sempre estarem presentes nos momentos mais difíceis.

À Ana, minha segunda mãe, por todo carinho e cuidado que sempre dedicou a mim.

A meu namorado Felipe Brito pelo apoio incondicional e por ser minha fortaleza nos momentos mais difíceis.

Aos meus orientadores Profa. Mônica de Amorim Coura e Prof. Dr. Rui de Oliveira pelos ensinamentos, orientação, paciência, confiança e disponibilidade no desenvolvimento desta pesquisa.

A Higor pelo companheirismo, pela parceria nos artigos, pelos grandes incentivos à minha vida acadêmica e pela grande amizade que se fortalece a cada dia.

À Elba pelo companheirismo e amizade desenvolvida durante o mestrado e por compartilhar todos os receios, medos e dificuldades que enfrentamos no desenvolvimento dos nossos trabalhos.

À Lorena pelos ensinamentos e ajuda no processo da modelagem no SWMM, além das diversas discussões construtivas que muito engradeceram meu trabalho.

À Jayne e Bianca pela compreensão por todos os momentos de ausência e por serem as melhores amigas que eu poderia ter.

Aos meus amigos Leonardo, Mariano, Polinne e Carol pelo apoio e companheirismo e por fazerem essa jornada muito mais divertida.

À CNPQ pelo apoio financeiro.

A todos que direta ou indiretamente fizeram parte de minha formação, o meu muito obrigada.

## RESUMO

Técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LIDs) são estratégias de manejo de águas pluviais que podem reduzir os efeitos negativos da expansão urbana. No entanto, a avaliação das LIDs tem sido realizada apenas no contexto dos benefícios ambientais, embora esses benefícios sejam fundamentais, os aspectos financeiros são primordiais para a escolha de um sistema de dispositivos LID ideal. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é hierarquizar diferentes arranjos de aplicação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto para tomada de decisão na gestão da drenagem de águas pluviais urbanas em região semiárida, considerando os aspectos ambiental e econômico. Para isso, foi analisada a aplicação de diferentes cenários de trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis na bacia do Riacho do Prado, localizada, predominantemente, na cidade de Campina Grande-PB, sede do município homônimo com clima semiárido e situada na mesorregião do Agreste brasileiro. Foi utilizado o software *Storm Water Management Model* (SWMM) para a realização da modelagem hidrológica e qualitativa das águas da bacia e os métodos de análises multicritério e multidecisor, PROMETHEE II e Copeland, respectivamente, para hierarquização dos cenários com LIDs, considerando os critérios ambiental e econômico. A partir das condições críticas encontradas na bacia do Riacho do Prado, foram escolhidas duas sub-bacias, para modelagem de seis cenários distintos, com aplicação de pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração em 50% e 100% das calçadas. A simulação desses cenários demonstrou grande potencial na redução dos volumes de escoamento e no tratamento qualitativo das águas de drenagem, sendo os cenários com a aplicação das duas técnicas simultaneamente os de melhores desempenhos. De acordo com a análise multicritério e multidecisor, foi possível construir uma hierarquia entre os cenários possibilitando ao gestor, uma visão abrangente dos benefícios ambientais e financeiros da implementação dessas técnicas. O cenário 5, que propõe a aplicação simultânea das duas LIDs em 50% das calçadas, apesar de não apresentar o melhor desempenho ambiental, devido aos seus benefícios financeiros, foi eleito como melhor alternativa de gestão, considerando os critérios da sustentabilidade econômica e ambiental. Este cenário apresentou redução de 9,11% do pico de escoamento, 14,73% do volume total escoado e remoção de 13061,79kg de DBO, 25025,97kg de DQO e 356,32 kg de FT.

**Palavras-chave:** Drenagem urbana sustentável; Modelagem computacional; Métodos de apoio à decisão; Gestão das águas urbanas.

## ABSTRACT

Low Impact Development Techniques (LIDs) are stormwater management strategies that can reduce the negative effects of urban sprawl. However, the evaluation of LIDs has only been carried out in the context of the environmental benefits, although these benefits are fundamental, the financial aspects are paramount when choosing an ideal LID device system. In this sense, the objective of this work is to rank different arrangements for the application of Low Impact Development techniques for decision making in the management of urban rainwater drainage in a semi-arid region, considering the environmental and economic aspects. For this, the application of different scenarios of infiltration trenches and permeable pavements in the Riacho do Prado basin, located predominantly in the city of Campina Grande-PB, seat of the homonymous municipality with semi-arid climate and located in the Brazilian Agreste mesoregion was analyzed. . The Storm Water Management Model (SWMM) software was used to carry out the hydrological and qualitative modeling of the waters of the basin and the multi-criteria and multi-decision analysis methods, PROMETHEE II and Copeland, respectively, to prioritize the scenarios with LIDs, considering the environmental criteria and economical. From the critical conditions found in the Riacho do Prado basin, two sub-basins were chosen to model six different scenarios, with the application of permeable pavements and infiltration trenches in 50% and 100% of the sidewalks. The simulation of these scenarios showed great potential in reducing runoff volumes and in the qualitative treatment of drainage water, with the scenarios with the application of both techniques simultaneously being the ones with the best performance. According to the multi-criteria and multi-decision analysis, it was possible to build a hierarchy between the scenarios, enabling the manager to have a comprehensive view of the environmental and financial benefits of implementing these techniques. Scenario 5, which proposes the simultaneous application of the two LIDs in 50% of the sidewalks, despite not presenting the best environmental performance, due to its financial benefits, was elected as the best management alternative, considering the criteria of economic and environmental sustainability. This scenario showed a reduction of 9.11% in peak flow, 14.73% in the total volume drained and removal of 13061.79 kg of BOD, 25025.97 kg of COD and 356.32 kg of FT.

**Keywords:** Sustainable urban drainage; Computational modeling; Decision support methods; Urban water management.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Efeitos da urbanização nos processos hidrológicos.....	19
Figura 2 -Pavimentos permeáveis .....	24
Figura 3- Trincheiras de infiltração .....	26
Figura 4- Etapas metodológicas da pesquisa.....	39
Figura 5-Localização do perímetro urbano de Campina Grande .....	40
Figura 6- Bacias Hidrográficas da cidade de Campina Grande.....	41
Figura 7- Sub-bacias da bacia Riacho do Prado .....	43
Figura 8- Mapa de declividade da bacia Riacho do Prado .....	43
Figura 9- Localização dos pontos de monitoramento.....	45
Figura 10- Contribuições de esgoto.....	46
Figura 11- Seção típica de uma calçada .....	56
Figura 12- Organograma dos cenários propostos .....	57
Figura 13- Estrutura dos critérios e subcritérios utilizados no modelo .....	59
Figura 14- Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 08/06/2018.....	64
Figura 15- Curva IDF para a chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos.....	64
Figura 16- Hietograma para chuva de projeto com TR= 10 anos .....	65
Figura 17- Vazões reais e vazões simuladas para o evento do dia 08/06/2018, sem calibração .....	65
Figura 18- Vazões reais e vazões simuladas para o evento do dia 08/06/2018 após a calibração .....	66
Figura 19- Calibração da concentração dos poluentes DBO, DQO e FT para o evento chuvoso do dia 08/06/2018 .....	69
Figura 20- Resultados da simulação para chuva de projeto (Tr= 10anos) após 3h de simulação (A) Comportamento do escoamento superficial (B) Concentração de DBO (C) Concentração de DQO e (D) Concentração de FT .....	72
Figura 21- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com pavimentos permeáveis.....	73
Figura 22- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com pavimentos permeáveis.....	74
Figura 23- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com trincheiras de infiltração .....	76

Figura 24- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com trincheiras de infiltração .....	77
Figura 25- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração.....	79
Figura 26- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração.....	79
Figura 27- Importância atribuída às dimensões, pelos especialistas .....	83
Figura 28- Importância atribuída aos critérios, pelos especialistas .....	84
Figura 29- Desempenho dos cenários para cada decisor .....	86
Figura 30- Ordenamento dos cenários para os pesos com valores iguais .....	87

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Funções de preferência.....	36
Tabela 2- Impermeabilização do solo da bacia do Riacho do Prado.....	44
Tabela 3- Vazões do canal .....	46
Tabela 4- Vazões das entradas de esgoto .....	47
Tabela 5- Classificação dos dias secos e chuvosos .....	48
Tabela 6- Parâmetros das sub-bacias.....	49
Tabela 7- Parâmetros utilizados na caracterização das sub-bacias .....	50
Tabela 8- Valores utilizados na equação de Horton .....	51
Tabela 9- Coeficiente de Manning para os canais .....	51
Tabela 10- Parâmetros dos nós.....	51
Tabela 11- Dados do evento de precipitação do dia 08/06/2018.....	52
Tabela 12- Dados para caracterização dos poluentes .....	53
Tabela 13- Parâmetros para a simulação dos pavimentos permeáveis .....	55
Tabela 14- Parâmetros para a simulação das trincheiras de infiltração.....	55
Tabela 15- Dimensões de uma unidade de pavimento permeável.....	57
Tabela 16- Dimensões de uma unidade de trincheira de infiltração.....	58
Tabela 17- Dimensões de uma unidade de pavimento permeável e trincheira de infiltração ..	58
Tabela 18- Valores associados ao grau de importância.....	60
Tabela 19- Valores médios das concentrações de DBO, DQO e FT no período seco .....	67
Tabela 20- Coeficientes da função saturação para o acúmulo dos poluentes.....	67
Tabela 21- Concentração média dos poluentes durante os períodos chuvosos .....	68
Tabela 22- Área das calçadas na Bacia do Riacho do Prado.....	70
Tabela 23- Resultados da modelagem do cenário real .....	71
Tabela 24- Quantidade de dispositivos LIDs (pavimentos permeáveis) adicionados ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6 .....	73
Tabela 25- Resultados das simulações das sub-bacias D3 e D6, para os cenários 1 e 2.....	74
Tabela 26- Quantidade de dispositivos LIDs (trincheiras de infiltração) adicionada ao SWMM nas sub-bacia D3 e D6.....	75
Tabela 27- Resultados das simulações das sub-bacias D3 e D6 para os cenários 3 e 4.....	77
Tabela 28- Quantidade de dispositivos LID (trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis) adicionada ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6, para o cenário 5 .....	78
Tabela 29- Quantidade de dispositivos LID (trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis) adicionada ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6, para o cenário 6.....	78

Tabela 30- Resultados das simulações para os cenários 5 e 6 para as sub-bacias D3 e D6 .....	80
Tabela 31- Valores dos critérios e subcritérios da dimensão ambiental .....	81
Tabela 32- Valores estimados dos investimentos iniciais .....	82
Tabela 33- Valores estimados para manutenção e operação dos dispositivos LID para cada cenário .....	82
Tabela 34- Distribuição dos pesos para os subcritérios.....	84
Tabela 35- Ordenação final dos cenários .....	88

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Fontes dos poluentes nas águas pluviais .....	27
Quadro 2-Estudos realizados na Bacia do Riacho do Prado .....	42
Quadro 3- Ordenação dos cenários para cada decisor .....	85
Quadro 4-Matriz de Copeland .....	88

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCP	Associação Brasileira de cimento Portland
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
FT	Fósforo total
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade, duração e frequência
LID	Low Impact Development
SECOB-CG	Secretaria de Obras de Campina Grande
SINAPI	Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil
SWMM	Storm Water Manegement Model
U.S.EPA	United States Environmental Protection Agency
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande

## LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius ou centígrados
A	Área da bacia ou sub-bacia
AI	Áreas impermeáveis
AINC	Áreas impermeáveis não conectadas
DI	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies impermeáveis
DP	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies permeáveis
g	Gramas
ha	Hectare
hmax	Profundidade máxima
i	Intensidade máxima da precipitação
k	Constante de decaimento
kc	Coefficiente de capacidade
kg	Quilogramas
km	Quilômetros
km <sup>2</sup>	Quilômetros quadrados
L	Comprimento do conduto
Le	Largura do retângulo equivalente
m	Metros
m <sup>3</sup> /s	Metro cúbico por segundo
mg	Miligramas
mg/L	Miligramas por litro
mL	Mililitros
mm	Milímetros
mm/h	Milímetro por hora
NI	Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis
NP	Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies permeáveis
P	Perímetro da sub-bacia
Rconc	Concentração do poluente na água
Q	Vazão
Qreal	Vazão real
Qsimulada	Vazão simulada
S	Declividade da sub-bacia
SCS	Método Soil Conservation Service
TR	Tempo de Retorno
W	Largura da sub-bacia
Z	Cota de fundo

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	15
2. OBJETIVO.....	17
2.1. Objetivo Geral .....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REFERENCIAL TEÓRICO .....	18
3.1. Urbanização e as águas urbanas .....	18
3.2. Drenagem das águas pluviais urbanas .....	20
3.3. Drenagem urbana sustentável.....	21
3.3.1. O conceito de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID) .....	22
3.4. Poluição das águas pluviais .....	27
3.5. Modelagem dos sistemas de drenagem urbana.....	30
3.5.1. <i>Storm Water Management Model – SWMM</i> .....	32
3.6. Abordagem multicriterial .....	34
3.6.1. Método PROMETHEE .....	35
3.7. Método multidecisor Copeland .....	37
4. METODOLOGIA .....	39
4.1. Caracterização da área de estudo.....	39
4.2. Características da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado .....	41
4.3. Monitoramento das águas do canal do Prado .....	44
4.3.1. Monitoramento qualitativo das águas .....	45
4.3.2. Monitoramento quantitativo das águas .....	45
4.4. Modelagem matemática usando SWMM .....	49
4.4.1. Caracterização das sub-bacias .....	49
4.4.2. Infiltração.....	50



4.4.3.	Condutos .....	51
4.4.4.	Nós .....	51
4.4.5.	Dados hidrológicos .....	52
4.4.6.	Dados de qualidade .....	52
4.4.7.	Calibração .....	54
4.4.8.	Validação .....	54
4.4.9.	Representação dos dispositivos LIDs .....	54
4.4.9.1.	Pavimentos permeáveis.....	54
4.4.9.2.	Trincheiras de infiltração .....	55
4.5.	Construção dos cenários .....	55
4.6.	Método multicriterial PROMETHEE.....	58
4.6.1.	Construção dos indicadores .....	59
4.6.1.1.	Critério ambiental .....	60
4.6.1.2.	Critério econômico .....	60
4.6.2.	Ponderação dos critérios .....	60
4.6.3.	Funções de preferência .....	61
4.7.	Método multidecisor- Copeland.....	61
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	63
5.1.	Sistema de macrodrenagem da Bacia do Riacho do Prado .....	63
5.2.	Modelagem no SWMM.....	63
5.2.1.	Dados de precipitação .....	63
5.2.2.	Calibração chuva-vazão .....	65
5.2.3.	Modelagem da qualidade de água.....	66
5.2.3.1.	Acúmulo dos poluentes.....	67
5.2.3.2.	Lixiviação dos poluentes .....	68
5.2.4.	Calibração da qualidade de água.....	68
5.2.5.	Validação do modelo .....	69

5.2.6.	Simulação cenários propostos.....	70
5.2.6.1.	Cenário real.....	70
5.2.6.2.	Cenários com pavimentos permeáveis.....	72
5.2.6.3.	Cenários com trincheiras de infiltração .....	75
5.2.6.4.	Cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração .....	78
5.3.	Análise multicriterial .....	81
5.3.1.	Comportamento dos indicadores.....	81
5.3.1.1.	Dimensão ambiental .....	81
5.3.2.	Ponderação dos pesos .....	83
5.3.3.	Método PROMETHEE II .....	85
5.4.	Método multidecisor Copeland .....	88
5.5.	Discussão.....	89
6.	CONCLUSÕES.....	91
7.	RECOMENDAÇÕES .....	93
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	94

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da impermeabilização das superfícies está intimamente associada a rápida urbanização, que afeta diretamente o ciclo natural da água. Esse processo antropogênico, de mudança no uso e ocupação do solo, resulta no incremento do volume de escoamento, inundações urbanas mais severas e na deterioração da qualidade da água (TUCCI, 2017; BEHROUZ *et al.*, 2020).

Os sistemas de drenagem urbana desenvolveram-se partindo da premissa de que para se reduzir e mitigar os efeitos das cheias é necessário transportá-las, de forma rápida, para o mais longe possível. Esse conceito foi fundamentado nas medidas estruturais e na visão da água pluvial, como um problema que deveria ser eliminado (CHRISTOFIDIS; ASSUMPCÃO; KLIGERMAN, 2019). Uma das consequências dessa forma de gestão é a transferência dos problemas para áreas circunvizinhas. Ademais, o lançamento de esgotos e resíduos sólidos nesses sistemas, agravam ainda mais a situação, visto que a maioria dos sistemas de drenagem não é projetada para receber esses efluentes, sendo lançados diretamente nos mananciais hídricos. A presença de resíduos sólidos nos canais reduz a capacidade de escoamento do sistema, aumentando a incidência das inundações e alagamentos.

Nesse contexto, surgiram os conceitos de drenagem sustentável e Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID - *Low Impact Development*) que estabelecem que os sistemas precisam ser concebidos com intuito de minimizar os impactos da urbanização. Essas vertentes são focadas em estratégias locais e de pequena-escala, levando em consideração o solo e a vegetação no tratamento e controle de seus efluentes, reproduzindo o comportamento hidrológico natural (MIGUEZ *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2012). Em consonância com o 11º Objetivo do Desenvolvimento Sustentável que estabelece que as cidades e os assentamentos humanos devem se tornar inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis (ONU, 2015), estudos que auxiliem na compreensão do comportamento das medidas de Baixo Impacto, em bacias urbanas consolidadas, são de grande relevância para cumprimento da agenda 2030 (MACEDO *et al.*, 2021).

Uma grande dificuldade na gestão do manejo das águas pluviais consiste na previsão do comportamento dos sistemas urbanos, o que gera grandes incertezas quanto à tomada de decisão para implementação de novas estruturas. A modelagem computacional é uma ferramenta, amplamente utilizada na gestão dos recursos hídricos, que tem a capacidade de simular diferentes cenários e, com isso, prever os comportamentos desses recursos, auxiliando

os gestores no planejamento do sistema de drenagem urbana. Essas ferramentas podem ser grandes aliadas na avaliação da eficácia de medidas LID, fornecendo informações sobre a aplicação e configurações dos dispositivos e a quantificação dos seus múltiplos benefícios (RADINJA *et al.*, 2019). Um dos softwares mais utilizados para estudos em drenagem urbana com uso de LID é o *Storm Water Management Model* – SWMM, criado pela Agência Americana de Meio Ambiente (USEPA). Este software tem a capacidade de simular a quantidade e a qualidade do escoamento superficial de bacias urbanas, permitindo a concepção e o dimensionamento de componentes da rede de drenagem e a avaliação da eficácia de melhores práticas de gerenciamento (SOUZA, 2014; CIPOLLA *et al.*, 2016).

No entanto, grande parte das pesquisas estuda os benefícios ambientais das práticas LID, como o controle do volume e da qualidade do escoamento. Embora esses benefícios sejam fundamentais, os aspectos financeiros referentes aos custos de implementação, manutenção e operação de dispositivos LID são primordiais para a escolha de um sistema de dispositivos LID ideal. São escassos os trabalhos que abrangem tanto os aspectos ambientais como os econômicos, considerando os diversos tipos, localizações e porcentagens de aplicação de técnicas LID em escala de bacia hidrográfica (BAEK *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2019).

A fim de garantir a escolha do sistema mais adequado metodologias que auxiliem na tomada de decisão são fundamentais nesse processo, visto que decisões ambientais abrangem muitos decisores e variáveis de diferentes setores da sociedade, que muitas vezes são conflitantes entre si. Os Métodos de Apoio à Decisão, em especial o PROMETHEE II (*Preference Ranking Method for Enrichment Evaluation*) e o método de ordenação e agregação de Copeland são ferramentas importantes que contribuem para a tomada de decisão, agregando a opinião de diferentes decisores,

No Brasil, o manejo das águas pluviais, assim como grande parte dos serviços de saneamento, apresentam muitas lacunas e ineficiências, acarretando consequências diretas à população. Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), em 2019, existiam cerca de 105.142 pessoas desabrigadas ou desalojadas na área urbana, devido a eventos hidrológicos impactantes como inundações, enxurradas e alagamentos. Esse cenário piora no semiárido, onde cerca de 39,6% dos municípios não apresentam nenhum tipo de sistema de manejo de águas pluviais (BRASIL, 2020).

O município de Campina Grande-PB, inserido no contexto climático do semiárido, apresenta seu sistema de drenagem baseado no conceito higienista, focado na canalização dos rios e na impermeabilização do solo. Pesquisas anteriores verificaram a ocorrência

lançamentos contínuos de esgoto doméstico e resíduos sólidos nos canais de drenagem. Tendo em vista os novos conceitos de drenagem sustentável, soluções baseadas nessa vertente, como as técnicas LID, são de fundamental importância para o desenvolvimento sustentável da cidade. Desse modo, este estudo busca hierarquizar diferentes arranjos de aplicação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto para tomada de decisão na gestão da drenagem de águas pluviais urbanas em região semiárida, considerando os aspectos ambiental e econômico. Para isso, foi utilizado o software SWMM para a realização da modelagem hidrológica e qualitativa das águas da bacia hidrográfica do Riacho do Prado, localizada no município de Campina Grande-PB. Foram utilizados os métodos de análises multicritério e multidecisor PROMETHEE II e Copeland, respectivamente, para hierarquizar esses diferentes arranjos, considerando os critérios ambientais e econômicos.

## **2. OBJETIVO**

### **2.1. Objetivo Geral**

Hierarquizar diferentes arranjos de aplicação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto para tomada de decisão na gestão da drenagem de águas pluviais urbanas em região semiárida.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Avaliar o comportamento hidrológico de uma bacia urbana, através da simulação de diferentes cenários de aplicação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto;
- Avaliar o impacto da aplicação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto na qualidade da água de um sistema urbano de macrodrenagem;
- Selecionar o melhor arranjo de técnicas LID por meio da ordenação de diferentes cenários, com base em análise multicriterial e multidecisor, para tomada de decisão na gestão de águas pluviais urbanas, considerando os aspectos ambiental e econômico.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

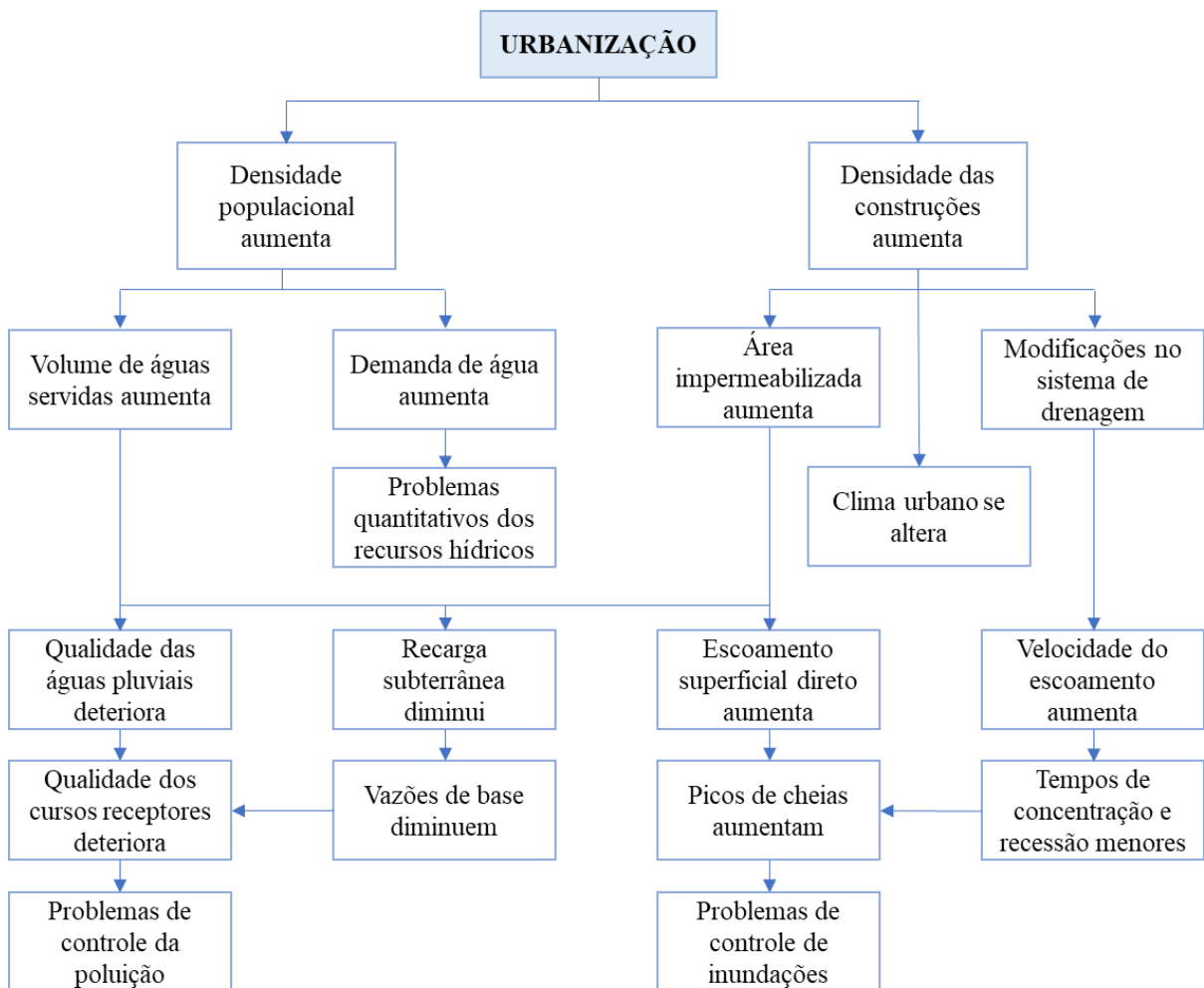
#### 3.1. Urbanização e as águas urbanas

Nos últimos anos, muitas cidades em todo o mundo enfrentaram problemas críticos na gestão das águas urbanas, como incremento das inundações, escassez hídrica e poluição da água. A rápida urbanização é um dos fatores determinantes para o agravamento dessa situação, uma vez que esse processo modifica o solo, aumentando a impermeabilização e, por conseguinte, o volume total escoado, alterando o ciclo natural da água (ZHU *et al.*, 2021).

No Brasil, o histórico da urbanização foi marcado pelo acelerado processo migratório do espaço rural para o urbano e pelas diversidades territoriais que acarretaram diferenças no desenvolvimento das cidades brasileiras. Segundo Martine *et al.* (2010) esse processo foi estimulado pela quebra da hegemonia da economia agrícola e pela intensificação da industrialização no período posterior à Segunda Guerra Mundial. Para Santos (1993) essa urbanização ocorreu paralelamente ao forte crescimento vegetativo, resultado de uma natalidade elevada e de uma baixa taxa de mortalidade, causadas pelos progressos sanitários e a melhoria relativa nos padrões de vida. Apesar dos benefícios dessa transição, esse desenvolvimento ocorreu de forma desorganizada e alheia às questões ambientais.

A urbanização causa alteração no ciclo hidrológico natural. A retirada da vegetação da bacia hidrográfica, o aumento da impermeabilização das superfícies e a alteração da rede natural de drenagem acarreta a diminuição da capacidade de infiltração do solo e, por conseguinte, no aumento do escoamento superficial, fator de grande influência na intensificação das inundações no meio urbano (MARINHO, 2018). Além disso, essas mudanças interferem na qualidade dos corpos aquáticos, que através do escoamento superficial, transportam diversos poluentes (sedimentos, nutrientes, matéria orgânica, patógenos, hidrocarbonetos, metais pesados e agentes tóxicos) (RIGHETTO *et al.*, 2017). Durante o período seco esses poluentes se depositam na superfície e nos eventos de chuva, essa poluição é carregada com o escoamento, sendo direcionada para o sistema de drenagem. Como esses sistemas geralmente não apresentam nenhum tipo de tratamento, toda a poluição é transportada para os corpos hídricos. A Figura 1 resume os efeitos da urbanização nos processos hidrológicos.

Figura 1- Efeitos da urbanização nos processos hidrológicos



Fonte: Adaptado de Hall (1984)

As inundações urbanas causam danos sociais e econômicos em todo o mundo (GARCIA, 2005; ZENG *et al.*, 2020). Com as mudanças climáticas e o aumento dos eventos extremos de precipitação, esse problema torna-se mais preocupante. A abordagem tradicional da drenagem urbana, mostra-se ineficiente para combater esses eventos, surgindo a necessidade de mudança de paradigmas na gestão das águas pluviais urbanas (HU *et al.*, 2018). Nesse contexto, estudos que objetivem auxiliar no desenvolvimento de estratégias integradas e mais eficientes, com vistas à redução dos volumes de escoamento e vazão e no alcance da sustentabilidade urbana a longo prazo, são de grande relevância (BARROS *et al.*, 2020; SANTIAGO; FLORES; HONG, 2020).

O ecossistema urbano apresenta alta complexidade e sua compreensão exige abordagem interdisciplinar, por isso a importância da visão integrada que envolve os serviços de saneamento, os aspectos legais, o planejamento do uso do solo e as metas de qualidade de

vida e meio ambiente (TUCCI, 2006). Alcançar essa compreensão holística é um grande desafio, posto que, no modelo convencional de gerenciamento, as responsabilidades sobre a gestão das águas urbanas estão espalhados por diferentes níveis de governo, em escalas geográficas e temporais distintas (SILVA *et al.*, 2019).

### **3.2. Drenagem das águas pluviais urbanas**

A drenagem e o manejo das águas pluviais urbanas, segundo a Lei 14.026/2020 que atualiza o marco legal do saneamento, pode ser entendida como “atividades, infraestrutura e instalações operacionais de drenagem de águas pluviais, transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas, contempladas a limpeza e a fiscalização preventiva das redes” (BRASIL, 2020). No Brasil, apesar desses serviços apresentarem avanços nos últimos anos, ainda se observam muitas lacunas em sua gestão, principalmente por ainda ser considerada uma atividade não prioritária, e que, muitas vezes, é subordinada a outros setores do sistema urbano (SNIS, 2020).

Acerca dos mecanismos de controle pluvial, existem dois tipos de soluções, as medidas estruturais, que são as obras de engenharia propriamente ditas, classificadas em obras de captação (bueiros, bocas-de-lobo), de armazenamento (reservatórios de acumulação e bacias de detenção) e de transporte (galerias e canais) (RIGHETTO, 2009). E as medidas não estruturais que buscam, por meio da implementação de normas e regulamentos, modificar padrões de comportamento, objetivando disciplinar a ocupação territorial e a conscientização da população (CANHOLI, 2005; CARVALHO, 2019). A educação ambiental, os sistemas de alerta e previsão de inundações e o próprio Plano Diretor de Drenagem são exemplos de medidas não estruturais.

Tucci (2006) ainda classificou essas medidas de controle de acordo com sua área de atuação na bacia hidrográfica sendo: *distribuída ou na fonte* as que atuam sobre o lote e praças; *na microdrenagem* que atuam sobre um ou mais loteamentos, drenando o sistema viário, compostas por sarjetas, canaletas, bocas de lobo, condutos de ligação e tubulações com diâmetro máximo de 0,8 m e; *na macrodrenagem* que atuam sobre os riachos urbanos compreendendo os canais, galerias e tubulações com diâmetro mínimo de 1,0 m (ADASA, 2018).

Quanto ao seu transporte, os sistemas podem ser do tipo separador absoluto, cujas águas pluviais são transportadas em sistemas exclusivos, ou seja, o esgotamento sanitário e a



rede de drenagem funcionam de forma independente, não existindo ligações entre eles. E o sistema denominado único ou misto, cujos esgotos domésticos e as águas pluviais são transportados juntos, compartilhando a mesma infraestrutura. No Brasil, segundo dados do SNIS (2020) 54,3% dos municípios possuem o sistema de drenagem do tipo separador absoluto.

O histórico da gestão das águas urbanas teve início com a necessidade de se evitar a proliferação de doenças. Essa fase denominada higienista, tinha como objetivo transferir as águas para áreas a jusante, o mais rápido possível, por meio de canais e galerias subterrâneas, afastando-as dos centros urbanos. (MALHEIROS *et al.*, 2019). Com o desenvolvimento das cidades, essa concepção de transferência dos problemas tornou-se ineficaz, uma vez que o grande volume de água era transportado para cidades circunvizinhas, causando a elevação do pico de cheias nos cursos de água e a diminuição do tempo de concentração (CHRISTOFIDIS; ASSUMPÇÃO; KLIGERMAN, 2019).

Iniciou-se a fase de intensa ampliação das estruturas de drenagem, focada na canalização dos rios, impermeabilização dos solos e implantação de sistemas de amortecimento. Essa visão errônea do controle das águas pluviais, sem uma percepção sistêmica da bacia e dos aspectos sociais e institucionais das cidades, perdura até os dias atuais, agravando a situação das águas urbanas.

Nesse contexto, desenvolveu-se uma nova percepção sobre os sistemas de drenagem, que compreende uma abordagem integrada entre a infraestrutura urbana e o meio ambiente. Essa visão ambientalista, baseia-se no controle dos escoamentos na sua origem, mantendo os caminhos naturais de drenagem e promovendo a infiltração e a retenção das águas, como opções para reconstituir as condições naturais do ciclo hidrológico (SOUZA *et al.*, 2012).

### **3.3. Drenagem urbana sustentável**

Com a problemática dos sistemas tradicionais de drenagem, houve a necessidade de mudança na concepção da relação da água com o meio urbano. O conceito de drenagem urbana sustentável surgiu a partir da década de 1970, como uma alternativa para solucionar as lacunas e complementar os sistemas de drenagem existentes. Essa nova percepção, diferentemente da abordagem anterior, busca controlar os escoamentos na sua origem, atuando nas causas das inundações e utilizando medidas de armazenamento, infiltração e evapotranspiração, a fim de alcançar um ciclo hídrico mais natural (FLETCHER *et al.*, 2015).

Além disso, a qualidade da água tornou-se uma questão relevante e as águas residuais e resíduos sólidos tornaram-se assuntos tratados em conjunto (BAHIENSE, 2013).

Vale destacar que, ao implementar essas estratégias em países em desenvolvimento, são observadas algumas dificuldades como a falta de capacitação técnica dos agentes municipais, a ausência de dados e a carência de normas técnicas nacionais (SNIS, 2020). Dentro desse contexto, desenvolveram-se diferentes vertentes que tentam descrever essa evolução da drenagem em direção a uma abordagem holística. Destacam-se a abordagem americana *Low Impact Development* (LID), também denominado por Desenvolvimento de Baixo Impacto, a abordagem australiana *Water Sensitive Urban Design* (WSUD)- Projeto Urbano Sensível à água e a abordagem britânica *Sustainable Drainage Systems* (SuDS)- Sistemas de Drenagem Sustentáveis. Neste trabalho optou-se por utilizar o conceito de Desenvolvimento de Baixo Impacto.

### **3.3.1. O conceito de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID)**

O Desenvolvimento de Baixo Impacto surgiu na década de 1980 como uma estratégia de manejo de águas através do planejamento multidisciplinar integrado a práticas de tratamento e controle na fonte em pequena-escala (SOUZA *et al.* 2012). Essas técnicas podem reduzir os efeitos negativos da urbanização, agindo sobre a hidrologia e qualidade da água, mitigando os efeitos da impermeabilização das superfícies e reduzindo o volume de escoamento e os picos de vazão (ZHAO *et al.*, 2018). Além disso, essa vertente respeita as peculiaridades locais quando considera os aspectos sociais e econômicos, dando importância à educação e à participação pública, contribuindo na redução de cargas de poluentes e no aumento da eficiência e longevidade de sistemas de drenagem (BRITO, 2006).

A expressão Desenvolvimento de Baixo Impacto tem sido comumente empregada na América do Norte e na Nova Zelândia, sendo seu uso inicial mais conhecido, no início dos anos 1990, no Condado de Prince George, Maryland, EUA. Mais tarde foi publicado o Manual de Projeto de Desenvolvimento de Baixo Impacto (COFFMAN, 1997), que auxiliou na divulgação dessa abordagem, bem como na disseminação dos conceitos e técnicas de aplicação das mesmas (FLETCHER *et al.*, 2015). A partir de então foram desenvolvidos diversos estudos envolvendo aplicação de LID em meios urbanos (AHIABLAME *et al.*, 2012; JIA *et al.*, 2015; AMANTHEA *et al.*, 2015; CHUI *et al.*, 2016, LI *et al.*, 2019; MATOS *et al.*, 2019).

As técnicas LIDs objetivam retornar às condições hidrológicas anteriores ao desenvolvimento, ou seja, às condições naturais. Para tanto, incorporam-se aos projetos de drenagem, as características dos ecossistemas naturais, promovendo a infiltração no solo, a evapotranspiração e coleta e uso da água de chuva (FORGIARINI *et al.*, 2007; USEPA, 2012). Essas técnicas não só mitigam os problemas de drenagem urbana (inundações, poluição das águas) mas promovem a utilização desses recursos de forma sustentável e integrada ao ambiente urbano (FENG *et al.*, 2020).

Esses dispositivos são considerados medidas ideais para melhorar a resiliência urbana e devido à sua atuação em pequena escala, são os mais indicados para regiões com urbanização consolidada (GREGOIRE *et al.*, 2011; CHEN *et al.*, 2019). Vale destacar que, apesar dessa abordagem objetivar retornar às condições pré-desenvolvimento, a implantação dessas técnicas implica algum impacto no meio ambiente, embora seja implicitamente menor que o da prática tradicional (FLETCHER *et al.*, 2015). Portanto, as condições naturais, anteriores à interferência antrópica, são estabelecidas como metas a serem alcançadas.

Dentre as técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto destacam-se a biorretenção, telhados verdes, pavimentos permeáveis, coletores de águas de chuvas, fundações verdes, trincheiras de infiltração, entre outros. Nesta dissertação é dada ênfase a duas técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto: (i) Pavimentos permeáveis e (ii) Trincheiras de infiltração.

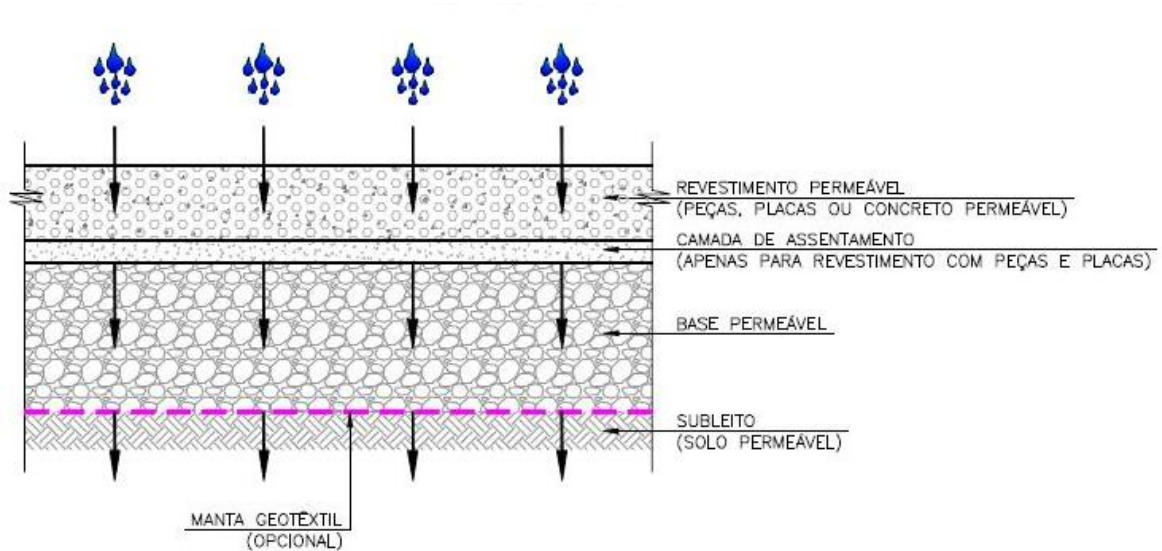
#### *(i) Pavimentos permeáveis*

Os pavimentos permeáveis são compostos por camadas estruturais com alta porosidade que permitem a passagem da água, através da sua superfície, para posterior infiltração no solo ou descarte em um sistema de drenagem (CHU; FWA, 2019). Esses dispositivos tratam a água durante a passagem pelas camadas agregadas, por meio dos processos de filtração que ocorrem dentro na estrutura permeável (KURUPPU *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2020). Esta tecnologia também é conhecida como estrutura-reservatório. O termo estrutura se refere à função mecânica que possibilita suportar os carregamentos exercidos pelo tráfego de veículos e pedestres. Já a palavra reservatório relaciona-se à função hidráulica, que permite o armazenamento provisório da água da chuva assegurado pela porosidade dos materiais constituintes (CARVALHO, 2019).

Esse dispositivo é composto geralmente por duas camadas de agregados, sendo uma de agregado fino ou médio e outra de agregado graúdo, e uma camada do pavimento permeável (ARAÚJO *et al.*, 2000). Mantas geotêxteis são adicionadas entre a base e o

pavimento para impedir a passagem de materiais finamente divididos (CANHOLLI, 2005). A Figura 2 apresenta uma seção típica de um pavimento permeável.

Figura 2 - Pavimentos permeáveis



Fonte: ABNT-NBR 16416 (2015).

Urbonas e Stahre (1993) classificam os pavimentos permeáveis em três tipos: pavimento de concreto permeável; pavimento de asfalto poroso e pavimento de blocos de concreto vazados. Os pavimentos de concreto permeável e asfalto poroso são fabricados de forma similar aos pavimentos convencionais, retirando-se a fração da areia fina da mistura dos agregados do pavimento, já os de blocos de concreto vazados são preenchidos com material granular, como areia ou vegetação rasteira como grama e são colocados acima de uma camada de areia (ARAÚJO *et al.*, 2000; CASTRO, 2011).

O uso de pavimentos permeáveis é um meio eficaz de reduzir a impermeabilização nas bacias urbanas. Essa estrutura ameniza o hidrograma da bacia e diminui a área impermeável, apresentando, geralmente, maior eficiência em chuvas de pequena intensidade (ASCE, 1992; PINTO, 2011). Diversos estudos apontaram a eficácia da implementação dos pavimentos permeáveis na redução do escoamento superficial, na atenuação dos picos de vazão e na remoção de poluentes (BRASWELL *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2020; SELBIG *et al.*, 2019; XIE *et al.*, 2017).

Esses pavimentos são usualmente projetados para suportar cargas leves, sendo preferencialmente implantadas em áreas de tráfego de pedestres, ciclistas e veículos leves, como estacionamentos, vias residenciais, calçadas, armazéns e arenas de esportes (ARAÚJO *et al.*, 2000; PINTO, 2011; RIGHETTO, 2009). Contudo, a aplicação desse tipo de estrutura

demanda manutenção e limpezas periódicas para a retirada do sedimento fino retido na superfície. Esse acúmulo de sedimentos causa colmatação das camadas superficiais, impedindo a infiltração e tornando o dispositivo ineficiente (HU *et al.*, 2018; RIGHETTO, 2009). Além disso, o uso dos pavimentos permeáveis é limitado pela permeabilidade do solo que deve ser suficientemente alta para permitir a infiltração no subsolo e pela qualidade da água drenada, com possibilidade de contaminação do lençol freático (URBONAS *et al.*, 1993).

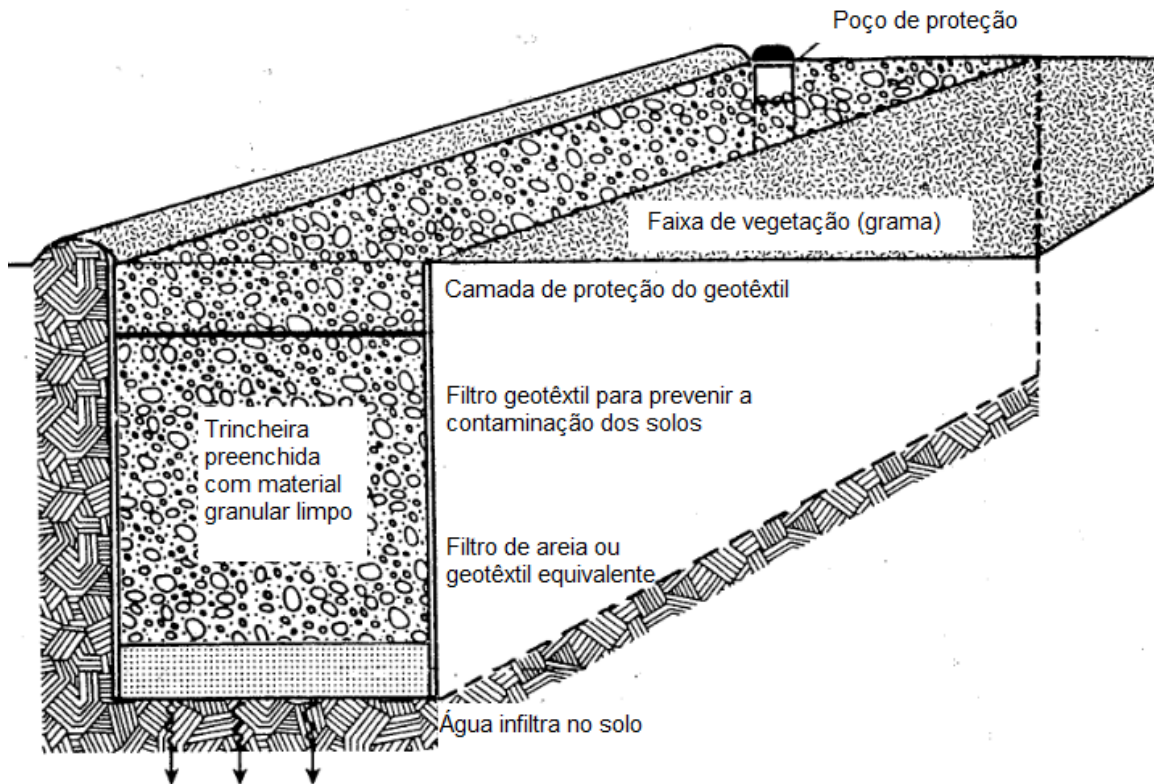
A estrutura do pavimento deve ser dimensionada considerando-se a intensidade da precipitação no local e as características do solo (ALVES, 2017). No Brasil, a NBR 16416 – ABNT (2015) estabelece requisitos mínimos exigíveis ao projeto, especificação, execução e manutenção de pavimentos permeáveis de concreto.

(ii) *Trincheiras de infiltração*

São valas contendo materiais permeáveis que promovem a percolação do escoamento para os solos, apresentando a função de armazenar e infiltrar as águas pluviais (BLOORCHIAN *et al.*, 2016). As trincheiras de infiltração usam dessas características para diminuir o volume e a velocidade do escoamento das águas pluviais, além disso, sua composição permite a remoção de sólidos suspensos e outros poluentes, atuando também no tratamento das águas infiltradas (ECKART *et al.*, 2017).

As trincheiras geralmente são constituídas por longas valetas implantadas à profundidade de aproximadamente 1 metro, preenchidas por material granular como brita ou seixos rolados, envolta por uma camada de geotêxtil (VALE, 2011). Essa camada, além de função estrutural, reduz o risco de colmatação que poderia causar a perda de permeabilidade e de eficiência do dispositivo (ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2017). A Figura 3 ilustra, esquematicamente, o perfil desse dispositivo.

Figura 3- Trincheiras de infiltração



Fonte: Adaptado de Schueler (1987)

Essa tecnologia captura e trata pequenas quantidades de escoamento, mas não controla grandes volumes e picos de cheia portanto, o uso dessa técnica em conjunto com outros dispositivos, pode fornecer efeitos mais completos e eficientes sobre o escoamento superficial (USEPA, 1999). Salienta-se que devem ser evitados locais com solos de baixa capacidade de infiltração, pois dificultam a infiltração das águas na trincheira, e com lençol freático elevado pois aumentam-se as chances de contaminação das águas subterrâneas (LUCAS *et al.*, 2010).

Assim como os pavimentos permeáveis, as trincheiras de infiltração, são dispositivos ideais para áreas urbanas consolidadas, pois demandam pequenas áreas, integrando-se facilmente ao ambiente, a exemplo de calçadas, rodovias e estacionamentos (EBRAHIMIAN *et al.*, 2021). Dentre as vantagens dessas técnicas, destacam-se a eficiente remoção de sólidos em suspensão, poluentes particulados, bactérias, matéria orgânica e algumas formas solúveis de metais e nutrientes do escoamento (USEPA, 1999). Além disso, apresentam facilidade na construção, baixo custo, valorização no aspecto paisagístico e possibilidade de diminuição das dimensões da rede de drenagem a jusante (PINTO, 2011; PEREIRA, 2014).

### 3.4. Poluição das águas pluviais

Com a evolução da drenagem urbana e o desenvolvimento da abordagem ambientalista, a qualidade da água tornou-se uma questão relevante na gestão das águas urbanas. Os deflúvios superficiais, durante os eventos de chuvas, transportam para os corpos hídricos diversos poluentes como sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e metais pesados (RIGHETTO *et al.*, 2017). Esse tipo de poluição é denominado difusa e está associado às atividades antrópicas.

De modo geral, a poluição difusa é intermitente e não apresenta uma origem específica, atingindo o corpo hídrico de forma distribuída, dificultando sua identificação (FERREIRA *et al.*, 2018). Por esse motivo, o controle dessa contaminação não pode ser feito na sua origem, mas sobre toda região geradora da carga poluidora. A natureza dessa poluição depende de fatores como o uso do solo, a frequência da limpeza urbana, a intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial (TUCCI, 2008). Seus impactos variam desde a contaminação dos leitos dos rios até a eutrofização dos corpos hídricos (RIEHEL *et al.*, 2020). Além disso, a depleção do oxigênio dissolvido nas águas, pode levar a condições letais para organismos aquáticos.

Além das fontes difusas, os corpos hídricos são atingidos por fontes pontuais de poluição que podem ser exemplificadas pelos efluentes domésticos e as descargas industriais (LIMA *et al.*, 2016). Esse tipo de contaminação está intimamente relacionado com a ineficiência ou ausência de infraestrutura urbana de saneamento. No Quadro 1 estão listados alguns contaminantes comumente encontrados no escoamento de águas pluviais e suas prováveis fontes.

Quadro 1- Fontes dos poluentes nas águas pluviais

<b>Contaminantes</b>	<b>Fontes</b>
Sedimentos e materiais flutuantes	Ruas, gramados, calçadas, estradas, construções, deposição atmosférica e erosão do canal.
Pesticidas e herbicidas	Gramados residenciais e jardins, estradas, áreas comerciais e industriais, lavagens de solo contaminado.
Materiais orgânicos	Gramados residenciais e jardins e resíduos animais.
Metais	Automóveis, pontes, deposição atmosférica, áreas industriais, erosão do solo, mineração,

	processos de combustão.
Óleos e graxas/ hidrocarbonetos	Calçadas, estacionamentos, veículos, áreas de manutenção de veículos, postos de gasolina.
Bactérias e vírus	Gramados, estradas, linhas de esgoto sanitário, conexões cruzadas de esgoto sanitário, resíduos animais, sistemas sépticos.
Nitrogênio e fósforo	Adubos de gramado, deposição atmosférica, escape de automóveis, erosão do solo, resíduos animais, detergentes, sistemas sépticos inadequados, fertilizantes.

Fonte: Adaptado de USEPA (1999)

Vale salientar que, apesar de adotar sistemas de esgotamentos sanitários do tipo separador absoluto, ainda se observa o lançamento de esgotos domésticos diretamente nas redes de drenagem. Como esse tipo de sistema não é projetado para conduzir esses efluentes, todo escoamento é lançado diretamente nos corpos hídricos, sem nenhum tratamento, contribuindo para o aumento a poluição hídrica. Ademais, as práticas inadequadas de disposição de resíduos sólidos nos sistemas de drenagem corroboram com o agravamento da qualidade das águas e comprometem o funcionamento da rede de drenagem.

Para avaliar os impactos da poluição nos corpos hídricos, bem como a eficiência de medidas de controle, é necessária a quantificação das cargas poluidoras. Essa quantificação é feita através de levantamentos de dados em campo, incluindo amostragem de poluentes, análises de laboratório, medição de vazões, entre outros (VON SPERLING, 2018).

Dentre os indicadores de qualidade de água que mensuram a poluição no escoamento superficial, destacam-se a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), que quantificam matéria orgânica e seu potencial poluidor; e os nutrientes, em especial o fósforo, que se apresentam como os principais responsáveis pelo processo de eutrofização dos corpos de água (LIMA *et al.*, 2016).

A DBO pode ser entendida como a quantidade de oxigênio dissolvido utilizada pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias (SAWYER *et al.*, 2003). Fatores como temperatura, turbulência, concentração de matéria orgânica e o lançamento de resíduos industriais e esgoto sanitário, influenciam nos valores da DBO, sendo os despejos de origem orgânica os que mais provocam seu aumento (ALVAREZ, 2010).



A DQO é utilizada para medir o equivalente de oxigênio do material orgânico presente no esgoto que pode ser oxidado quimicamente através de um agente oxidante forte, em condições ácidas (SAWYER *et al.*, 2003; METCALF e EDDY, 2016). No âmbito da Engenharia Sanitária esse indicador é indispensável para caracterizar os esgotos sanitários e industriais, além de ser utilizado conjuntamente com a DBO, para observar o nível de biodegradabilidade dos efluentes.

As cargas de nutrientes encontradas no escoamento urbano são geralmente baixas quando comparadas com outras fontes. O controle desses nutrientes nos corpos hídricos, especialmente o fósforo, é uma questão importante, pois em elevadas concentrações, esses nutrientes podem conduzir à eutrofização com a consequente floração exagerada de algas e cianobactérias (VON SPERLING, 2018). Esse fenômeno acarreta consequências como mortandade de peixes e toxicidade das águas devido à produção de toxinas pelas cianobactérias.

Diversos estudos avaliaram a poluição das águas pluviais. Chamun (2008) quantificou a carga de poluição difusa de esgoto doméstico lançada na bacia hidrográfica do Cancela, na cidade de Santa Maria, RS. Os resultados das análises mostraram a deterioração da qualidade da água da bacia, apresentando grande variabilidade nos indicadores condutividade, turbidez, sólidos, DBO, DQO, coliformes totais e *Escherichia coli* devido à variação horária da contribuição de esgoto, com os menores valores ocorrendo no período da manhã, aumentado durante o dia e mostrando tendência de redução a tarde.

Zaffani (2012) estudou a poluição difusa da drenagem urbana na da cidade de São Carlos, SP, por meio da modelagem qualitativa e quantitativa, com base em critérios ecotoxicológicos e sob cenários prospectivos para o manejo das águas urbanas. Nesse estudo foi constatado que os maiores valores dos indicadores de poluição foram observados na saída das bacias com maior grau de urbanização.

Righetto *et al.* (2017) estudaram a poluição difusa nas águas pluviais na cidade de Natal, Rio Grande do Norte, por meio da quantificação dos poluentes presentes na primeira carga de lavagem contidas nos deflúvios. Os resultados mostraram que a qualidade do deflúvio superficial apresenta grande potencial poluidor de corpos d'água. Foram constatadas, em diferentes intensidades de precipitação, altas taxas de concentração de poluentes carregados pelos deflúvios superficiais.

Para mitigar os efeitos dessa problemática, as medidas de Desenvolvimento de Baixo Impacto como trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis, mostram-se como alternativas eficazes atuando sobre a qualidade das águas da bacia. Nesse contexto, ferramentas que auxiliem a compreensão do comportamento hidrológico e da qualidade da água nos sistemas de drenagem, durante eventos de chuvas, são de grande importância para a gestão integrada da bacia hidrográfica.

### **3.5. Modelagem dos sistemas de drenagem urbana**

Entender a dinâmica da quantidade e da qualidade das águas pluviais, no meio urbano é uma tarefa complexa que exige a integração de dados físicos, hidrológicos e qualitativos, considerando a heterogeneidade do ambiente urbano. Nesse sentido, a modelagem computacional permite essa integração, fornecendo auxílio à gestão dos recursos hídricos (PEREIRA *et al.*, 2020). Ademais, essa ferramenta fornece suporte para o estudo e análise de alternativas de mitigação de enchentes, o efeito das mudanças nas condições da bacia hidrográfica e a previsão de eventos críticos, permitindo uma avaliação de medidas preventivas como as técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (SOUZA *et al.*, 2019).

Os primeiros programas de modelagem da drenagem urbana foram desenvolvidos durante a década de 1960, sendo eles elaborados principalmente por agências do governo dos EUA, como a Agência de Proteção Ambiental – USEPA (CHOW *et al.*, 1988). A partir de então, foram desenvolvidos diversos modelos de simulação de bacias urbanas.

Para Collodel (2009), esses modelos são ferramentas eficientes para prognosticar os efeitos causados às bacias hidrográficas, advindos da urbanização. O meio urbano é composto de vários tipos de usos do solo que produzem diferentes volumes de escoamento, portanto a modelagem deve permitir a integração de todas estas características, sendo capaz de simular a concentração e o transporte de poluentes em áreas impermeáveis e permeáveis (SOUZA, 2014).

Aliado a essas simulações, o monitoramento é fundamental para adequada caracterização qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos. Em geral, a qualidade da água é modelada com menos frequência em comparação com a modelagem hidrológica. Isso se deve ao fato de que os dados de qualidade da água estão disponíveis com menos frequência do que os dados hidrológicos (ECKART *et al.*, 2017).

Um dos maiores desafios da implementação de medidas alternativas de drenagem, é identificar a eficácia dessas técnicas em relação às funções hidrológicas e ambientais,

considerando as condições locais e cenários de expansão urbana. Por outro lado, a questão econômica é um dos fatores limitantes em projetos de gerenciamento de águas pluviais. Portanto, a utilização de modelos computacionais para seleção e posicionamento ideais dos controles LID é necessária para atingir o cenário ideal, cujos benefícios ambientais são máximos com custos mínimos (BAEK *et al.*, 2020).

Dentre os principais modelos computacionais disponíveis para simulação das águas pluviais podem ser destacados: STORM, QUAL2E, IPHS-1, SWMM. O modelo STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model*) foi apresentado em 1973 pela *Water Resources Engineers Inc.* (WRE) (HEC, 1977). É um modelo contínuo de simulação da quantidade e da qualidade da água em sistemas urbanos (COLLODEL, 2009). Pode ser usado para calcular volumes e profundidade de escoamento, fluxos de clima seco, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, DBO, coliformes totais, entre outros (YANG, 2010).

O QUAL2E é um modelo voltado para simulação da qualidade da água, desenvolvido e aperfeiçoado pela USEPA (BROWN *et al.*, 1987; CHAPRA *et al.*, 2007). É estável, unidimensional, abrangente e versátil que foi desenvolvido com base no modelo de Streeter-Phelps para simular a dinâmica de nutrientes, produção de algas e oxigênio dissolvido (YANG, 2010). Esse modelo é capaz de utilizar simultaneamente vários parâmetros que caracterizam a qualidade da água, considerando as fontes pontuais e difusas (KAYSER *et al.*, 2017). Para Knapik (2011), essa ferramenta pode ser empregada na gestão dos recursos hídricos, auxiliando na elaboração de planos de bacia.

O sistema IPHS-1 foi desenvolvido por Tucci *et al.* (1989) no instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Compreende um sistema computacional modulado, composto de vários modelos existentes na literatura, possibilitando a obtenção de hidrogramas de projeto por meio da combinação de algoritmos (SOUZA, 2012).

O *Storm Water Management Model* (SWMM) é considerado um dos mais abrangentes modelos computacionais utilizados em simulações dos deflúvios, permitindo a modelagem de diversos aspectos quantitativos e qualitativos das águas (ROSSMAN, 2015). Ele apresenta flexibilidade na divisão da área de estudo a ser representada (discretização) o que permite uma maior aproximação com a realidade. Além disso, atualizações recentes do software incluíram novos recursos ao modelo, como as técnicas LID.

Neste trabalho, optou-se por utilizar o SWMM como modelo computacional devido à sua grande aceitação no meio científico, seu livre acesso, seu amplo emprego em zonas

urbanas consolidadas e sua capacidade de modelar os comportamentos qualitativo e quantitativo de medidas LID.

### 3.5.1. *Storm Water Management Model – SWMM*

O SWMM é um modelo dinâmico de chuva-vazão que possibilita simular a quantidade e a qualidade do escoamento de águas pluviais em áreas urbanas, podendo ser utilizado para a modelagem de um único evento chuvoso ou para uma modelagem contínua de longo prazo (ROSSMAN, 2015). Esse software é um dos mais utilizados para simulação da drenagem urbana, permitindo a investigação de alternativas de controle do escoamento, auxiliando os gestores no dimensionamento da infraestrutura urbana e na estimativa de custos dessas estruturas (GARCIA, 2005).

Segundo Rossman (2015) o SWMM representa o comportamento do sistema de águas pluviais através de quatro módulos: **atmosférico, superfície do solo, água subterrânea e transporte**, explicados a seguir:

- **Módulo atmosférico:** produz a precipitação e o depósito dos poluentes na superfície do solo;
- **Módulo da superfície do solo:** recebe as contribuições sob a forma de chuva ou neve exportando-as, por meio da infiltração, para o módulo de águas subterrâneas e, através do escoamento superficial, carrega poluentes para o módulo de transporte;
- **Módulo de águas subterrâneas:** recebe a infiltração advinda do módulo superfície do solo e transfere parte desse volume para o módulo transporte;
- **Módulo de transporte:** simula o percurso das águas através de um sistema constituído por tubulações, canais, dispositivos de armazenamento e tratamento, bombas e elementos de regulação.

Todo processo de transporte de água em um conduto é regido pelas equações de conservação de massa e da quantidade de movimento (ZANANDREA, 2016). Os resultados obtidos durante a modelagem são expostos em relatórios do estado de simulação, apresentações de mapas, de gráficos, de tabelas e de um relatório estatístico. Cada item que compõe o modelo pode ter seus resultados apresentados individualmente. Além disso, a ferramenta mapa permite a apresentação interativa da simulação, proporcionando a visualização da mudança no comportamento dos objetos, durante todo o evento de precipitação.

O software foi criado em 1971 pela USEPA e, desde então, tem sido atualizado constantemente. Sua versão mais atual é a SWMM 5.1.015 lançada em 2020. Vale ressaltar que, desde a versão 5.0.019, foi incluída ao modelo a capacidade de avaliar o desempenho de práticas de Desenvolvimento de Baixo Impacto. Atualmente é possível simular até oito tipos de LID: célula de biorretenção, o jardim de chuva, a cobertura verde, o pavimento permeável, trincheiras de infiltração, cisternas, valas de infiltração sem drenos e as áreas vegetadas.

Em geral, os dispositivos LID são dimensionados para subtrair parte do escoamento superficial, por meio da retenção, infiltração e evapotranspiração, sendo suas características inseridas manualmente no modelo. Essas técnicas são representadas através de camadas verticais cujas propriedades são definidas por unidades de área (ROSSMAN, 2015). Muitos trabalhos utilizaram o software SWMM para simular a implantação de medidas de Desenvolvimento de Baixo Impacto em bacias urbanas.

França (2020) estudou a aplicação de medidas de Desenvolvimento de Baixo Impacto no controle da poluição das águas em sistemas de drenagem, no município de Campina Grande-PB. Nesse estudo, foi utilizado o software SWMM para realizar simulações de três cenários distintos, um cenário referente aos períodos secos, considerando apenas as contribuições de esgoto; um cenário chuvoso, considerando a lavagem dos poluentes e outro cenário com a aplicação de técnicas LID (sistemas de biorretenção, pavimentos permeáveis e interceptação das contribuições de esgoto). Foi concluído que os pavimentos permeáveis e a biorretenção apresentaram maior eficiência em eventos de precipitação de maior intensidade e que a adoção de medidas sustentáveis resulta na redução de cargas de poluentes no escoamento superficial, melhorando a qualidade das águas do canal estudado.

Li *et al.* (2019) desenvolveram um sistema de avaliação para quantificar os benefícios de diferentes combinações de técnicas LID em um projeto de centro esportivo em Guangxi, na China. Os autores utilizaram o SWMM e a metodologia de Processo de Análise Hierárquica (AHP) para construção de um índice de avaliação. Foram modelados 5 cenários com implantação de diferentes tecnologias LID, sendo estas: biorretenção, vales gramados, o espaço verde submerso, o pavimento permeável e o tanque de armazenamento. Os resultados mostraram que o cenário que contém 34,5% de instalações de biorretenção e 46,0% de espaços verdes submersos teve o melhor desempenho, principalmente por apresentar instalações descentralizadas e em microescala que permitem manusear as águas pluviais na fonte por meio do processo natural.

Liao *et al.* (2018) estudaram os efeitos hidrológicos das medidas LID por meio de um estudo de caso no Distrito de LiWan, cidade de Guangzhou, aplicando o algoritmo

*Random Forest* para selecionar um cenário de layout de medida LID ideal, considerando simultaneamente vários índices de avaliação. Através do SWMM, foi possível simular cinco cenários com diferentes layouts e avaliar quantitativamente os efeitos hidrológicos das técnicas sob seis períodos de retorno diferentes. Constatou-se que existem efeitos de longo alcance resultantes das medidas LID implementadas, que desempenham um papel importante na melhoria da qualidade da água, reduzindo o risco de inundações.

Zanandrea (2016) avaliou a aplicabilidade de medidas estruturais de Desenvolvimento de Baixo Impacto no controle de impactos hidrológicos da expansão urbana na bacia urbana Mãe d'água, localizada no Rio Grande do Sul. Nesse trabalho foram simulados, com o SWMM, três cenários de urbanização, sendo um deles com aplicação de duas técnicas LID: pavimentos permeáveis e valas de infiltração. As medidas LIDs reduziram o volume escoado em até 14% para o tempo de retorno de 2 anos, apresentando melhor desempenho para chuvas com menores tempos de retorno. Por fim, foi concluído que essas medidas auxiliam na redução do escoamento superficial, sendo uma alternativa viável para áreas urbanas já consolidadas.

### **3.6. Abordagem multicriterial**

O projeto e o desempenho dos sistemas de infraestrutura de águas pluviais em áreas urbanas têm consequências diretas nos problemas ambientais e de saúde pública e são de extrema importância para os gestores urbanos (SHARIAT *et al.*, 2019).

Todo processo de concepção desses sistemas tornou-se mais difícil, envolvendo não só questões sanitárias como também questões ambientais, sociais, além dos aspectos técnicos e financeiros. Para tanto, avaliar o desempenho das estratégias LID é base para a seleção de soluções ideais para o gerenciamento e tomada de decisão no planejamento urbano sustentável.

A gestão dos recursos naturais é um processo complexo que envolve diferentes setores da sociedade, múltiplos critérios e objetivos conflitantes. Os Métodos Multicritérios de Análise de Decisão, ou Métodos Multicritérios de Apoio à Decisão – MMAD entram nesse contexto para apoiar o processo decisório, recomendando ações ou cursos de ações para os tomadores de decisão, considerando os diferentes critérios e equilibrando as preferências das diferentes partes interessadas (LIMA, 2019; YANG; ZHANG, 2021).

Esse tipo de análise é estruturalmente dividido em duas grandes correntes: a Escola Europeia e a Escola Americana. A Escola Europeia baseia-se em princípios construtivistas,

em que se estabelece uma relação de sobreclassificação entre as alternativas, auxiliando o decisor no processo decisório, fornecendo mais conhecimento acerca do problema de decisão estudado. Já na Escola Americana a análise é racionalista, envolvendo agregação dos diferentes critérios em uma única função de síntese, cujo resultado deve proporcionar a tomada de decisão, totalmente racional (FÉLIX, 2017).

Dentre as metodologias de análise multicritério, destaca-se na Escola Americana o método *Analytic Hierarchy Process* (AHP) que foi desenvolvido na década de 1970 por Thomas L. Saaty. Este método consiste na decomposição do problema em uma hierarquia de critérios, que é facilmente analisada e comparada de maneira independente, depois que essa hierarquia é construída, os tomadores de decisão avaliam sistematicamente as alternativas, fazendo comparações aos pares, para cada um dos critérios escolhidos (VARGAS, 2010; SAATY, 2008).

Já na Escola Europeia destaca-se a família de métodos multicritério conhecida como PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation*) que foi apresentada primeiramente por Brans (1982) e posteriormente estendido por Brans *et al.* (1986). O PROMETHEE baseia-se em uma relação de sobreclassificação de valores de um conjunto finito de alternativas. Tendo em vista o crescente emprego desse método em problemas ambientais e sua simplicidade na concepção e aplicação, em comparação com os outros métodos de análise multicritério, optou-se por utilizá-lo neste trabalho.

### **3.6.1. Método PROMETHEE**

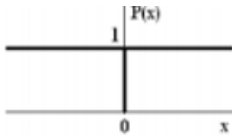
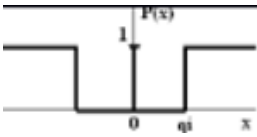
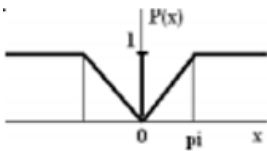
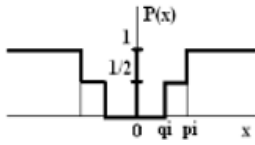
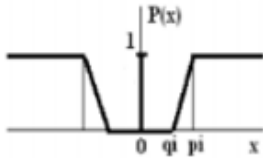
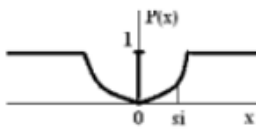
O PROMETHEE, foi apresentado pela primeira vez em 1982 na Université Laval, em Quebec, no Canadá (BEHZADIAN *et al.*, 2010). Esse método objetiva construir relações de sobreclassificação de valores em problemas de tomada de decisão, estabelecendo uma estrutura de preferência entre as alternativas e os critérios que estão sendo avaliados (CARVALHO *et al.*, 2011).

Na literatura são descritos sete diferentes métodos do grupo PROMETHEE. Dentre eles, destaca-se o PROMETHEE II que é considerado um método fácil, que potencializa a transparência do processo decisório, produz soluções que privilegiam alternativas mais balanceadas e apresenta conceitos e parâmetros com significado tangível para o decisor (JANNUZZI; MIRANDA; SILVA, 2009).

De forma geral, esse método fornece como resultado uma ordenação total das alternativas, baseada no princípio da comparação pareada dos cenários que são avaliadas de

acordo com diferentes critérios que devem ser maximizados ou minimizados. Segundo Almeida *et al.* (2002) nessa análise, se estabelece uma função de preferência entre as alternativas para cada critério. Essa função indica a intensidade da preferência de uma alternativa em relação à outra, com o valor variando entre 0 (indiferença) e 1 (preferência total). No PROMETHEE II, existem 6 funções de preferência que são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1- Funções de preferência

TIPO I: Critério usual	$g_f(a) - g_f(b) > 0$ $g_f(a) - g_f(b) \leq 0$		$F(a,b) = 1$ $F(a,b) = 0$
TIPO II: Tipo U	$g_f(a) - g_f(b) > q$ $g_f(a) - g_f(b) \leq q$		$F(a,b) = 1$ $F(a,b) = 0$
TIPO III: Tipo V	$g_f(a) - g_f(b) > p$ $g_f(a) - g_f(b) \leq p$ $g_f(a) - g_f(b) \leq 0$		$F(a,b) = 1$ $F(a,b) = \frac{g_j(a) - g_j(b)}{p}$ $F(a,b) = 0$
TIPO IV: Tipo escada	$ g_f(a) - g_f(b)  > p$ $q <  g_f(a) - g_f(b)  \leq p$ $ g_f(a) - g_f(b)  \leq q$		$F(a,b) = 1$ $F(a,b) = \frac{1}{2}$ $F(a,b) = 0$
Tipo V: Linear	$ g_f(a) - g_f(b)  > p$ $q <  g_f(a) - g_f(b)  \leq p$ $ g_f(a) - g_f(b)  \leq q$		$F(a,b) = 1$ $F(a,b) = \frac{( g_f(a) - g_f(b)  - q)}{(p - q)}$ $F(a,b) = 0$
Tipo VI Critério Gaussiano	$g_f(a) - g_f(b) > 0$ $g_f(a) - g_f(b) \leq 0$		A preferência aumenta segundo uma distribuição normal $F(a,b) = 0$

Fonte: Behzadian *et al.* (2010)

Onde:

- $g_j(a)$  corresponde ao valor do desempenho da alternativa a para o critério j;
- $[g_j(a) - g_j(b)]$  representa a comparação entre duas alternativas a e b com relação ao critério j;



- $q$  representa um limite de indiferença, ou seja, o maior valor para  $[g_j(a) - g_j(b)]$ , abaixo do qual há uma indiferença;
- $p$  representa o limite de preferência, ou seja, o menor valor para  $[g_j(a) - g_j(b)]$ , acima do qual há uma preferência estrita.

Segundo Almeida *et al.* (2002) essas funções podem ser interpretadas da seguinte maneira:

- Tipo I: não existe preferência entre  $a$  e  $b$ , somente se  $f(a) = f(b)$ . Quando esses valores são diferentes, a preferência é toda para a alternativa com o maior valor.
- Tipo II: considera-se uma área de diferença constituída de todos os desvios entre  $f(a)$  e  $f(b)$  menores que  $q$ . Para os desvios maiores a preferência é total.
- Tipo III: a intensidade das preferências aumenta linearmente até o desvio entre  $f(a)$  e  $f(b)$  alcançar  $p$ . Além deste valor, a preferência é total.
- Tipo IV: não existem preferências entre  $a$  e  $b$ , quando o desvio entre  $f(a)$  e  $f(b)$  não excede  $q$ ; entre  $q$  e  $p$ , é considerado um valor de preferência médio (0,5); depois de  $p$  a preferência é total.
- Tipo V: entre  $q$  e  $p$  a intensidade das preferências aumenta linearmente. Fora deste intervalo, as preferências são iguais ao caso anterior.
- Tipo VI: a intensidade das preferências aumenta continuamente e sem descontinuidade, ao longo de  $x$ . O parâmetro  $s$  é a distância entre a origem e o ponto de inflexão da curva.

Por fim, calcula-se o grau de sobreclassificação de uma alternativa que representa a intensidade de preferência desta sobre as outras alternativas. A melhor alternativa apresenta a maior pontuação, obtendo-se uma ordenação entre os cenários estudados.

### 3.7. Método multidecisor Copeland

Neste estudo, além da análise multicriterial, existem múltiplos decisores, necessitando de um método que agregue as preferências de cada decisor à ordenação final das alternativas. Nesse sentido, os métodos ordinais são usados para gerar uma ordenação final das alternativas de acordo com as preferências de múltiplos decisores. Na literatura os três métodos ordinais mais referenciados são: métodos de Borda, Condorcet e Copeland.

O método de Borda é simples e consiste em uma soma de pontos que é atribuída pelo decisor da seguinte forma: a alternativa preferida recebe um ponto, a segunda, dois pontos e

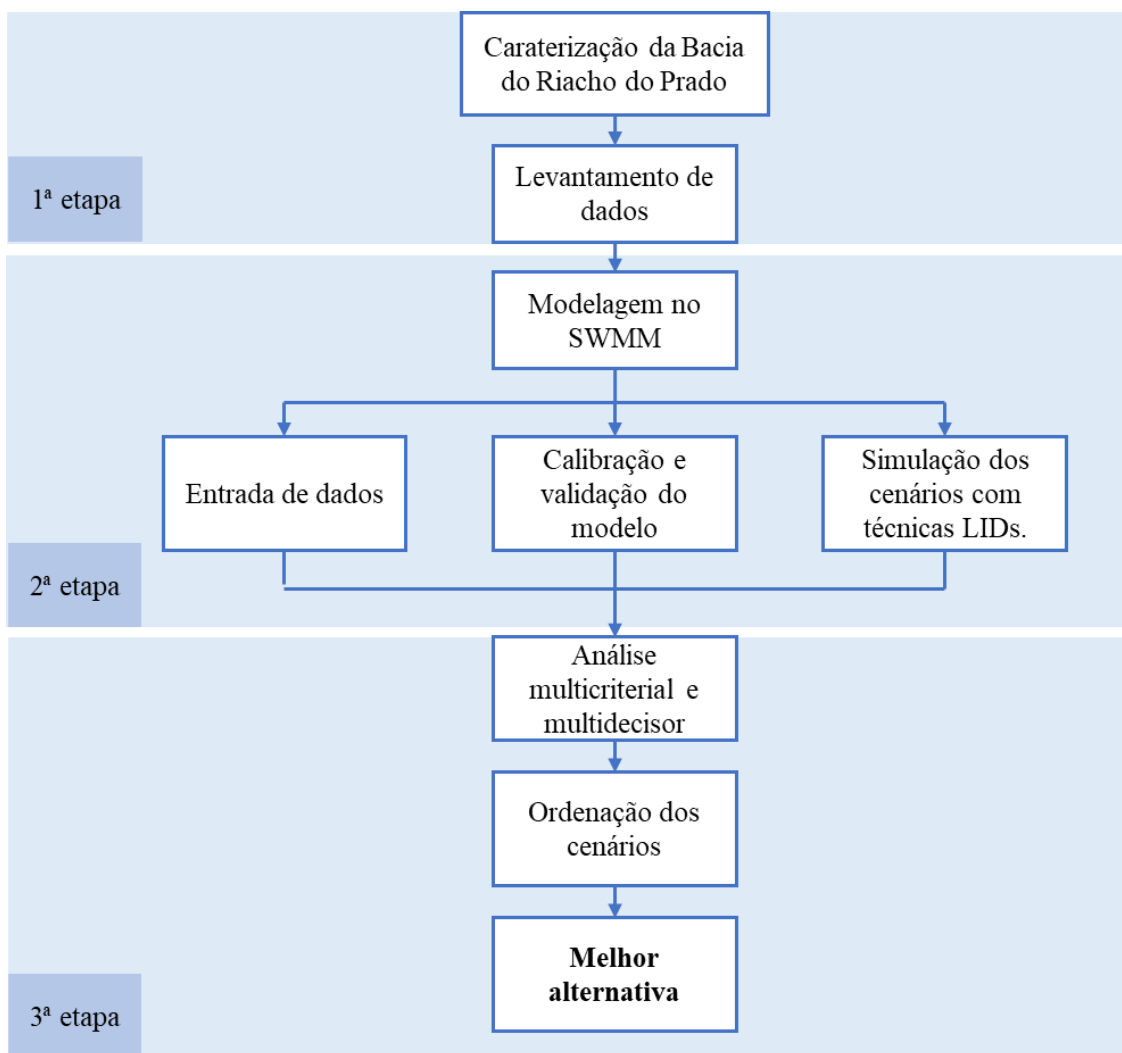
assim sucessivamente. Ao final, a alternativa que apresentar a menor soma é a escolhida. Já o método Condorcet consiste em uma comparação pareada das alternativas, construindo-se como resultado, um grafo que expressa a relação de preferência entre elas. Contudo, esse método pode conduzir à situação de intransitividade impedindo a possibilidade de uma ordenação das alternativas (VALLADARES *et al.*, 2008).

O método de Copeland, foi desenvolvido com o intuito de preencher as lacunas do Método Condorcet, superando a intransitividade, sendo considerado uma união entre as vantagens dos métodos de Borda e Condorcet (GOFFI, 2017). Segundo Carvalho (2013) esse método consiste em calcular a soma das vitórias menos as derrotas, em uma votação por maioria simples cujas alternativas são então ordenadas pelo resultado dessa soma. É fornecida, então, uma classificação final. Dessa forma, tendo em vista seu desempenho superior aos outros métodos, optou-se por utilizá-lo nesta pesquisa.

## 4. METODOLOGIA

Este trabalho foi dividido em 3 etapas metodológicas, como mostra a Figura 4. A primeira etapa consiste na caracterização e levantamento dos dados da área de estudo, Bacia Riacho do Prado; a segunda compreende a modelagem no software SWMM, com a inserção dos dados da bacia, calibração, validação do modelo e, por fim, a construção e simulação dos cenários. A terceira e última etapa compreende a análise multicriterial, a partir dos resultados da simulação, e a ordenação dos cenários, através do método multidecisor Copeland, com a seleção da melhor alternativa.

Figura 4- Etapas metodológicas da pesquisa

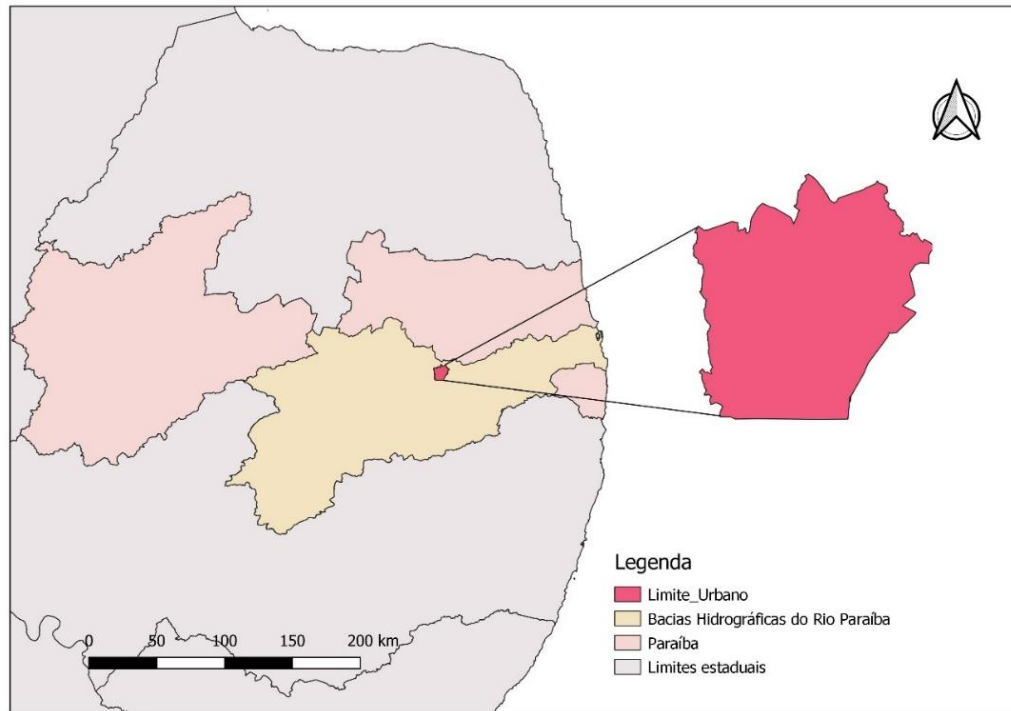


### 4.1. Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada, predominantemente, na zona urbana do município de Campina Grande, localizado no estado da Paraíba a 7°13'50'' Sul e 35°52'52'' Oeste de

Greenwich (Figura 5) e que possui uma área de 591.658 km<sup>2</sup> e população estimada em 413.830 habitantes (IBGE, 2021). Este município está inserido entre as regiões do Médio e Baixo Cursos do Rio Paraíba, apresenta clima semiárido e precipitação média anual variando entre 700 mm e 800 mm.

Figura 5-Localização do perímetro urbano de Campina Grande

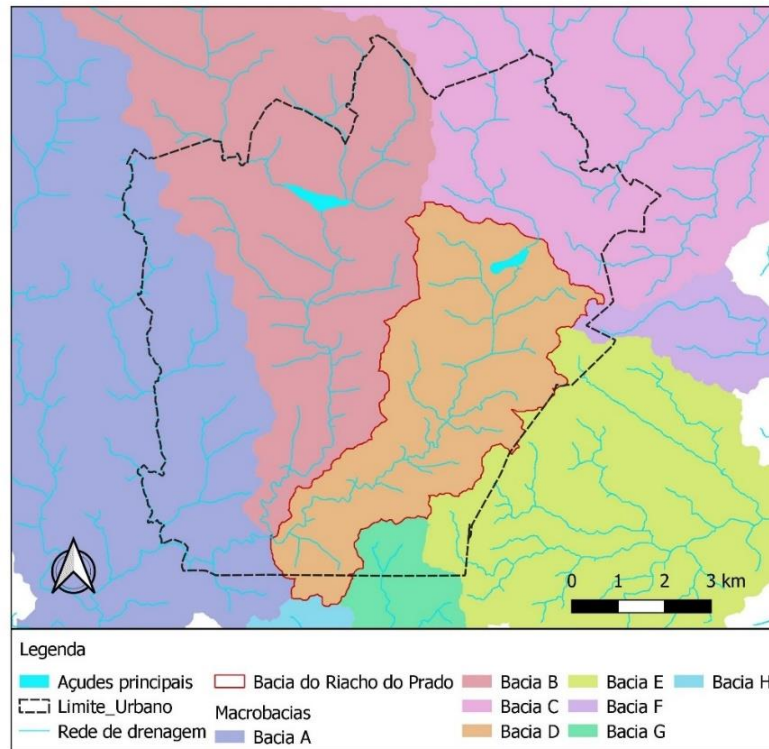


Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015)

Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico do município (PMSB-CG), os serviços de saneamento são prestados por empresas públicas e empresas terceirizadas. Os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), os de limpeza urbana são de responsabilidade da Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA) e os de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos e de resíduos de serviços de saúde são efetuados pela SESUMA e por empresas terceirizadas.

O sistema de drenagem da cidade está inserido em três principais bacias denominada bacias B - Bacia do Riacho do Bodocongó, bacia C - Bacia do Riacho das Piabas e bacia D - Bacia do Riacho do Prado, como mostra Figura 6.

Figura 6- Bacias Hidrográficas da cidade de Campina Grande



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015)

Assim como as demais cidades brasileiras, Campina Grande adota o sistema do tipo separador absoluto, cujas águas pluviais são transportadas separadamente dos esgotos domésticos. Essa rede apresenta uma extensão de 565.575,41 m, com aproximadamente 87.382 ligações domiciliares (PMSB/CG, 2015).

#### 4.2. Características da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado

A bacia do Riacho do Prado possui uma área de 24,7 km<sup>2</sup>, um perímetro de 40,2 km e abrange os bairros Monte Santo, Bela Vista, Prata, Centro, Centenário, São José, Quarenta, Estação Velha, José Pinheiro, Monte Castelo, Mirante, Santa Rosa, Liberdade, Catolé, Sandra Cavalcante, Itararé, Tambor, Cruzeiro, Jardim Paulistano, Distrito Industrial, Velame e Acácio Figueiredo (CAMELO, 2019).

O canal do Prado tem aproximadamente 19 m de desnível total. Tem seu início no extravasor das águas excedentes do Açude Velho até desaguar no Riacho Bodocongó, o qual é afluente do Rio Paraíba, principal rio do estado. Apresenta ao longo de seu comprimento dois principais tributários, um com 0,7 km e outro com 0,6 km de comprimento que contribuem para o canal principal (HENRIQUES, 2014). É composto por um trecho artificial e outro

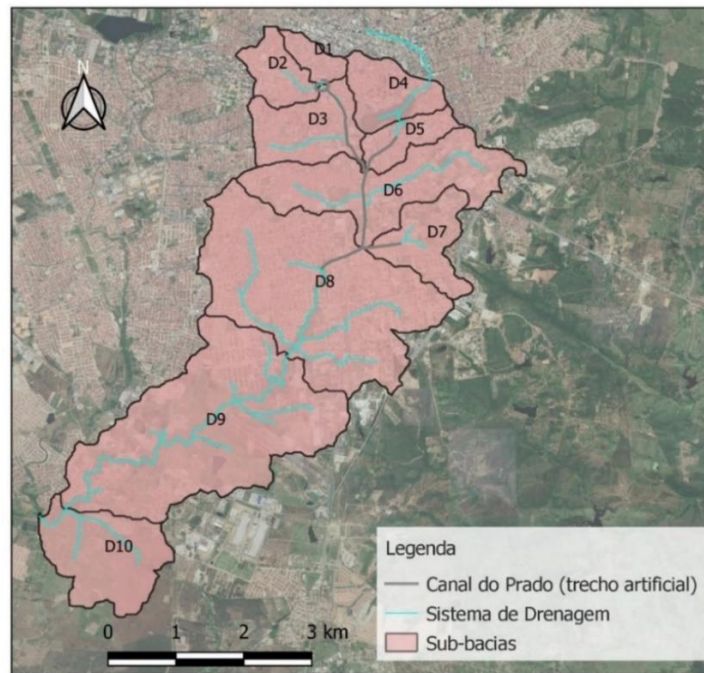
natural. Seu trecho artificial apresenta cerca de 2,5 km de comprimento com três seções transversais distintas, sendo elas trapezoidal, retangular e parabólica. Após determinado ponto o canal deixa de ter revestimento artificial e passa a ter leito natural, com seções irregulares. Essas informações foram coletadas de estudos anteriores em Campina Grande, da Prefeitura Municipal da cidade e por meio de ferramentas de visualização de mapas e dados como o Google Earth e Google Street View. O Quadro 2 apresenta os principais estudos realizados na Bacia do Riacho do Prado, no âmbito da drenagem urbana.

Quadro 2-Estudos realizados na Bacia do Riacho do Prado

<b>Autor/publicação</b>	<b>Contribuição</b>
Nóbrega (2012)	Análise do sistema de drenagem de Campina Grande-PB para proteção de áreas de risco de inundação
Henriques (2014)	Distribuição da contaminação fecal em águas de drenagem afluentes do canal do Prado, Campina Grande-PB
PMSB CG (2014)	Diagnóstico, prognóstico e proposição de medidas para o Sistema de Drenagem Urbana de Campina Grande – PB
Barros (2015)	Distribuição de indicadores de contaminação fecal em águas de drenagem urbana – estudo de caso: Canal do Prado, Campina Grande-PB
Tsuyuguchi (2015)	Macrodrenagem e ocupação do solo no município de Campina Grande: caracterização, simulação e análises sistêmicas
Alves (2017)	Simulações de medidas compensatórias sustentáveis de drenagem: propostas em duas microbacias urbanas
Camelo (2019)	Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas
Vidal (2019)	Avaliação da poluição difusa no sistema de macrodrenagem de Campina Grande-PB

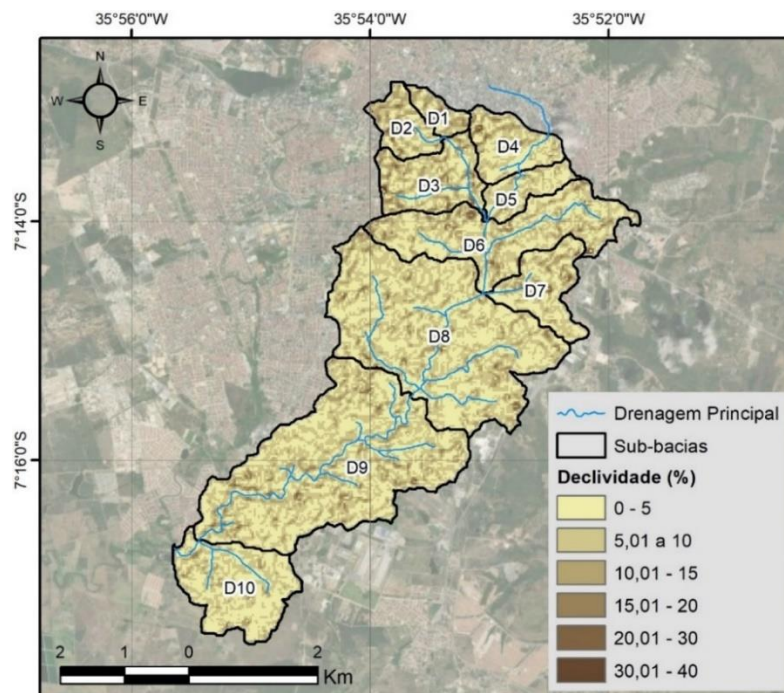
Tsuyuguchi (2015) realizou a delimitação e caracterização da Bacia Riacho do Prado que foi subdividida em 10 sub-bacias. Os arquivos foram editados no software QGIS 3.16.6 e são apresentados na Figura 7.

Figura 7- Sub-bacias da bacia Riacho do Prado



As declividades da bacia foram obtidas a partir do MDE - Modelo Digital de Elevação e com auxílio de técnicas de geoprocessamento foi gerado o mapa de declividade, como mostra a Figura 8.

Figura 8- Mapa de declividade da bacia Riacho do Prado



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015)

A impermeabilização do solo foi calculada seguindo a metodologia proposta por Brito *et al.* (2021) que utilizaram técnicas de algoritmos de *random forest* (TASSI; VIZZARI, 2020) e de classificação supervisionada sobre imagens do satélite Sentinel 2A no Google Earth Engine. A classificação levou em consideração a infraestrutura urbana e as áreas verdes da bacia hidrográfica. Em seguida, no QGIS, foi realizada a estatística zonal entre a quantidade de pixels classificados como infraestrutura urbana e áreas verdes. Como resultado, obteve-se a porcentagem impermeável de cada sub-bacia da área de estudo que corresponde a área ocupada pela infraestrutura urbana (Tabela 2).

Tabela 2- Impermeabilização do solo da bacia do Riacho do Prado

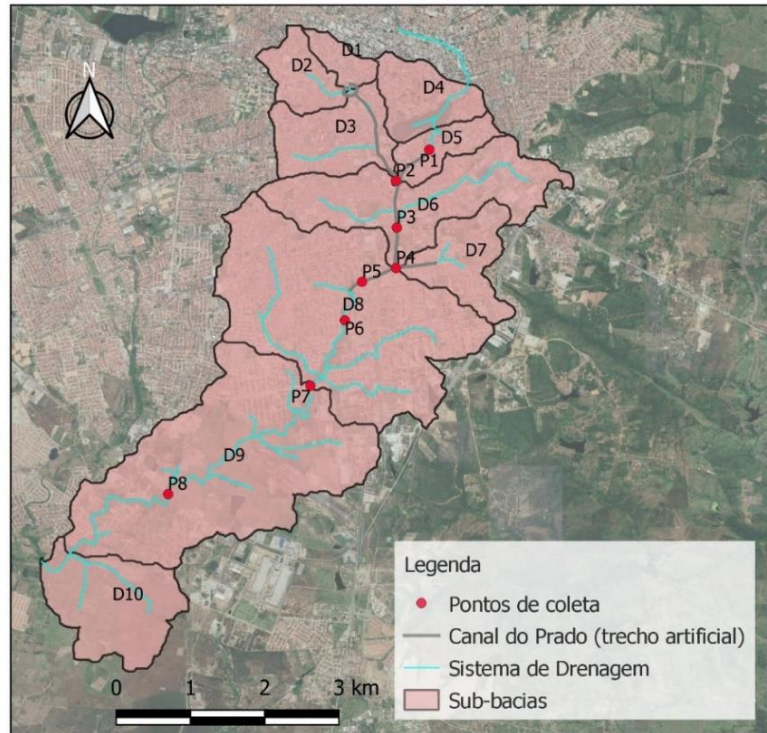
<b>Sub-bacia</b>	<b>Porcentagem impermeável (%)</b>
D1	97,17
D2	97,78
D3	93,05
D4	95,93
D5	91,93
D6	89,54
D7	86,28
D8	89,56
D9	49,31
D10	14,94

#### **4.3. Monitoramento das águas do canal do Prado**

Os dados referentes ao monitoramento das águas do canal do Prado foram obtidos das pesquisas de Camelo (2019), Vidal (2019) e Filho (2020). Nesses estudos foram delimitados 8 pontos de monitoramento distribuídos ao longo do canal (Figura 9).



Figura 9- Localização dos pontos de monitoramento



O ponto P1 representa a contribuição das sub-bacias D4 e D5; o ponto P2 abrange as sub-bacias D1, D2 e D3; o P3 recebe as contribuições da sub-bacia D6; o P4 encontra-se em um tributário e compreende as contribuições da sub-bacia D7; o P5 e P6 representam parte das contribuições da sub-bacia D8; o P7 recebe o restante das contribuições referentes a sub-bacia D8 e por fim o P8 recebe as contribuições da sub-bacia D9.

#### 4.3.1. Monitoramento qualitativo das águas

Os dados laboratoriais utilizados neste trabalho foram coletados entre março e outubro de 2018. Aqui, os indicadores de qualidade de água escolhidos foram: DBO, DQO e FT. Todas essas análises foram realizadas seguindo as indicações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2012).

#### 4.3.2. Monitoramento quantitativo das águas

- Vazão do canal

As vazões do canal foram medidas pelo método do flutuador no período de 08/06/2018 a 11/09/2018 e estão apresentadas na Tabela 3. Essas vazões são fundamentais no modelo pois permitem sua calibração.

Tabela 3– Vazões do canal

Pontos	Vazão medida (m <sup>3</sup> /s)			
	08/06/2018	24/07/2018	31/08/2018	11/09/2018
P1	0,063	0,005	0,005	0,011
P2	0,337	0,106	0,106	0,066
P3	0,393	0,140	0,140	0,176
P4	0,076	0,031	0,031	0,053
P5	0,678	0,393	0,393	0,204
P6	0,677	0,156	0,156	0,337

Fonte: Camelo (2019)

- Vazão das entradas de esgoto

Foram mapeadas 10 entradas de esgoto ao longo do canal, como mostra a Figura 10. Os valores das vazões medidas apresentam-se na Tabela 4.

Figura 10- Contribuições de esgoto

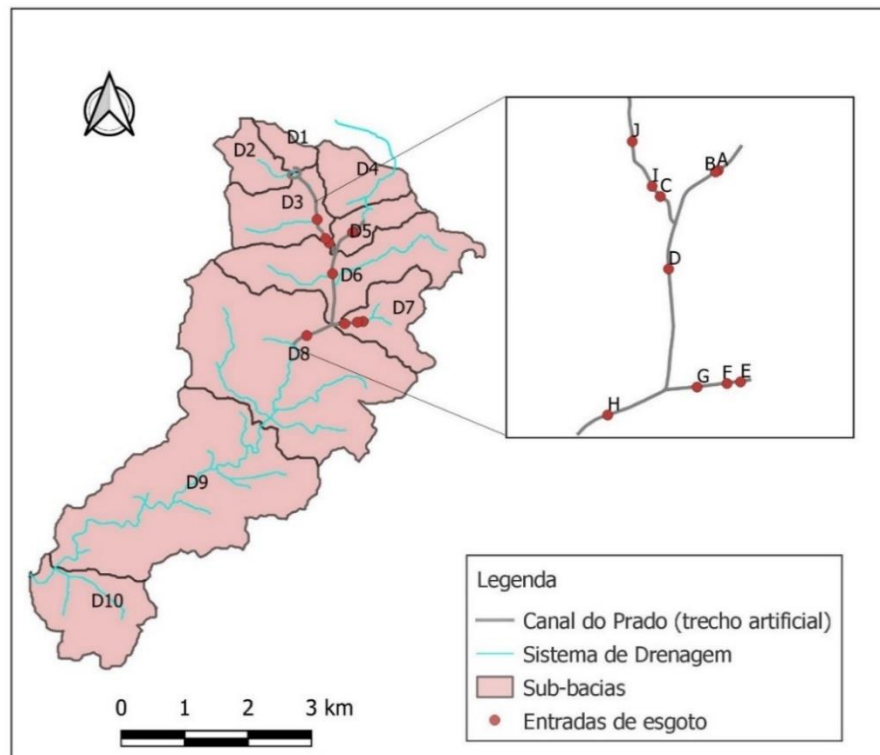


Tabela 4- Vazões das entradas de esgoto

<b>Entradas de esgoto</b>	<b>Vazão média (m<sup>3</sup>/s)</b>
Entrada A	0,0007
Entrada B	0,0004
Entrada C	0,0002
Entrada D	0,0019
Entrada E	0,0154
Entrada F	0,0005
Entrada G	0,0133
Entrada H	0,0242
Entrada I	0,0008
Entrada J	0,0831

Fonte: Camelo (2019)

#### 4.4. Precipitação

Os dados de precipitação foram obtidos no site da AESA- Agência Executiva de Gestão das Águas, da estação automática A313 localizada na estação meteorológica instalada na Embrapa Algodão de Campina Grande. Selecionou-se os eventos com base na precipitação diária para a cidade de Campina Grande no período de 01 de março de 2018 a 25 de outubro de 2018.

A classificação dos dias secos e chuvosos foi um grande desafio, visto que não existe consenso na literatura quanto a um limite de precipitação para um dia ser considerado seco ou chuvoso. Tendo em vista essa dificuldade, procurou-se agências especializadas para se obter algum valor de referência que representasse essa classificação.

Em contato com a Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba (AESA) foi respondido que são considerados dias secos, dias em que a precipitação for igual ou inferior a 5 mm e chuvosos quando a precipitação for igual ou superior a 5,1 mm.

Já para Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA) o dia seco seria o dia em que não ocorre chuvas. Tal afirmação é verificada pela ausência de registro de chuva no pluviômetro ou pluviógrafo e corroborada por outros equipamentos de medição que registrem a ocorrência de nuvens, descargas elétricas, redução da energia solar etc.

Por outro lado, analisando os dados pluviométricos correspondentes ao período em que foi realizado o monitoramento das águas do canal, entre março e outubro de 2018, percebeu-se que dificilmente ocorreram dias com precipitação igual a 0. A falta de dados complementares para averiguar a classificação proposta pela ANA, poderia gerar uma

interpretação equivocada dos dados, pois dias com precipitação baixa, a exemplo do dia 02/05/2018 que apresentou uma precipitação de 0,5mm, seria então classificado como dia chuvoso, não correspondendo com a realidade.

Como essa análise está relacionada com a qualidade da água nos canais de drenagem, as chuvas e o escoamento superficial, afetam diretamente a concentração dos poluentes no canal. Além disso, também devem ser considerados os dias antecedentes à medição, pois quanto maior o número de dias antecedentes sem chuvas, maior será a deposição de poluentes na superfície e, por consequência, aumentará a poluição carreada no evento chuvoso.

Também foi analisada a sensibilidade do software em simular chuvas. Percebeu-se que precipitações com valores inferiores a 3 mm, já não provocavam mudanças significativas nos resultados, sendo este considerado o limite inferior para modelagem.

Portanto, tendo em vista todos esses conceitos, foi considerado neste estudo o conceito de dias secos aqueles que apresentam valores de precipitação inferiores a 5 mm (valor recomendado pela AESA), considerando o total de chuva de 2 dias antecedentes ao dia da medição. Ou seja, para ser classificado como dia seco, o total precipitado no dia da medição e nos dois dias anteriores terá que ser menor que 5mm. Os resultados obtidos dessa classificação são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5- Classificação dos dias secos e chuvosos

<b>Classificação dias secos e chuvosos</b>					
Dia de coleta	Classificação	Dias antecedentes sem chuvas	Dia de coleta	Classificação	Dias antecedentes sem chuvas
14/03/2018	Seco	12	05/07/2018	Seco	26
22/03/2018	Seco	20	12/07/2018	Chuvoso	0
28/03/2018	Chuvoso	2	19/07/2018	Seco	6
05/04/2018	Seco	6	26/07/2018	Seco	13
11/04/2018	Seco	2	02/08/2018	Seco	20
19/04/2018	Chuvoso	1	09/08/2018	Seco	27
25/04/2018	Chuvoso	0	16/08/2018	Seco	34
02/05/2018	Chuvoso	1	23/08/2018	Seco	41
10/05/2018	Chuvoso	9	30/08/2018	Seco	4
17/05/2018	Chuvoso	0	05/09/2018	Seco	10
24/05/2018	Seco	4	13/09/2018	Seco	18
07/06/2018	Seco	3	27/09/2018	Seco	32
13/06/2018	Seco	4	04/10/2018	Seco	39
21/06/2018	Seco	12	18/10/2018	Seco	53
28/06/2018	Seco	19	25/10/2018	Seco	60

#### 4.5. Modelagem matemática usando SWMM

O SWMM requer uma grande quantidade de dados de entrada, sendo necessário fornecer os parâmetros de caracterização físicos, climatológicos, hidrológicos e hidráulicos da bacia. O modelo representa o sistema de drenagem através dos seguintes elementos: sub-bacias, condutos, nós, pluviômetro e exultório. A seguir são apresentados esses elementos.

##### 4.5.1. Caracterização das sub-bacias

As sub-bacias são representadas pelos parâmetros apresentados no Tabela 6. Os valores das áreas, declividades e áreas impermeáveis foram calculados com auxílio do software QGIS, como mencionado no tópico 4.2.

Tabela 6- Parâmetros das sub-bacias

<b>Parâmetros</b>	<b>Siglas</b>	<b>Unidade</b>
Área	A	ha
Declividade	S	%
Áreas impermeáveis	AI	%
Largura	W	m
Coefficiente de rugosidade de Manning – superfícies impermeáveis	NI	-
Coefficiente de rugosidade de Manning – superfícies permeáveis	NP	-
Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies impermeáveis	DI	mm
Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies permeáveis	DP	mm
Áreas impermeáveis não conectadas	AINC	%

Já as larguras (W) das sub-bacias foram estimadas a partir da metodologia proposta de Garcia (2005) que consiste em calcular a largura de um retângulo equivalente ( $le$ ) a partir do coeficiente de compacidade ( $Kc$ ). Esse coeficiente relaciona o perímetro da bacia e o perímetro de um círculo de mesma área que a bacia, conforme as Equação 1 e 2. A partir desses valores, determinam-se as larguras das sub-bacias através da Equação 3:

$$le = \frac{Kc\sqrt{A}}{1,12} \left[ 1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1,128}{Kc}\right)^2} \right] \quad (1)$$

$$Kc = 0,282 \times \left(\frac{P}{\sqrt{A}}\right) \quad (2)$$

$$W = \left( \frac{A}{le} \right) \quad (3)$$

Onde:

le = Largura do retângulo equivalente (m); A = área da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m<sup>2</sup>); kc= Coeficiente de compacidade, que é definido pelo perímetro da bacia e a circunferência da área (igual a área da bacia); P = Perímetro da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m); A= área da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m<sup>2</sup>).

Os dados referentes ao coeficiente de Manning para superfícies permeáveis (NP) e impermeáveis (NI), e as áreas impermeáveis não conectadas (AINC) foram obtidos do estudo de Camelo (2019). Em relação a capacidade de armazenamento em depressões em superfícies impermeáveis (DI) e permeáveis (DP), utilizou-se os dados obtidos por Nóbrega (2012) que calibrou esses valores para um bairro que se localiza na área de estudo. A Tabela 7 reúne essas informações.

Tabela 7- Parâmetros utilizados na caracterização das sub-bacias

<b>Parâmetros utilizados</b>				
Coeficiente de Manning para áreas permeáveis NP	Coeficiente de Manning para áreas impermeáveis NI	Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies impermeáveis DI	Capacidade de armazenamento em depressões – superfícies permeáveis DP	Áreas impermeáveis não conectadas AINC (%)
0,014	0,05	1,91	5,08	10%

#### 4.5.2. Infiltração

O modelo SWMM permite a simulação do comportamento hidrológico do sistema de drenagem, considerando três modelos de infiltração: equação de Horton, fórmula de Green-Ampt e o método Soil Conservation Service (SCS) utilizando o método Curva Número (CN). Neste trabalho, foi utilizado o método de Horton por ser amplamente empregado na modelagem dos sistemas de drenagem urbana e pela disponibilidade dos dados necessários.

Utilizou-se os valores obtidos por Paixão et al. (2009) que desenvolveram uma pesquisa em Lagoa Seca-PB, município localizado a 9,4 km de distância da área de estudo. Nesse trabalho foram determinadas a capacidade de infiltração inicial (I<sub>0</sub>) e final do solo (I<sub>f</sub>) e a constante de decaimento (k), apresentados na Tabela 8.

Tabela 8-Valores utilizados na equação de Horton

<b>Capacidade de Infiltração Inicial (mm/h)</b>	<b>Capacidade de Infiltração Final (mm/h)</b>	<b>Constante de decaimento (l/h)</b>
396,1	7,1	2,677

Fonte: Paixão et al. (2009)

#### 4.5.3. Conduitos

No software SWMM, os conduitos podem representar rios, canais artificiais, tubulações, canais naturais, entre outros. Para caracterização desses elementos, são inseridos no modelo os seguintes parâmetros: o comprimento L (m), coeficiente de rugosidade (n) e o tipo de seção transversal. O comprimento dos conduitos é dado automaticamente pelo software a partir da inserção das coordenadas geográficas no modelo. As informações restantes foram obtidas do estudo de Camelo (2019).

Neste trabalho foi considerado somente a infraestrutura urbana de macrodrenagem, portanto elementos como sarjeta, bocas de lobo, poço de visita, não foram considerados.

Os valores médios de rugosidade de Manning são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9- Coeficiente de Manning para os canais

<b>Trecho</b>	<b>Coeficiente de Manning</b>
Canal do Prado	0,016
Canal natural	0,045

#### 4.5.4. Nós

Segundo Rossman (2015) os nós correspondem às confluências de canais superficiais naturais, poços de visita, ou elementos de conexão de tubulações. Neste estudo, os nós foram considerados como a saída de cada sub-bacia, como os pontos de monitoramento da qualidade e das vazões e como pontos de mudanças nas seções transversais. Os parâmetros utilizados para caracterização desse componente são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10- Parâmetros dos nós

<b>Parâmetros</b>	<b>Sigla</b>	<b>Unidade</b>
Coordenadas	x, y	-
Cota de fundo	Z	<b>m</b>

Profundidade máxima	hmax	<b>m</b>
---------------------	------	----------

#### 4.5.5. Dados hidrológicos

Para calibração do modelo utilizou-se o evento de precipitação ocorrido no dia 8 de junho de 2018 que apresentou um total acumulado de 10,6 mm. A precipitação horária desse dia foi adquirida junto a Estação Agrometeorológica Experimental (Est-Agro) da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da Universidade Federal de Campina Grande e encontra-se na Tabela 11.

Tabela 11- Dados do evento de precipitação do dia 08/06/2018

Mês	Dia/hora	Chuva (mm)	Mês	Dia/hora	Chuva (mm)
6	07 22:00:00	0,0	6	08 05:00:00	0,7
6	07 23:00:00	0,8	6	08 06:00:00	0,3
6	08 00:00:00	0,9	6	08 07:00:00	0,7
6	08 01:00:00	1,1	6	08 08:00:00	1,5
6	08 02:00:00	0,6	6	08 09:00:00	0,1
6	08 03:00:00	1,8	6	08 10:00:00	0,0
6	08 04:00:00	1,3	6	08 11:00:00	0,8

Fonte: Estação Agrometeorológica Experimental da UFCG

Para realização da simulação dos cenários, utilizou-se uma chuva de projeto a partir da equação Intensidade-Duração-Frequência (IDF) do município de Campina Grande (Equação 4) elaborada por Aragão et al. (2000).

$$i = \frac{334T^{0,227}}{(t+5)^{0,596}} \quad (4)$$

Onde:

i = intensidade da chuva (mm/h); T = período de retorno (anos) e t = duração da chuva (minutos).

A duração do evento simulado foi de 5 horas. O dimensionamento das obras de drenagem é realizado estipulando-se o tempo de retorno (TR) da cheia que a estrutura deve suportar, o valor usualmente adotado para obras de macrodrenagem é de 10 anos.

#### 4.5.6. Dados de qualidade

- Caracterização dos poluentes



Segundo Rossman (2015) o SWMM permite simular a geração, entrada e transporte de qualquer número de poluentes. A Tabela 12 apresenta as informações necessárias para a caracterização desses poluentes no modelo.

Tabela 12- Dados para caracterização dos poluentes

<b>Propriedade</b>	<b>Sigla</b>	<b>Unidade</b>
Concentração do poluente	Rconc	mg/L
Concentração do poluente na água subterrânea	GWconc	mg/L
Concentração do poluente em processos de entrada direta ou infiltração	I e Iconc	mg/L

- Acumulação de agentes poluentes

A acumulação de poluentes é representada em massa por unidade de área. É em função do número de dias antecedentes à chuva, podendo ser calculada pelas seguintes funções: função potência, função exponencial, função saturação e por uma série temporal externa.

Neste estudo optou-se por utilizar a função saturação (Equação 5) que representa a acumulação dos poluentes, inicialmente, de forma linear e progressivamente diminuindo ao longo do tempo até alcançar um determinado valor de saturação.

$$B = \frac{C_1 \times t}{C_2 + t} \quad (5)$$

Onde:

C1 é a acumulação máxima possível (massa por unidade de área); C2 é a constante de semi-saturação (número de dias necessários para alcançar a metade da máxima acumulação possível) e t é o tempo.

- Lixiviação de agentes poluentes

Já em relação a lixiviação dos poluentes, ocorre durante os períodos chuvosos e é representada pelas seguintes funções: Exponencial, Curva de Taxa de Lixiviação e Concentração média do evento (CME). Neste trabalho, utilizou-se a função CME por ser uma forma simples e muito utilizada para indicar a carga poluidora total do escoamento superficial. Essa função (Equação 6) estabelece uma relação linear entre a carga lixiviada e a vazão de escoamento, cujo expoente é 1.

$$W = C1 \times Q \quad (6)$$

Onde C1 representa a concentração de poluente lixiviado em unidades de massa por litro.

#### **4.5.7. Calibração**

O processo de calibração visa a obtenção de um modelo com boa acurácia e que represente o comportamento hidráulico e hidrológico de forma mais realista possível (COSTA; TSUJI; KOIDE, 2021). Neste estudo, a calibração foi realizada pelo método de tentativa e erro, ajustando-se parâmetros físicos e químicos a fim de garantir resultados semelhantes aos obtidos durante o monitoramento. Esse processo foi realizado considerando o evento no dia 08/06/2018 devido à disponibilidade dos dados.

#### **4.5.8. Validação**

No software, após a simulação, é apresentado um relatório que mostra os erros de continuidade referente ao balanço hídrico, propagação do escoamento e a qualidade de água. A validação busca legitimar os valores obtidos, assegurando a coerência dos resultados alcançados. Caso os erros de cada simulação ultrapassem o valor de 10%, a validade dos resultados deverá ser questionada (ROSSMAN, 2015).

#### **4.5.9. Representação dos dispositivos LIDs**

A representação das técnicas LIDs no SWMM é feita por meio de seis camadas, são elas: superfície, pavimento, solo, armazenamento, dreno profundo e drenagem. Durante a simulação desses dispositivos é realizado o balanço hídrico, determinando o que escoar de uma camada para a outra e o que é armazenado.

##### **4.5.9.1. Pavimentos permeáveis**

No SWMM os parâmetros utilizados para representar os pavimentos permeáveis encontram-se na Tabela 13. Esses valores foram baseados na NBR 16416 (2015) que estabelece os requisitos e procedimentos para a construção de pavimentos permeáveis de concreto, no estudo de Alves (2017) que dimensionou essas técnicas considerando as características do solo do município de Campina Grande e no que recomenda o próprio manual do SWMM (ROSSMAN, 2015).

Tabela 13– Parâmetros para a simulação dos pavimentos permeáveis

<b>Parâmetros</b>	<b>Valor</b>
<b>Superfície</b>	
Altura (mm)	10
Rugosidade da superfície	0,012
Declividade (%)	5
<b>Pavimento</b>	
Espessura (mm)	60
Índice de vazios (in)	0,2
Permeabilidade (mm/h)	3600
<b>Armazenamento</b>	
Altura (mm)	350
Índice de vazios	0,6
Taxa de infiltração (mm/h)	7

#### 4.5.9.2. Trincheiras de infiltração

São valas escavadas a jusante de uma área impermeável preenchidas com pedras e cascalhos. Elas permitem o armazenamento, e posterior infiltração no solo, da água da chuva escoada, proporcionando um amortecimento da onda de cheia (ROSSMAN, 2015).

A Tabela 14 apresenta as informações necessárias para a modelagem desse dispositivo no SWMM. Os valores foram baseados no estudo de Alves (2017), na ficha técnica elaborada pela USEPA (1999) e pelos limites estabelecidos no Manual do SWMM (ROSSMAN, 2015).

Tabela 14- Parâmetros para a simulação das trincheiras de infiltração

<b>Parâmetros</b>	<b>Valor</b>
<b>Superfície</b>	
Espessura (mm)	100
Coefficiente de Manning	0,022
Fração do volume da vegetação	0,11
Declividade (%)	5
<b>Armazenamento</b>	
Espessura (mm)	1400
Índice de vazios	0,6

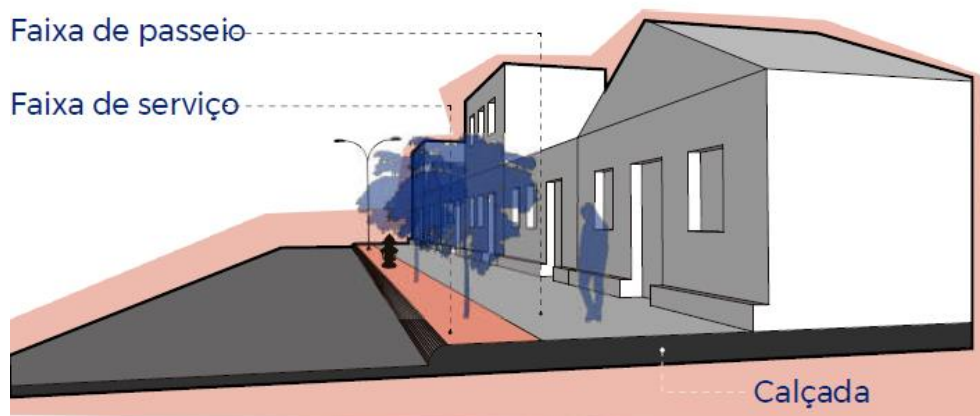
#### 4.6. Construção dos cenários

Os cenários foram construídos objetivando a implementação de duas técnicas LID: pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração. Tendo em vista o grande adensamento urbano, com infraestrutura consolidada, a implementação de medidas estruturais toda bacia

hidrográfica seria inviável. Nesse sentido, visando menor interferência na estrutura urbana, foram propostos cenários com a implementação dos dispositivos LID, considerando apenas as áreas das calçadas das sub-bacias críticas.

Devido à ausência de dados sobre a área total de calçadas existentes na bacia, realizou-se uma estimativa por meio do software QGIS, através da *shapefile* da malha rodoviária, disponível no site do IBGE. Foram consideradas calçadas com largura total de 2,0m, sendo 1,2m para a faixa de passeio, destinada a circulação livre de pessoas e 0,8m para faixa de serviço, destinada à locação de mobiliários e equipamentos urbanos e de infraestrutura, como recomenda o Plano de Mobilidade Urbana do município. O perfil típico dessa calçada é mostrado na Figura 11.

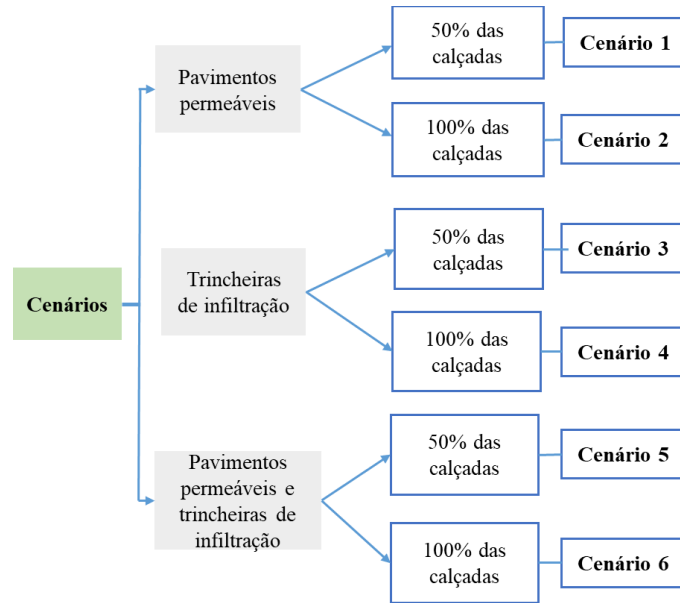
Figura 11- Seção típica de uma calçada



Fonte: SECOB-CG (2019)

Após essa estimativa, analisou-se as sub-bacias críticas, ou seja, aquelas que apresentam maiores volumes de escoamento superficial, picos de vazão e concentração de poluentes, sendo estas consideradas prioritárias para implementação de intervenções. Considerando todos esses fatores, foram propostos 6 cenários para simulação, como mostra a Figura 12.

Figura 12- Organograma dos cenários propostos



- Cenários com pavimentos permeáveis

A implementação dos pavimentos permeáveis ocorreu por toda a calçada, considerando sua largura total. Esses dispositivos foram dimensionados levando em conta a largura das calçadas e o comprimento das quadras da área em estudo. A largura da calçada foi estimada em 2,0m e o comprimento dos dispositivos em 250,0 m. Esses valores e suas respectivas fontes, encontram-se apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15- Dimensões de uma unidade de pavimento permeável

Unidade de pavimento permeável		
Dimensões		Fonte
Largura (m)	2	Plano de Mobilidade Urbana de CG
Comprimento (m)	250	Google Earth

- Cenários com trincheiras de infiltração

Já a implementação das trincheiras, por apresentarem vegetação natural em sua superfície e como a faixa de passeio deve ser livre de obstáculos a circulação das pessoas, ocorreu apenas na faixa de serviço. As trincheiras de infiltração foram dimensionadas considerando a faixa de serviço e o comprimento das quadras. Os valores utilizados encontram-se na Tabela 16.

Tabela 16- Dimensões de uma unidade de trincheira de infiltração

<b>Unidade de trincheira de infiltração</b>		
<b>Dimensões</b>		<b>Fonte</b>
Largura (m)	0,8	Plano de Mobilidade Urbana de CG
Comprimento (m)	250	Google Earth

- Cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração

Para os cenários que compreendem as duas tecnologias simultaneamente, considerou-se para os pavimentos permeáveis, a largura de 1,2 m, correspondendo a faixa de passeio da calçada e para as trincheiras de infiltração, a largura de 0,8m, correspondendo a faixa de serviço. O comprimento das estruturas permaneceu o mesmo dos outros cenários, representando o comprimento das quadras. Os valores adotados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17- Dimensões de uma unidade de pavimento permeável e trincheira de infiltração

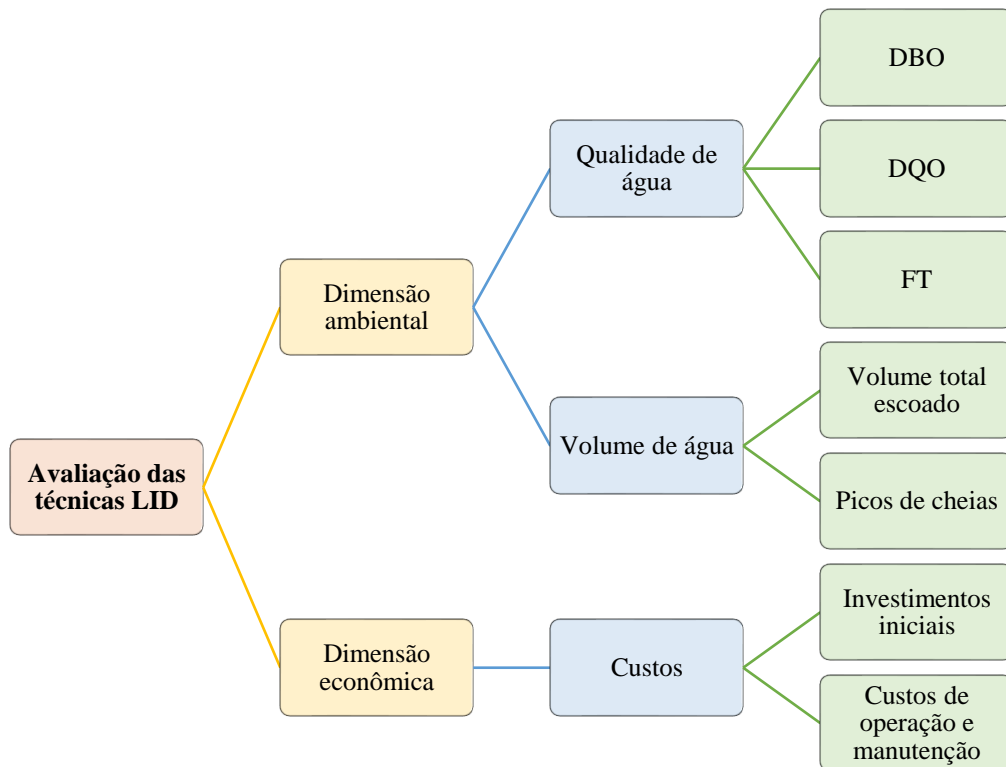
<b>Pavimentos permeáveis</b>		
<b>Dimensões</b>		<b>Fonte</b>
Largura (m)	1,2	Plano de Mobilidade Urbana de CG
Comprimento (m)	250	Google Earth
<b>Trincheiras de infiltração</b>		
<b>Dimensões</b>		<b>Fonte</b>
Largura (m)	0,8	Plano de Mobilidade Urbana de CG
Comprimento (m)	250	Google Earth

#### 4.7. Método multicriterial PROMETHEE

A gestão das águas urbanas é complexa e precisa integrar critérios ambientais e econômicos em sua avaliação. Nesse sentido, com o objetivo de avaliar o desempenho de diferentes cenários com implementações de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto na bacia hidrográfica do Riacho do Prado, foi proposta uma metodologia utilizando a análise multicriterial, para avaliação desses cenários, considerando os critérios e subcritérios apresentados na Figura 13.

A aplicação deste método visa auxiliar o processo decisório, considerando critérios econômicos e ambientais, conduzindo a uma melhor solução que prioriza as ações dos tomadores de decisão. Nessa etapa, todo o processo de comparação entre as alternativas, cálculos e geração de resultados foi realizado no software Visual PROMETHEE®.

Figura 13- Estrutura dos critérios e subcritérios utilizados no modelo



Foram considerados duas dimensões abrangentes, a ambiental e a econômica. A dimensão ambiental foi subdividida em dois critérios, a qualidade de água, que se refere respectivamente aos indicadores de qualidade de água, DBO, DQO, Fósforo Total (FT) e ao volume de água que trata do volume total do escoamento superficial e dos picos de vazão. Já a econômica foi subdividida em investimentos iniciais e custos de manutenção e operação do sistema.

#### 4.7.1. Construção dos indicadores

Esta etapa consiste na avaliação e mensuração dos indicadores que descrevem o desempenho das alternativas para cada critério analisado.

#### 4.7.1.1. Critério ambiental

O critério ambiental foi mensurado por meio da modelagem computacional no software SWMM. Essa mensuração foi feita considerando a melhoria que cada alternativa obteve em relação a situação real.

Para o subcritério de qualidade de água foi calculada, para os 6 cenários simulados, a remoção das massas de poluentes em kg, considerando os indicadores DBO, DQO e FT. Seguindo esse mesmo raciocínio, para o critério relativo aos volumes de água, foi calculada a porcentagem de redução do volume total escoado superficialmente e dos picos de cheias, considerando como referência o cenário real.

#### 4.7.1.2. Critério econômico

Os investimentos iniciais foram estimados com base nas tabelas do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil -SINAPI e no estudo desenvolvido por Feitosa (2018) que estudou os serviços necessários para a implementação das medidas de Desenvolvimento de Baixo Impacto para o município de Santa Rita -PB.

A manutenção e operação dos dispositivos LID dependem basicamente dos serviços de limpeza urbana como a varrição das ruas e o manejo dos resíduos sólidos.

#### 4.7.2. Ponderação dos critérios

No método PROMETHEE II, utiliza-se um sistema de pesos para mensurar a relevância de cada critério, segundo a opinião dos decisores. Para o levantamento desses valores, foi elaborado um questionário que teve o objetivo de determinar, segundo a percepção do entrevistado, sua preferência em relação aos critérios e subcritérios estudados. Essa relação foi obtida através da associação do grau de importância a um número, variando de 1 a 5, sendo 1, menor importância e 5, a maior importância, como mostra a Tabela 18.

Tabela 18- Valores associados ao grau de importância

<b>Grau de importância</b>	<b>Valor</b>
Muito alta	5
Alta	4
Média	3
Baixa	2
Muito baixa	1



O questionário foi apresentado aos especialistas por meio de um formulário eletrônico desenvolvido na plataforma Google Forms. Uma cópia desse questionário encontra-se no Apêndice A. O formulário foi enviado a 15 especialistas, abrangendo gestores, professores e pesquisadores da área, dos quais apenas 9 responderam.

#### **4.7.3. Funções de preferência**

As funções de preferência devem ser associadas a cada critério, com o objetivo de expressar o grau de preferência de uma alternativa sobre outra, em uma escala de 0 a 1, sendo 0 associada a indiferença e 1 a preferência total.

Para o critério ambiental, tendo em vista a avaliação das técnicas LID, quanto maior for a redução dos poluentes, do volume total escoado e dos picos de cheias, melhor será a alternativa. Porém, os resultados foram obtidos a partir de uma modelagem computacional que está sujeita a erros intrínsecos ao modelo. Portanto, diferenças pequenas entre as alternativas, podem indicar a margem de erro do próprio modelo, não sendo suficiente para decidir a preferência absoluta de uma alternativa sobre outra. Nesse sentido, a função Tipo III, que estabelece um parâmetro  $p$ , denominado patamar de preferência, a fim de estabelecer um limiar mínimo de atribuição de preferência absoluta, parece ser a mais adequada para essa situação.

Para o critério econômico, cujos subcritérios são os investimentos iniciais e custos com operação e manutenção do sistema, adotou-se a função Tipo V (Linear) que é a mais usada para atributos econômicos. Essa função considera um patamar de indiferença  $q$ , a partir do qual a preferência se comporta de forma linear até um nível  $p$ , cuja preferência passa a ser absoluta para a alternativa que alcançar esse valor. A escolha dessa função baseou-se na possibilidade de eventuais erros na estimativa desses valores.

O parâmetro  $q$  foi admitido como 10% do maior valor estimado, que é o valor mais usado para estimativas de projetos. Já o parâmetro  $p$  consiste na diferença entre o maior e o menor valor estimado para o subcritério (BEHZADIAN et al., 2010; NASCIMENTO, 2016).

#### **4.8. Método multidecisor- Copeland**

O resultado da análise multicriterial fornece, para cada decisor, um ordenamento das alternativas considerando suas preferências. Portanto, para agregar todas as opiniões dos

diferentes decisores e gerar um ordenamento final único, é necessário um método multidecisor. Neste trabalho, optou-se por utilizar o método Copeland.

O método Copeland é baseado na matriz de adjacência do método Condorcet. Essa matriz é construída através da comparação do ordenamento dos cenários, obtido por cada decisor. A análise é feita de forma pareada em que se estabelece uma relação de sobreclassificação, assumindo o valor de 1 (superação), 0 (indiferença e derrota). Por exemplo, para um cenário  $i$ , compara-se a posição estabelecida por dois decisores, D1 e D2. Se a posição estabelecida por D1 para esse cenário for melhor que a estabelecida por D2, então adota-se 1, se for igual ou pior, adota-se 0. Para obtenção da ordenação final, calcula-se a soma das vitórias menos as derrotas. As alternativas são ordenadas pelo resultado dessa soma. Todos os cálculos e interações dessa etapa foram realizadas no Microsoft Excel®.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1. Sistema de macrodrenagem da Bacia do Riacho do Prado**

Para dar início à explanação dos resultados, é necessário primeiramente entender o contexto em que se encontrava o sistema de drenagem da bacia em estudo, durante o período de monitoramento qualitativo e quantitativo das águas de drenagem.

Foram constatados desgastes nas superfícies e ausência de manutenção no canal. Além disso, o canal recebia diversas contribuições de esgoto por toda a sua extensão. As maiores concentrações de DBO, DQO e FT encontravam-se no ponto de monitoramento P4. Este localiza-se no tributário da sub-bacia D7 que apresentava 3 grandes contribuições de esgoto, o que pode justificar esses altos valores. Além disso, esse canal recebia contribuição de uma sub-bacia altamente adensada, com quase todo o solo ocupado por construções, o que agrava a poluição difusa, e, por consequência, a poluição das águas.

Por outro lado, as menores concentrações encontravam-se no ponto de monitoramento P1, na sub-bacia D5, que se localiza a jusante do Açude Velho. Essas baixas concentrações podem ser justificadas pela diluição dos poluentes com as águas oriundas do extravasamento desse açude.

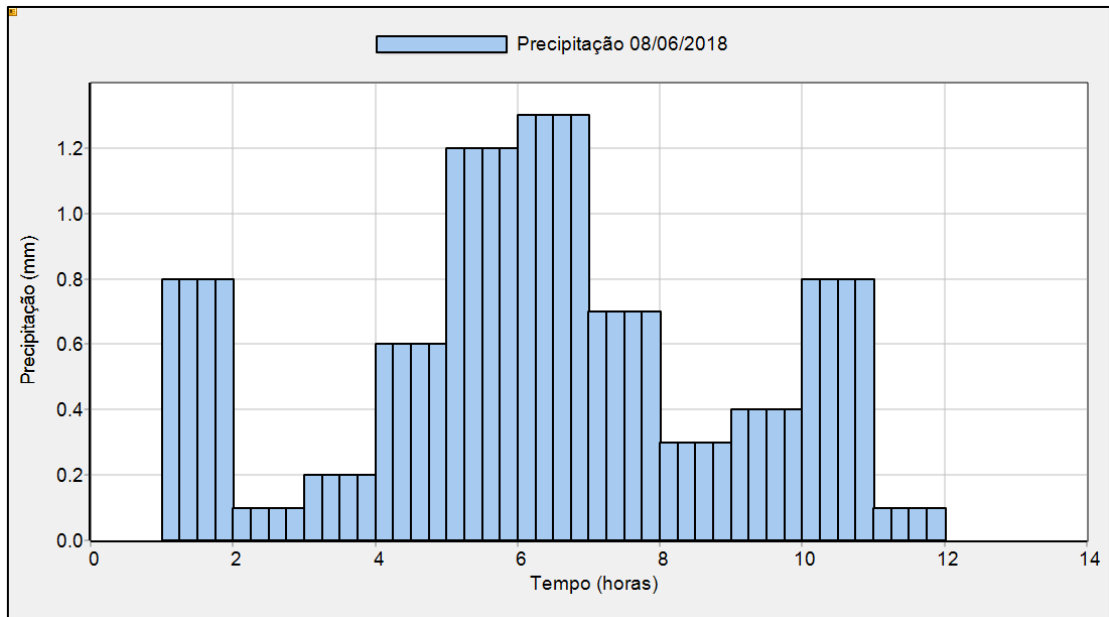
Vale salientar que, de forma geral, as menores concentrações dos poluentes aconteceram no dia 25/04/2018, quando ocorreram sucessivos eventos de precipitação nos dois dias anteriores à coleta, com um total precipitado de 59,5 mm (CAMELO, 2019). Já os picos de concentração ocorreram no dia 30/08/2018 quando houve ausência de chuvas nos dias antecedentes, aumentando a deposição de poluentes na superfície do solo. As informações sobre o monitoramento qualitativo encontram-se no Anexo A.

### **5.2. Modelagem no SWMM**

#### **5.2.1. Dados de precipitação**

A Figura 14 apresenta o hietograma para o evento utilizado para calibração do modelo, ocorrida no dia 08 de junho de 2018, percebe-se que os maiores volumes ocorreram após seis horas de simulação.

Figura 14- Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 08/06/2018



Para a realização das simulações dos cenários propostos, foi utilizada uma chuva de projeto obtida por meio da Curva de Intensidade-Duração-Frequência (IDF), com tempo de retorno de 10 anos. Calculou-se a intensidade da precipitação para cada intervalo de 6 minutos, considerando um evento com 5h de duração. A Figura 15 apresenta a curva IDF desse evento. O total precipitado foi de 93,13 mm e, através do método dos blocos alternados, construiu-se o hietograma de projeto, apresentado na Figura 16.

Figura 15- Curva IDF para a chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos

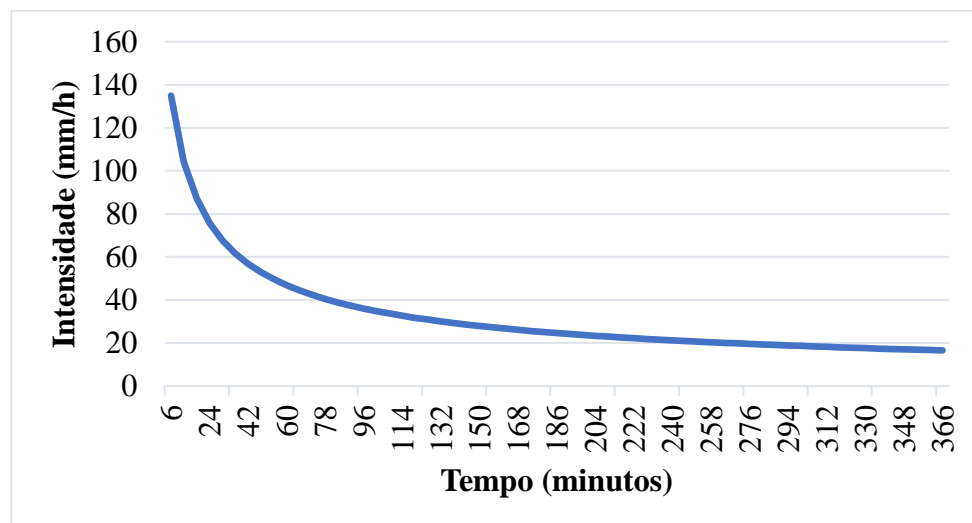
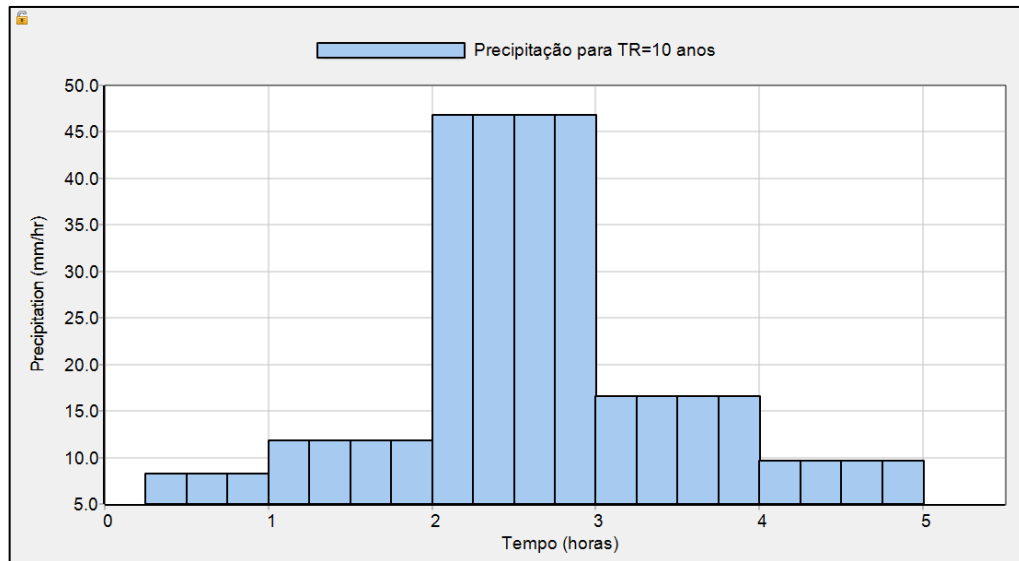


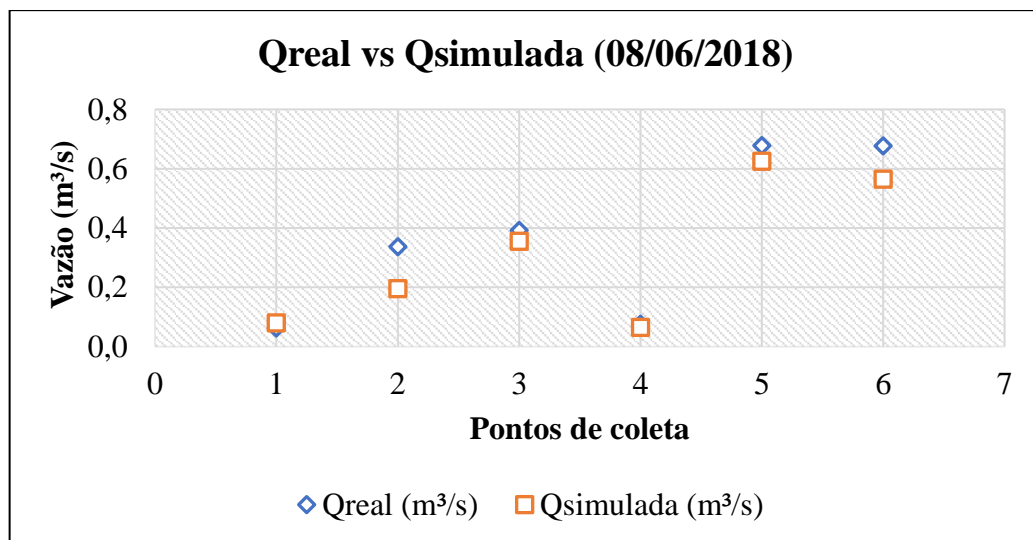
Figura 16- Hietograma para chuva de projeto com TR= 10 anos



### 5.2.2. Calibração chuva-vazão

A etapa de calibração é fundamental para assegurar maior proximidade dos resultados com os valores reais. Uma das dificuldades na utilização do modelo SWMM é a necessidade de uma grande quantidade de dados de entrada, o que pode gerar erros na caracterização da área de estudo. A Figura 17 apresenta o resultado da primeira simulação, sem a realização da calibração.

Figura 17- Vazões reais e vazões simuladas para o evento do dia 08/06/2018, sem calibração



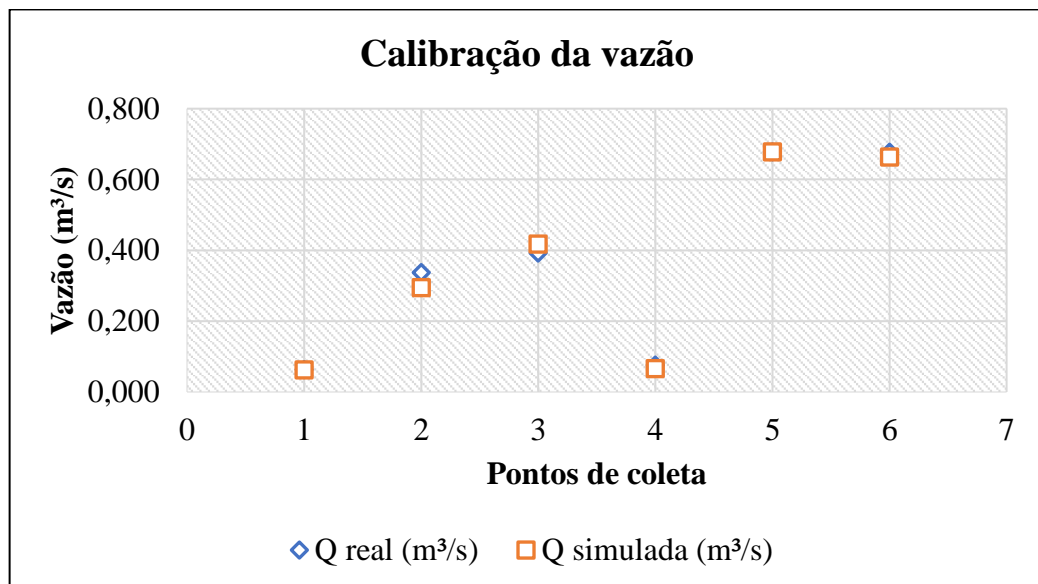
Percebe-se que as vazões obtidas nessa primeira simulação (Qsimulada) apresentam comportamento semelhante às medidas *in loco* (Qreal), mostrando que os dados inseridos estão bem próximos dos valores reais.

Comparando esse resultado com os obtidos por Camelo (2019) para essa mesma área de estudo, considerando a chuva com o mesmo tempo de retorno, constatou-se que o modelo utilizado neste trabalho apresentou melhores resultados, com o comportamento mais próximo dos valores reais. Essa melhoria pode ser justificada pela inserção das entradas de esgoto em todas as simulações e não somente nos eventos secos, como feito anteriormente. A integração dessas entradas de esgoto se faz necessária, pois é observado essa contribuição durante todo ano e não só nos períodos secos.

O processo de calibração foi realizado pelo método da tentativa e erro, ajustando-se os dados de entrada correspondentes às vazões de esgoto, à porcentagem da área impermeável e à declividade. Os resultados das vazões simuladas apresentaram variações entre 0,5% e 14% com relação aos valores reais. Esses resultados são ilustrados na Figura 18.

Vale destacar que os pontos de coleta P7 e P8 não foram calibrados, visto que durante o período de monitoramento não foram realizadas as medições de vazões nesses locais. Além disso, nesses pontos, as coletas para as análises laboratoriais só ocorreram em períodos secos. Pois, como todas as simulações deste trabalho foram realizadas considerando eventos chuvosos, esses pontos foram desconsiderados na calibração.

Figura 18- Vazões reais e vazões simuladas para o evento do dia 08/06/2018 após a calibração



### 5.2.3. Modelagem da qualidade de água

A modelagem da qualidade de água no SWMM é realizada associando os poluentes aos usos do solo. O modelo permite diferentes abordagens para definir esses usos. Neste

trabalho, cada ponto de monitoramento e suas características qualitativas foram associadas a uma área de contribuição. Os coeficientes de acúmulo e lixiviação são mostrados nos tópicos seguintes.

### 5.2.3.1. Acúmulo dos poluentes

Para a modelagem do acúmulo dos poluentes foram consideradas as concentrações dos poluentes no período seco. O ponto de monitoramento P2 foi associado às sub-bacias D1, D2 e D3; o ponto P1 foi associado às sub-bacias D4 e D5; o ponto P3 à sub-bacia D6; o P4 à D7. A sub-bacia D8, devido à sua grande extensão, abrange 3 pontos de monitoramento, portanto dividiu-se a sub-bacia em três regiões, cada uma sendo representada por um ponto de monitoramento (P5, P6 e P7). Por fim, o ponto P8 foi associado às sub-bacias D9 e D10. A Tabela 19 resume essa associação.

Tabela 19- Valores médios das concentrações de DBO, DQO e FT no período seco

<b>Média das concentrações (mg/L)</b>				
<b>Sub-bacia</b>	<b>Pontos</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>FT</b>
D1	P2	351,5	656,9	9,4
D2	P2	351,5	656,9	9,4
D3	P2	351,5	656,9	9,4
D4	P1	60,3	158,3	2,7
D5	P1	60,3	158,3	2,7
D6	P3	276,1	574,8	8,3
D7	P4	415,0	733,6	10,7
1/3D8	P5	166,6	429,2	5,8
1/3D8	P6	132,4	311,1	4,6
1/3D8	P7	121,1	304,4	5,2
D9	P8	116,3	273,6	5,1
D10	P8	116,3	273,6	5,1

O coeficiente C1 corresponde à acumulação máxima possível por unidade de área, e foi obtido através da concentração dos poluentes, da área de contribuição e do volume precipitado. Já a constante de semi-saturação C2 foi obtida considerando a metade da média do número de dias antecedentes sem chuvas, durante o período seco. Esses valores são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20- Coeficientes da função saturação para o acúmulo dos poluentes

<b>Sub-bacia</b>	<b>C1 (kg/ha)</b>				<b>C2 (dias)</b>
	<b>Pontos</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>FT</b>	

D1	P2	37,26	69,63	1,00	9
D2	P2	37,26	69,63	1,00	9
D3	P2	37,26	69,63	1,00	9
D4	P1	6,39	16,78	0,29	9
D5	P1	6,39	16,78	0,29	9
D6	P3	29,26	60,93	0,87	9
D7	P4	43,99	77,76	1,13	9
1/3D8	P5	17,66	45,49	0,61	9
1/3D8	P6	14,03	32,98	0,49	9
1/3D8	P7	12,84	32,27	0,55	9
D9	P8	12,33	29,00	0,54	9
D10	P8	12,33	29,00	0,54	9

### 5.2.3.2. Lixiviação dos poluentes

A lixiviação corresponde ao processo de lavagem das superfícies durante o evento chuvoso, carreando parte dos poluentes depositados durante os períodos secos. Usando a mesma lógica do acúmulo de poluentes, cada sub-bacia foi associada a um ponto de monitoramento. Como mencionado anteriormente, os pontos de coleta P7 e P8 não foram monitorados nos períodos chuvosos, portanto as sub-bacias D9 e D10 foram associadas ao ponto P6. O valor adotado para a função de lixiviação corresponde à média das concentrações dos poluentes durante os eventos chuvosos, mostrados na Tabela 21.

Tabela 21- Concentração média dos poluentes durante os períodos chuvosos

<b>Média das concentrações (mg/L)</b>					
<b>Sub-bacia</b>	<b>Pontos</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>FT</b>	<b>Expoente</b>
D1	P2	228,5	401,9	5,9	1
D2	P2	228,5	401,9	5,9	1
D3	P2	228,5	401,9	5,9	1
D4	P1	45,3	114,7	1,4	1
D5	P1	45,3	114,7	1,4	1
D6	P3	166,3	327,2	4,8	1
D7	P4	310,2	533,3	7,2	1
1/3D8	P5	110,2	249,7	3,8	1
2/3D8	P6	66,2	170,6	2,7	1
D9 a D10	P6	66,2	170,6	2,7	1

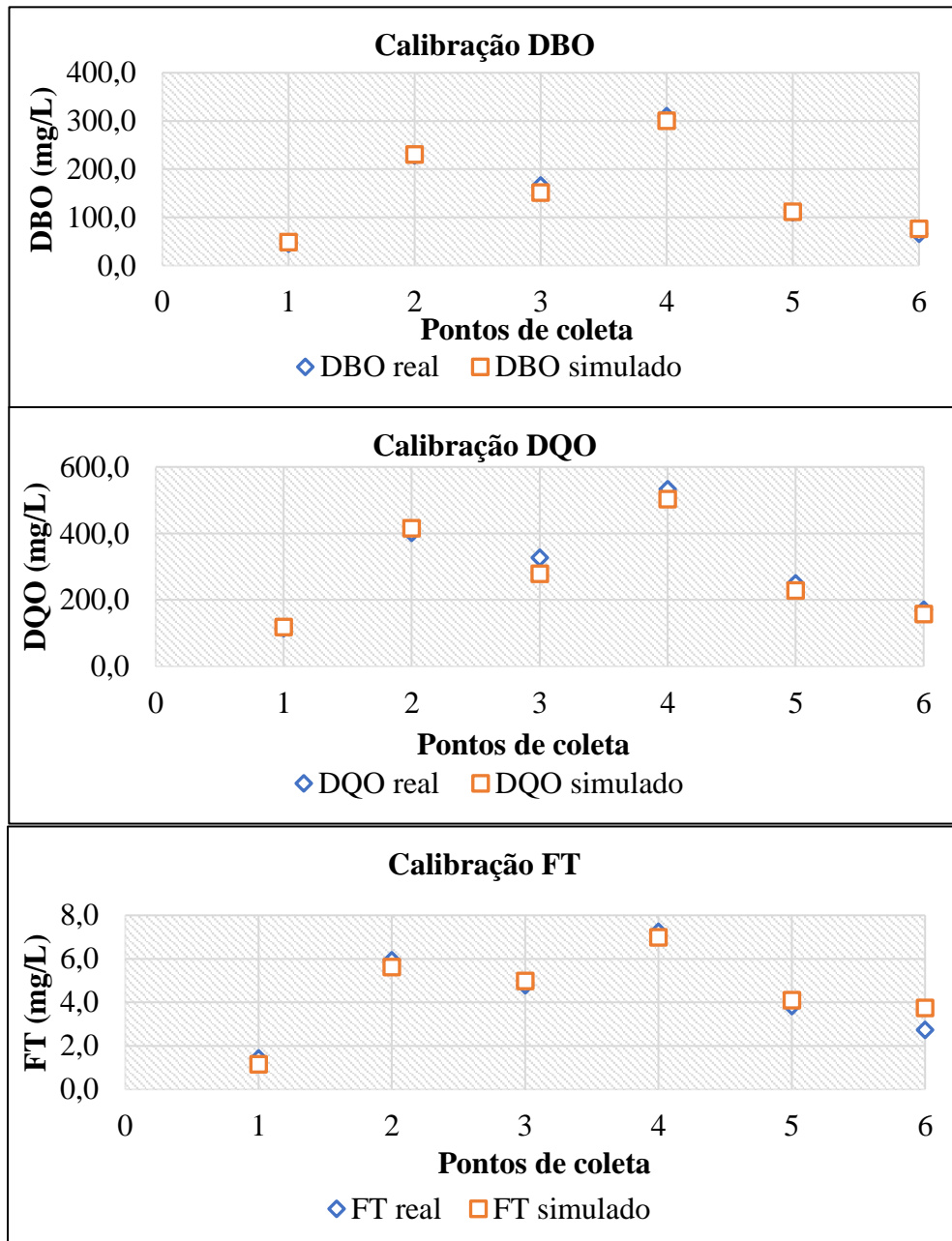
### 5.2.4. Calibração da qualidade de água

A calibração da qualidade da água foi realizada para o evento chuvoso ocorrido no dia 08/06/2018. Esse processo foi realizado pelo método da tentativa e erro, ajustando-se os valores das concentrações das entradas de esgoto e os coeficientes adotados nas funções de



lavagem e lixiviação de poluentes. Os resultados obtidos foram satisfatórios, com o modelo gerando respostas muito próximas ao comportamento do sistema real. Os erros variaram de 1% a 37% e são mostrados na Figura 19.

Figura 19- Calibração da concentração dos poluentes DBO, DQO e FT para o evento chuvoso do dia 08/06/2018



### 5.2.5. Validação do modelo

A validação do modelo é feita com base nos erros de continuidade, propagação de fluxo e qualidade de água. Em todas as simulações esses erros foram inferiores a 10%, limite estabelecido pelo software, variando de 0,06% a 3,40%.

### 5.2.6. Simulação cenários propostos

Com o objetivo de avaliar o desempenho dos dispositivos LID, foram modelados 6 cenários com diferentes arranjos de pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração, para uma chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos. Além disso, foi simulado o cenário real, sem implementação dos dispositivos, como referência na avaliação dos efeitos das medidas LID, nos diferentes cenários.

Como mencionado na metodologia, foram consideradas apenas as áreas das calçadas para implementação dessas técnicas. As estimativas dessas áreas são apresentadas na Tabela 22.

Tabela 22- Área das calçadas na Bacia do Riacho do Prado

<b>Área das calçadas</b>				
<b>Sub-bacias</b>	<b>Área total das sub-bacias (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Área de passeio (1,2m) (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Área de serviço (0,8m) (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Área total de calçadas (2m) (m<sup>2</sup>)</b>
D1	402600,0	15962,17	10207,29	26169,46
D2	790000,0	31824,89	20763,42	52588,30
D3	1526700,0	64822,74	41306,12	106128,87
D4	1104951,5	45807,74	29191,65	74999,38
D5	688650,0	34534,68	21740,48	56275,15
D6	3130600,0	151927,77	92486,32	244414,09
D7	1273800,0	65398,18	40030,70	105428,88
D8	6655500,0	279460,19	174694,66	454154,85
D9	6876800,0	73462,23	47772,61	121234,84
D10	2205400,0	41,93	27,60	69,52

Observando esses resultados, percebe-se que a sub-bacia D10 quase não apresenta áreas de calçadas, isso porque ela é predominantemente natural, ou seja, apresenta pouca infraestrutura urbana.

#### 5.2.6.1. Cenário real

Os resultados da simulação do cenário real são apresentados na Tabela 23. Percebe-se que os maiores picos de escoamento e volumes totais escoados ocorreram nas sub-bacias D3, D6, D8 e D9. Esse resultado pode estar associado à grande extensão territorial dessas sub-bacias que, por consequência, irão escoar maiores volumes de água. Além disso, as altas taxas

de impermeabilização, que chegam a 90%, interferem na capacidade de infiltração natural do solo, aumentando esses valores.

Em relação à massa de poluentes, as sub-bacias que apresentaram os maiores valores foram D3, D6, D8 e D9. Isso pode ser justificado pelo alto adensamento populacional presente principalmente nas sub-bacias D3, D6 e D8 com predominância do uso residencial. Além disso, a presença de resíduos sólidos nas superfícies, bem como de esgotos domésticos nos sistemas de drenagem, agrava a poluição, afetando toda a sub-bacia, em eventos com grande pluviosidade.

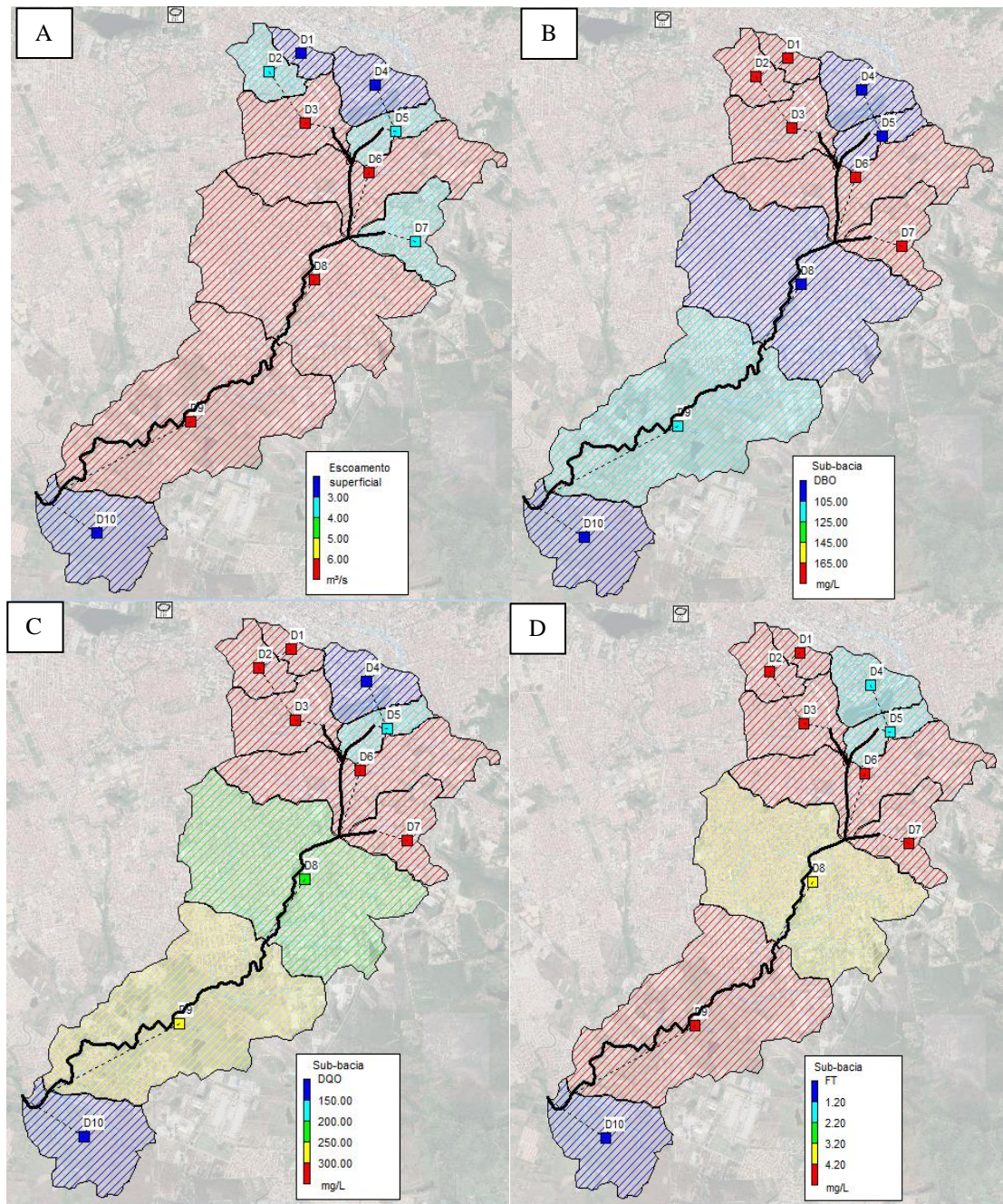
Tabela 23- Resultados da modelagem do cenário real

Sub-bacias	Cenário Real					
	Área das sub-bacias (m <sup>2</sup> )	Pico de escoamento (m <sup>3</sup> /s)	Volume total escoado (m <sup>3</sup> )	Lavagem de poluentes		
				DBO (kg)	DQO (kg)	FT (kg)
D1	402600,0	5,09	35280	4372,61	8170,30	117,19
D2	790000,0	15,02	102800	12936,10	24149,70	345,97
D3	1526700,0	32,44	219800	28860,71	53859,47	771,39
D4	1104951,5	11,02	75220	2056,91	5404,74	92,14
D5	688650,0	14,69	104800	2824,25	7425,78	128,71
D6	3130600,0	36,44	248510	26701,61	55591,75	797,58
D7	1273800,0	14,29	97850	16333,30	28869,40	420,16
D8	6655500,0	77,28	517340	28754,50	71512,80	1066,27
D9	6876800,0	44,07	298800	24716,30	58135,40	1083,36

A Figura 20 apresenta os resultados da simulação do escoamento superficial e das concentrações dos poluentes ao fim de 3 horas de chuva, considerando a chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos. Observam-se, em vermelho, as sub-bacias mais críticas, ou seja, as que apresentam os maiores valores de escoamento superficial e de indicadores de qualidade da água.

Analisando esses resultados, percebe-se que, somente as sub-bacias D3 e D6 apresentaram comportamento crítico em todas as simulações (Figura 20). Considerando esses resultados e as condições de infraestrutura urbana, como a disponibilidade e disposição das calçadas, foram definidas 2 sub-bacias críticas para a implementação das técnicas LIDs, D3 e D6.

Figura 20- Resultados da simulação para chuva de projeto (Tr= 10anos) após 3h de simulação (A) Comportamento do escoamento superficial (B) Concentração de DBO (C) Concentração de DQO e (D) Concentração de FT



### 5.2.6.2. Cenários com pavimentos permeáveis

Foram propostos 2 cenários com pavimentos permeáveis nas sub-bacias D3 e D6. A quantidade de dispositivos LID adicionados ao SWMM, bem como suas respectivas áreas e porcentagem em relação à área total da sub-bacia são mostrados na Tabela 24.

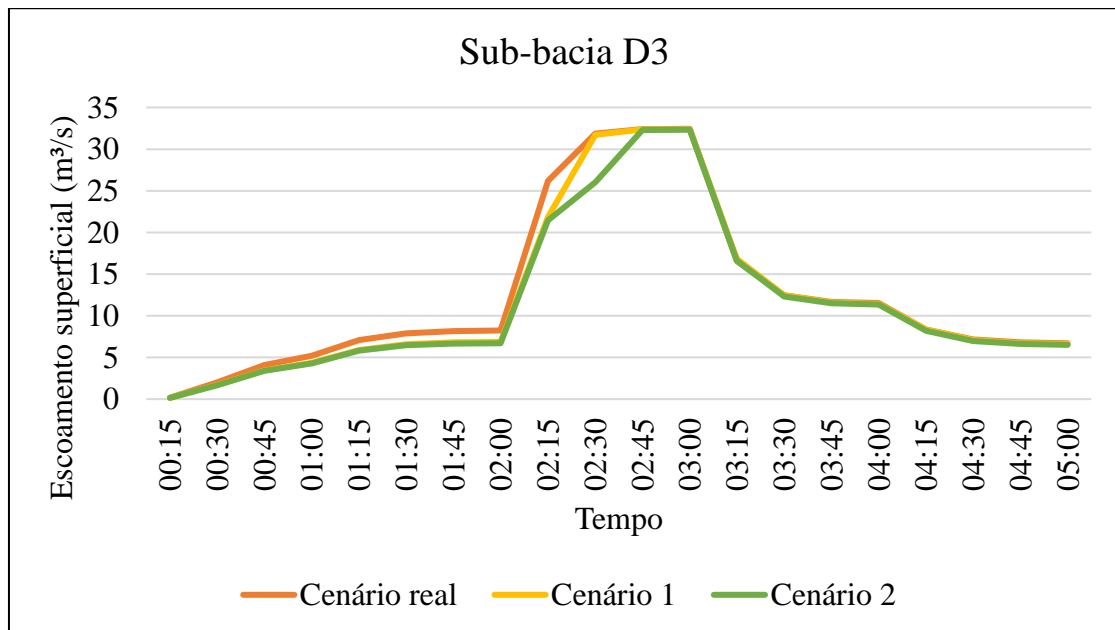
Tabela 24- Quantidade de dispositivos LIDs (pavimentos permeáveis) adicionados ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6

Sub-bacias	Áreas da sub-bacias (m <sup>2</sup> )	Cenário 1			Cenário 2		
		Quantidade de dispositivos LID	Área do LID (m <sup>2</sup> )	% da área total da sub-bacia	Quantidade de dispositivos LID	Área do LID (m <sup>2</sup> )	% da área total da sub-bacia
D3	1526700,0	108	54000	3,54%	215	107500	7,04%
D6	3130600,0	250	125000	3,99%	495	247500	7,09%

Nota: Cada dispositivo LID tem 250m de comprimento e 2,0m de largura.

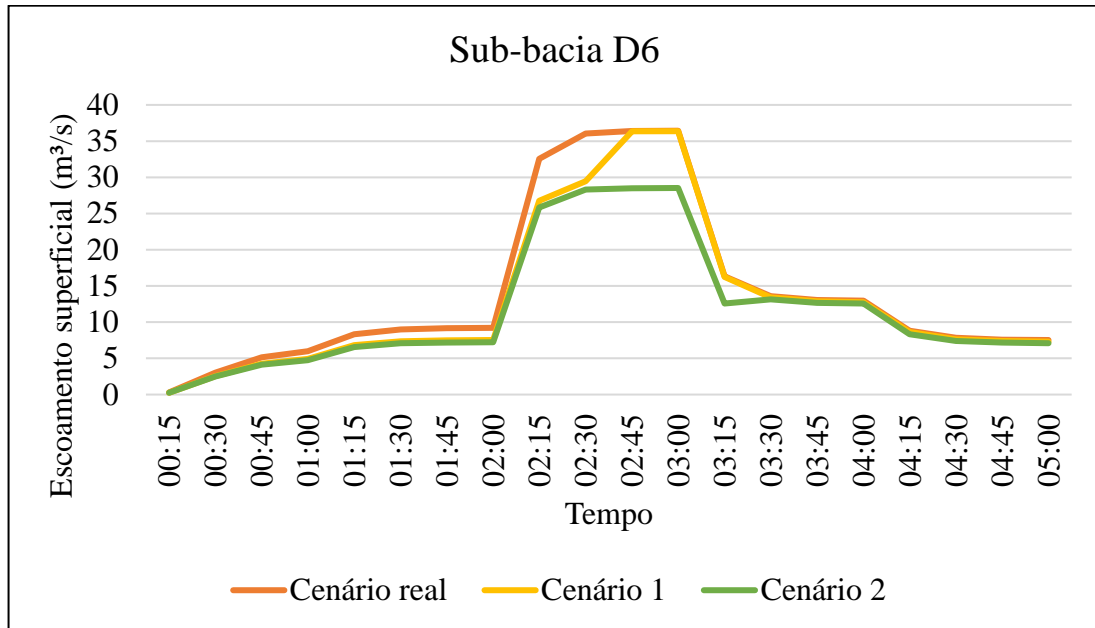
Os resultados das simulações foram comparados com os valores obtidos no cenário real. A Figura 21 mostra a redução do escoamento superficial com a implementação dos pavimentos permeáveis para os cenários 1 e 2, na sub-bacia D3. Observa-se que há apenas uma pequena redução no escoamento entre 02:00h e 02:45h. Em relação ao pico de vazão que ocorre às 03:00h, não há praticamente redução em nenhum cenário.

Figura 21- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com pavimentos permeáveis



Na Figura 22, são apresentados os resultados do escoamento superficial para a sub-bacia D6. Nessa sub-bacia, o cenário 1 apresentou maiores atenuações de vazões entre 2:15h e 2:45h. Já em reação ao pico de vazão, não houve redução significativa. Por sua vez, o cenário 2 apresentou ótimo desempenho, com grandes reduções de vazão.

Figura 22- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com pavimentos permeáveis



A porcentagem total de redução dos picos de escoamento, para cada cenário, foi calculada considerando a média dos valores de redução das duas sub-bacias. Em relação ao volume total escoado, a redução para cada cenário foi calculada somando-se os volumes escoados nas duas sub-bacias e comparando-os com a soma dos volumes escoados no cenário real. Já os valores relativos à remoção de poluentes foram obtidos diretamente do modelo que fornece a massa dos poluentes removida pelos dispositivos. Esses resultados são mostrados na Tabela 25.

Tabela 25- Resultados das simulações das sub-bacias D3 e D6, para os cenários 1 e 2

Resultados		Cenário 1 (50% da área)	Cenário 2 (100% da área)
Redução dos picos de escoamento (%)		0,17	11,02
Redução do volume total escoado (%)		6,69	13,14
Remoção da massa de poluentes (kg)	DBO	7037,27	11272,06
	DQO	13162,57	22179,44
	FT	186,03	316,32

Analisando esses resultados percebe-se que, em relação ao pico de escoamento, o cenário 1 apresentou redução insignificante. Esse cenário considera 50% das calçadas, correspondendo a um total de 0,174 km<sup>2</sup> de pavimentos permeáveis. Logo, pode-se interpretar que, para esse critério, a aplicação dessa tecnologia não é satisfatória, necessitando de um redimensionamento ou a implementação conjunta de outras técnicas complementares.

Quanto à remoção dos poluentes, a implementação dessa técnica resultou numa remoção de 7037,27 kg de DBO, 13162,57 kg de DQO e 186,03 kg de FT, o que corresponde a uma redução de 12,66%, 12,02% e 11,85% respectivamente, da massa de poluentes presente no escoamento no cenário real nas sub-bacias críticas (D3 e D6) (Tabela 23). Em relação ao volume total escoado, houve uma redução de 31329 m<sup>3</sup> de água.

O cenário 2 corresponde à implantação dos pavimentos permeáveis em todas as calçadas das sub-bacias D3 e D6, cerca de 0,355 km<sup>2</sup>. Devido à sua maior área e, por consequência, maior atuação no tratamento dos deflúvios superficiais, esse cenário apresentou melhores desempenhos nos critérios analisados, com redução de aproximadamente 61535 m<sup>3</sup> do volume de escoamento e remoção de 20,28%, 20,26% e 20,16% de massa de DBO, DQO e FT, respectivamente.

De forma geral, essa técnica mostrou-se eficiente para reduzir os volumes totais escoados e a massa de poluentes no escoamento, entretanto, existe uma limitação quanto à função de atenuar os picos de escoamento.

### 5.2.6.3. Cenários com trincheiras de infiltração

Foram simulados 2 cenários com trincheiras de infiltração, considerando 50% e 100% das calçadas das sub-bacias D3 e D6. A quantidade de dispositivos adicionados ao SWMM, as áreas ocupadas por esses dispositivos e a porcentagem de ocupação em relação a área total da sub-bacia são mostrados na Tabela 26.

Tabela 26- Quantidade de dispositivos LIDs (trincheiras de infiltração) adicionada ao SWMM nas sub-bacia D3 e D6

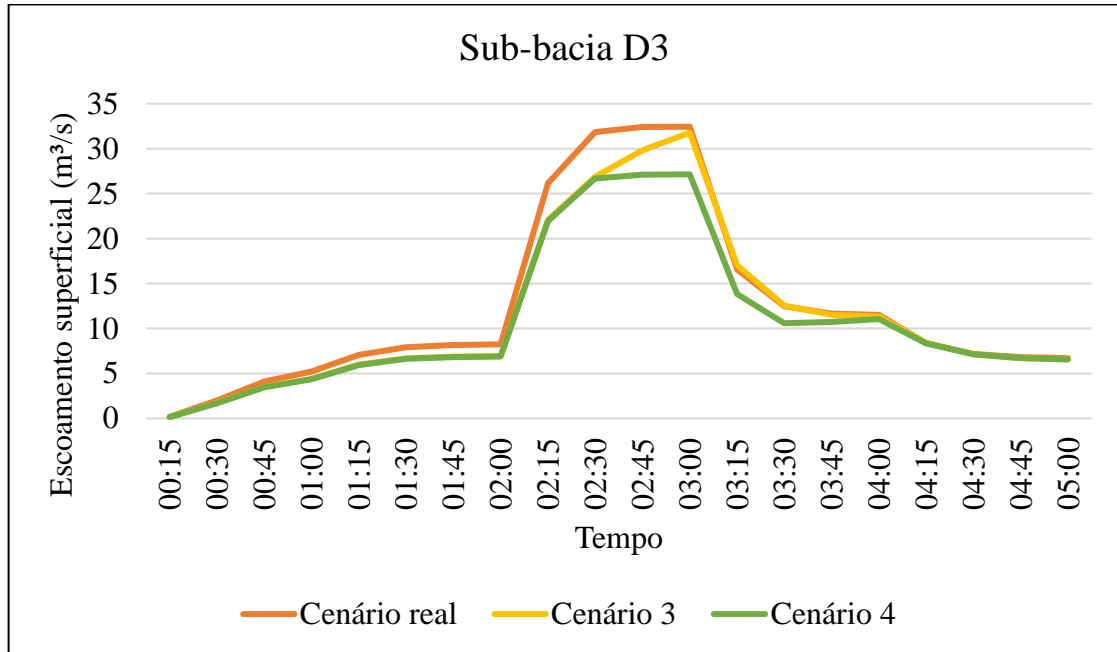
Sub-bacias	Áreas da sub-bacias (m <sup>2</sup> )	Cenário 3			Cenário 4		
		Quantidade de dispositivos LID	Área do LID (m <sup>2</sup> )	% da área total da sub-bacia	Quantidade de dispositivos LID	Área do LID (m <sup>2</sup> )	% da área total
D3	1526700,0	105	21000	1,37%	210	42000	2,75%
D6	3130600,0	240	48000	1,53%	460	92000	2,94%

Nota: cada dispositivo LID tem 250m de comprimento e 0,8m de largura.

A Figura 23 apresenta os valores dos escoamentos superficial nas sub-bacias D3 para os cenários com a implementação de trincheiras de infiltração (cenários 3 e 4). Na sub-bacia D3, o cenário 3 apresentou maiores reduções no escoamento superficial entre 2:00h e 03:00h,

não apresentando redução significativa no pico de escoamento. Por sua vez, o cenário 4 demonstrou grande capacidade de atenuações nas vazões de escoamento superficial.

Figura 23- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com trincheiras de infiltração



A Figura 24 apresenta os valores dos escoamentos superficial nas sub-bacias D6 para os cenários com a implementação de trincheiras de infiltração (cenários 3 e 4). Nessa sub-bacia, ambos os cenários apresentaram comportamento similar no que se refere à atenuação dos escoamentos superficiais e no pico de vazão.

De forma geral, o cenário 4 demonstrou melhor desempenho nas duas sub-bacias. A Tabela 27 resume os valores obtidos das simulações dos cenários 3 e 4, considerando os valores totais de redução (sub-bacias D3 e D6) de escoamento e picos de vazão e remoção de poluentes.



Figura 24- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com trincheiras de infiltração

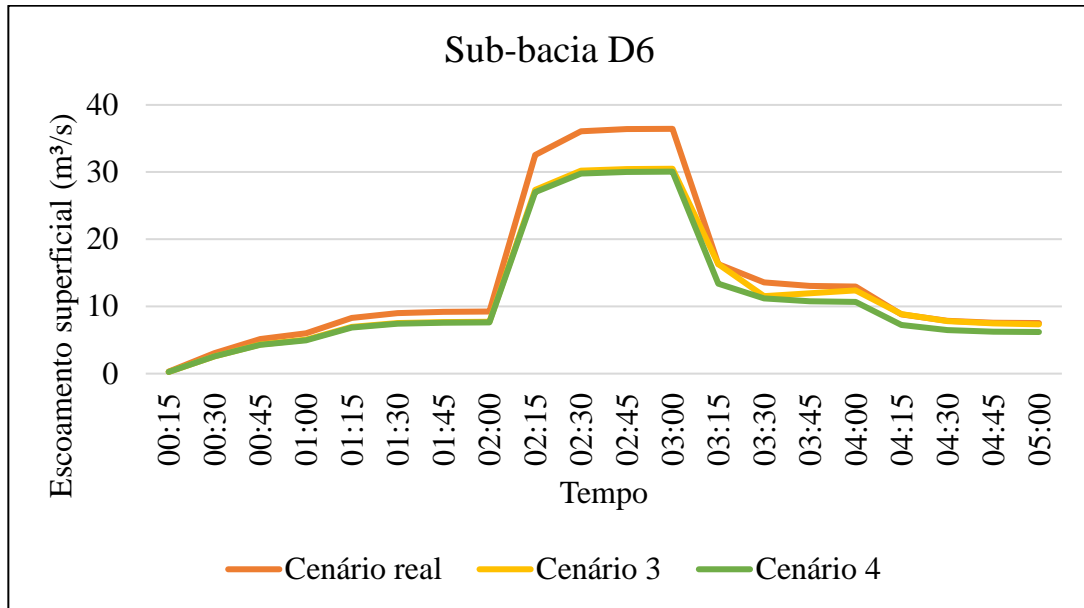


Tabela 27- Resultados das simulações das sub-bacias D3 e D6 para os cenários 3 e 4

Resultados	Cenário 3 (50% da área)	Cenário 4 (100% da área)
Redução dos picos de escoamento (%)	9,17	16,91
Redução do volume total escoado (%)	10,70	15,49
Redução da massa de poluentes (kg)	DBO	8711,64
	DQO	17118,86
	FT	244,27
	9646,14	18892,42
	272,06	

Comparando esses valores com os obtidos nos cenários com pavimentos permeáveis (cenários 1 e 2), percebe-se que as trincheiras de infiltração têm um desempenho similar quanto ao tratamento qualitativo das águas, porém em relação à redução do volume e dos picos de escoamento, essas tecnologias se saem melhor.

O cenário 3, cuja implementação ocorreu em 50% das calçadas, considerando apenas a faixa de serviço (0,069 km<sup>2</sup>), apresentou redução de 50109 m<sup>3</sup> do escoamento superficial e uma remoção de massa de poluentes de aproximadamente 15,7%, 15,6% e 15,6% de DBO, DQO e FT, respectivamente, em relação à massa presente no escoamento superficial no cenário real, nas sub-bacias críticas.

Já o cenário 4, que ocupa uma área de 0,134 km<sup>2</sup>, apresentou redução no volume total escoado de aproximadamente 72541 m<sup>3</sup> e porcentagem de remoção de massa de poluentes de 17,36% de DBO, 17,26% de DQO e 17,34% de FT, em relação ao cenário real.

Com relação à atenuação dos picos de cheias, ambos os cenários apresentaram bons resultados, cabendo ao cenário 4 a maior redução.

Comparando os cenários 3 e 4, conclui-se que, mesmo dobrando a área de trincheiras, os resultados referentes ao tratamento qualitativo do escoamento são pouco alterados, mostrando que a eficiência dessa tecnologia parece ser limitada a uma determinada área, a partir da qual não ocorrem incrementos significativos na remoção de poluentes. Isso pode significar que a máxima capacidade de remoção de poluentes dos dispositivos foi atingida.

#### 5.2.6.4. Cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração

Por fim, foram simulados os cenários com os dois dispositivos LID. As Tabelas 28 e 29 apresentam o quantitativo de unidades de dispositivos LID adicionados ao SWMM, para os cenários 5 e 6, respectivamente.

Tabela 28- Quantidade de dispositivos LID (trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis) adicionada ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6, para o cenário 5

<b>Cenário 5</b>				
<b>Sub-bacias</b>	<b>Quantidade de trincheiras de infiltração</b>	<b>Quantidade de pavimentos permeáveis</b>	<b>Área do LID</b>	<b>% da área total da sub-bacia</b>
D3	110	110	55000	3,60%
D6	240	240	120000	3,82%

Nota: a unidade de trincheiras de infiltração tem 250m de comprimento e 0,8m de largura. A unidade de pavimento permeável apresenta 250m de comprimento e 1,2m de largura.

Tabela 29- Quantidade de dispositivos LID (trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis) adicionada ao SWMM nas sub-bacias D3 e D6, para o cenário 6

<b>Cenário 6</b>				
<b>Sub-bacias</b>	<b>Quantidade de trincheiras de infiltração</b>	<b>Quantidade de pavimentos permeáveis</b>	<b>Área do LID</b>	<b>% da área total da sub-bacia</b>
D3	210	210	105000	6,88%
D6	460	460	230000	7,35%

Nota: A unidade de trincheiras de infiltração tem 250m de comprimento e 0,8m de largura. A unidade de pavimento permeável apresenta 250m de comprimento e 1,2m de largura.

As Figuras 25 e 26 expõem as vazões de escoamento desses cenários para as sub-bacias D3 e D6, respectivamente.

Figura 25- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D3 para os cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração

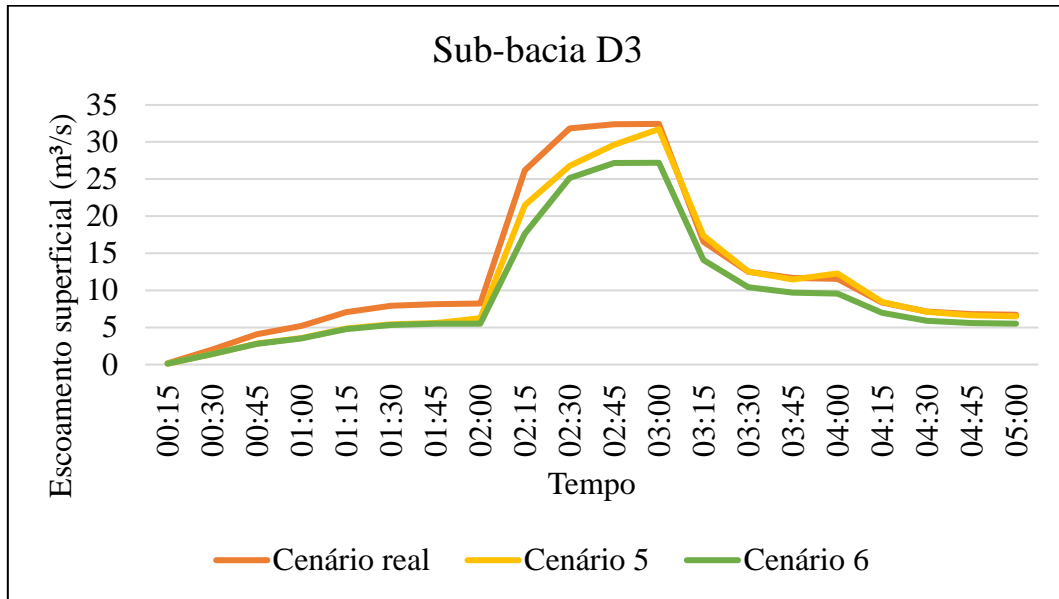
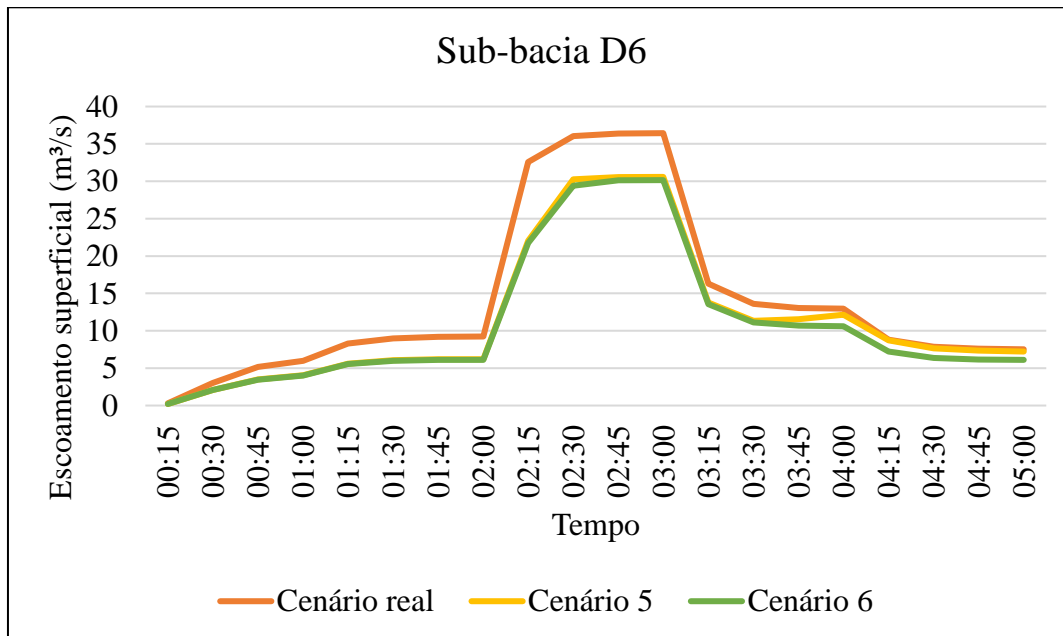


Figura 26- Comportamento do escoamento superficial na sub-bacia D6 para os cenários com pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração



O cenário 6, nas duas sub-bacias, exibiu melhor desempenho na redução dos escoamentos, bem como nos picos de vazão. Por seu turno, o cenário 5, na sub-bacia D3 não apresentou redução significativa na vazão de pico e na sub-bacia D6 apresentou comportamento similar ao cenário 6. A Tabela 30 resume os resultados obtidos das simulações dos cenários 5 e 6, levando em conta os valores totais de redução de escoamento e picos de vazão e remoção de poluentes, considerando as duas sub-bacias.

Tabela 30- Resultados das simulações para os cenários 5 e 6 para as sub-bacias D3 e D6

<b>Resultados</b>	<b>Cenário 5 (50% da área)</b>	<b>Cenário 6 (100% da área)</b>
Redução dos picos de escoamento (%)	9,11	16,69
Redução do volume total escoado (%)	14,73	22,33
Redução da massa de poluentes (kg)	DBO	13061,79
	DQO	25025,97
	FT	356,32
		15951,74
		30487,33
		433,20

Analisando todos os cenários simulados, os que implementaram simultaneamente pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração, alcançaram melhores resultados. Isso se justifica pelo caráter complementar que as tecnologias de Desenvolvimento de Baixo Impacto apresentam, necessitando de uma ação conjunta entre os dispositivos.

O melhor desempenho aconteceu no cenário 6, com remoção de 15951,74 kg de DBO, 30487,33 kg de DQO e 433,20 kg de FT e redução de aproximadamente 104574 m<sup>3</sup> no volume total escoado. Além disso, houve atenuação de 16,69% nos picos de escoamento, o que representa uma grande melhoria para os problemas de inundações urbanas.

O cenário 5 que corresponde a implantação das duas técnicas LID, simultaneamente, em 50% das calçadas das sub-bacias críticas, apresentou uma redução de aproximadamente 68982m<sup>3</sup> de escoamento superficial e remoção de 23,5% de DBO, 22,9% de DQO e 22,71% de FT com relação aos valores presentes no escoamento no cenário real.

Percebe-se que, em relação ao critério de picos de vazão, a sub-bacia D3 apresentou baixas reduções na maioria dos cenários. Sendo, somente os cenários 4 e 6, que implementaram as técnicas em 100% das calçadas, os que apresentaram significativas atenuações. Isso demonstra que, para essa sub-bacia, são necessárias maiores áreas para implantação das medidas LID e que os cenários com a aplicação unicamente de pavimentos permeáveis não são eficientes para atenuar picos de escoamento. Além disso, fatores como a porcentagem impermeável, declividade e até a disposição das calçadas presentes nas sub-bacias influenciam esses valores, o que pode justificar essa grande diferença nos resultados.

De forma geral, todos os cenários apresentaram grandes benefícios para o meio ambiente, expondo a importância de se investir em tecnologias alternativas aos sistemas de drenagem convencionais. Considerando que a implementação dessas técnicas ocorreu somente nas calçadas, que correspondem a cerca de 6% da área total da bacia do Riacho do

Prado, esses resultados mostram o grande potencial dos dispositivos no controle das águas pluviais e da poluição hídrica.

Entretanto, apesar do benefício ambiental ser de grande importância na gestão urbana, outros aspectos devem ser analisados, como por exemplo, os custos para executar essas medidas. O cenário 6, apesar de ter o melhor desempenho ambiental, deve apresentar maiores custos para sua execução, o que pode tornar o projeto inviável. Logo, metodologias que auxiliem a tomada de decisão, em situações como essa, que buscam a melhor alternativa, considerando critérios conflitantes, são fundamentais para o gestor.

### 5.3. Análise multicriterial

#### 5.3.1. Comportamento dos indicadores

##### 5.3.1.1. Dimensão ambiental

Os valores dos critérios da dimensão ambiental (qualidade e volumes de água) foram obtidos a partir da simulação no SWMM, comparando-se os cenários com implementação de técnicas LID com o cenário real. Esses valores foram apresentados e discutidos no tópico anterior. A Tabela 31 apresenta resumidamente esses resultados.

Tabela 31- Valores dos critérios e subcritérios da dimensão ambiental

Resultados	Valores da dimensão ambiental						
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	
Pico de escoamento (%)	0,17	11,02	9,17	16,91	9,11	16,69	
Volume total escoado (%)	6,69	13,14	10,70	15,49	14,73	22,33	
Redução da massa de poluentes (kg)	DBO	7037,27	11272,06	8711,64	9646,14	13061,79	15951,74
	DQO	13162,57	22179,44	17118,86	18892,42	25025,97	30487,33
	FT	186,03	316,32	244,27	272,06	356,32	433,20

##### 5.3.1.2. Dimensão econômica

A dimensão econômica foi avaliada considerando dois subcritérios, os investimentos iniciais, que se referem às estimativas dos custos necessários para implementação das técnicas em cada cenário, e aos custos de manutenção e operação do sistema que representam os gastos necessários para manter e operar as técnicas LID em cada cenário.

Para a estimativa dos investimentos iniciais foram considerados os valores fornecidos pelo SINAPI (2021) e a composição de serviços apresentada por Feitosa (2018). Os quantitativos e a composição dos serviços que foram utilizados nessas estimativas encontram-se no Apêndice B. A Tabela 32 apresenta os investimentos iniciais necessários para implementação das técnicas para cada cenário.

Tabela 32- Valores estimados dos investimentos iniciais

<b>Investimentos iniciais (R\$)</b>					
<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>	<b>Cenário 3</b>	<b>Cenário 4</b>	<b>Cenário 5</b>	<b>Cenário 6</b>
12.162.423,50	24.122.871,25	5.943.246,00	11.541.956,00	16.001.548,50	30.631.535,70

O cenário 6 apresentou os maiores custos iniciais pois considera a implementação das duas técnicas em todas as calçadas das sub-bacias críticas estudadas (D3 e D6). Por outro lado, o cenário 3, que corresponde a implantação das trincheiras de infiltração em 50% das calçadas das sub-bacias críticas, apresentou o menor valor.

De forma geral, os cenários com implantação de pavimentos permeáveis demandaram maiores valores em comparação aos cenários com trincheiras de infiltração. Os valores dos investimentos iniciais foram proporcionais à área de aplicação, sendo mais caros os cenários com implementação em todas as calçadas.

Em relação à manutenção e operação dos pavimentos permeáveis, foi considerada apenas a varrição mecanizada das calçadas, que consiste na remoção de sedimentos através da varrição com aspiração, utilizando varredeiras mecânicas. Essa manutenção foi estimada, considerando 2 limpezas ao ano, conforme recomenda a Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP).

Já para as trincheiras de infiltração, a manutenção consiste apenas na remoção de lixo, detritos da superfície e ervas daninhas. Para a estimativa desse valor, foi considerada a limpeza urbana manual realizada quatro vezes ao ano. Os orçamentos e quantitativos desses serviços encontram-se no Apêndice C. A Tabela 33 mostra esses valores estimados, considerando os custos mensais.

Tabela 33- Valores estimados para manutenção e operação dos dispositivos LID para cada cenário

<b>Manutenção e operação (R\$/mês)</b>					
<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>	<b>Cenário 3</b>	<b>Cenário 4</b>	<b>Cenário 5</b>	<b>Cenário 6</b>
412,89	818,87	2006,75	3897,17	2035,83	3897,17

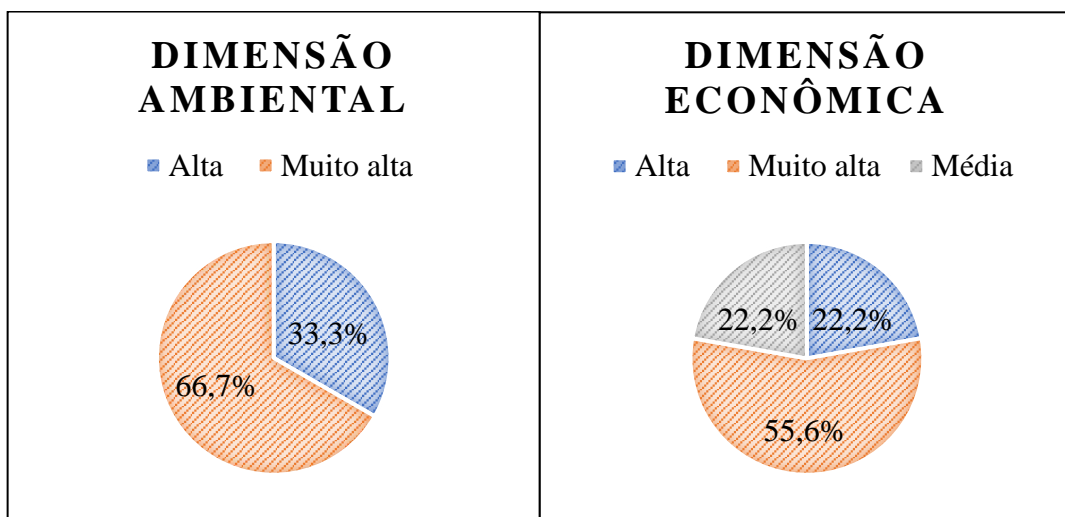
Os custos de manutenção e operação dos pavimentos permeáveis foram menores pois só consideraram duas limpezas ao ano. Já nos cenários com as trincheiras, foram consideradas quatro limpezas anuais. Esses valores são proporcionais ao comprimento linear do dispositivo (comprimento da guia), logo os cenários com maiores áreas apresentaram maiores custos de manutenção e operação. Os cenários 4 e 6 apresentam o mesmo valor, pois ambos os cenários consideram todas as calçadas das sub-bacias.

### 5.3.2. Ponderação dos pesos

Os pesos foram estabelecidos a partir da percepção dos entrevistados sobre a importância de cada variável para a gestão da macrodrenagem urbana. No total foram entrevistados 9 especialistas, abrangendo mestres, doutores e gestores com atuação na área de recursos hídricos e saneamento ambiental.

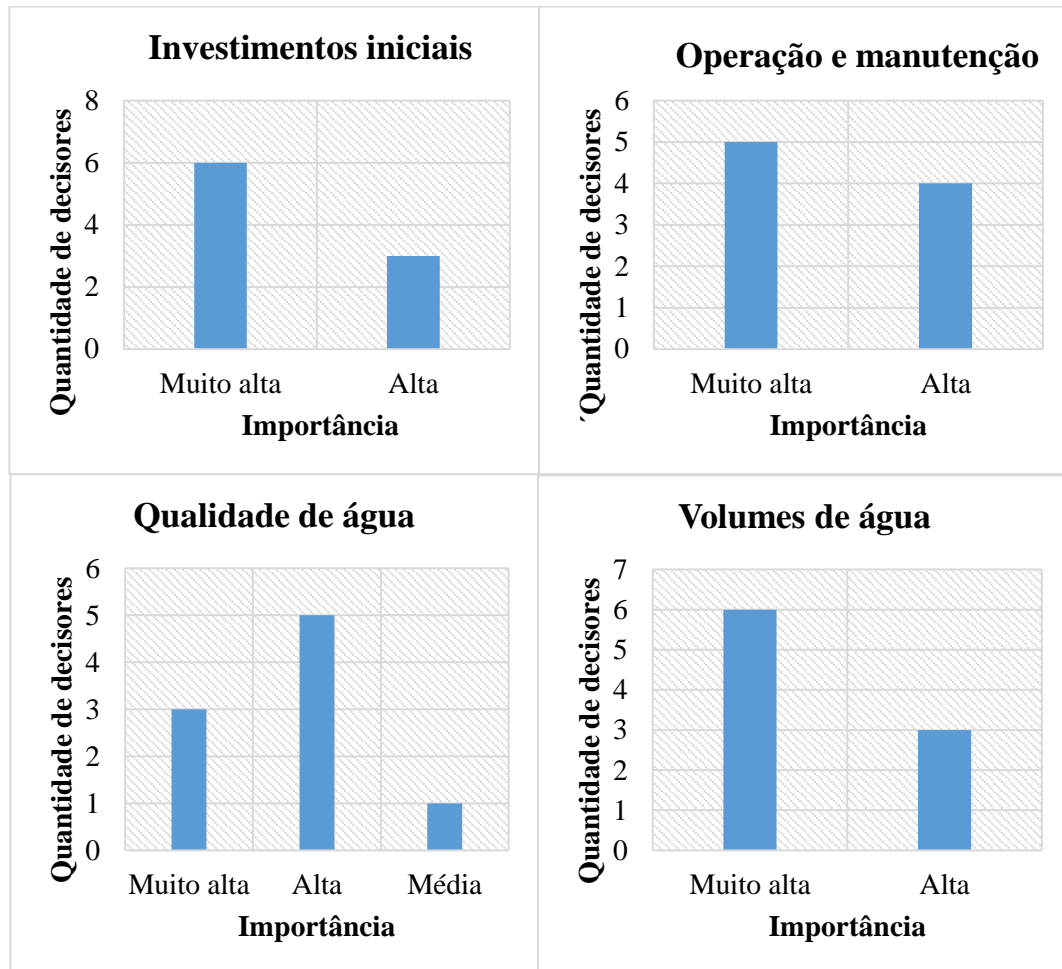
Os resultados dessa pesquisa demonstraram que, em relação à dimensão ambiental, 66,7% dos participantes consideraram essa dimensão com importância “muito alta” e 33,3% atribuíram importância “alta”. Já na dimensão econômica, 55,6% atribuíram importância “muito alta”, 22,2 % consideraram de “alta” importância e 22,2% conferiram importância “média” a essa dimensão. A Figura 27 ilustra essa distribuição.

Figura 27- Importância atribuída às dimensões, pelos especialistas



Também foram atribuídos pesos para cada critério e subcritério analisados. A Figura 28 apresenta a importância para os critérios de investimentos iniciais, de custos de operação e manutenção, critérios da qualidade e volume total de água.

Figura 28- Importância atribuída aos critérios, pelos especialistas



Cada peso foi normalizado a fim de distribuir todas as importâncias atribuídas pelos decisores, com relação aos critérios e os subcritérios relacionados. Por exemplo, o peso dos subcritérios DBO, DQO e FT foram normalizados tendo em vista a importância atribuída ao critério de qualidade da água que, por sua vez, foi relacionada com a importância atribuída à dimensão ambiental. A Tabela 34 resume essas informações.

Tabela 34- Distribuição dos pesos para os subcritérios

Critério	Subcritérios	Decisores								
		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9
Qualidade de água	DBO	0,067	0,095	0,083	0,107	0,083	0,063	0,071	0,099	0,081
	DQO	0,089	0,095	0,083	0,085	0,083	0,079	0,089	0,099	0,061
	FT	0,067	0,095	0,083	0,085	0,083	0,079	0,054	0,079	0,081
Quantidade de água	Escoamento	0,123	0,143	0,125	0,174	0,125	0,139	0,159	0,111	0,139
	Picos de vazão	0,154	0,143	0,125	0,174	0,125	0,139	0,127	0,111	0,139
Investimentos iniciais		0,250	0,214	0,222	0,208	0,250	0,278	0,250	0,278	0,250



Custos de manutenção e operação	0,250	0,214	0,278	0,167	0,250	0,222	0,250	0,222	0,250
---------------------------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------

### 5.3.3. Método PROMETHEE II

Para a realização da agregação das preferências dos decisores aos valores de cada variável, foi aplicado o método PROMETHEE II. Ele consiste na comparação par a par entre as alternativas a fim de se estabelecer um ordenamento que permite avaliar as melhores alternativas, tendo em vista os critérios analisados. A ordenação das alternativas, para cada decisor, é mostrada no Quadro 3.

Quadro 3- Ordenação dos cenários para cada decisor

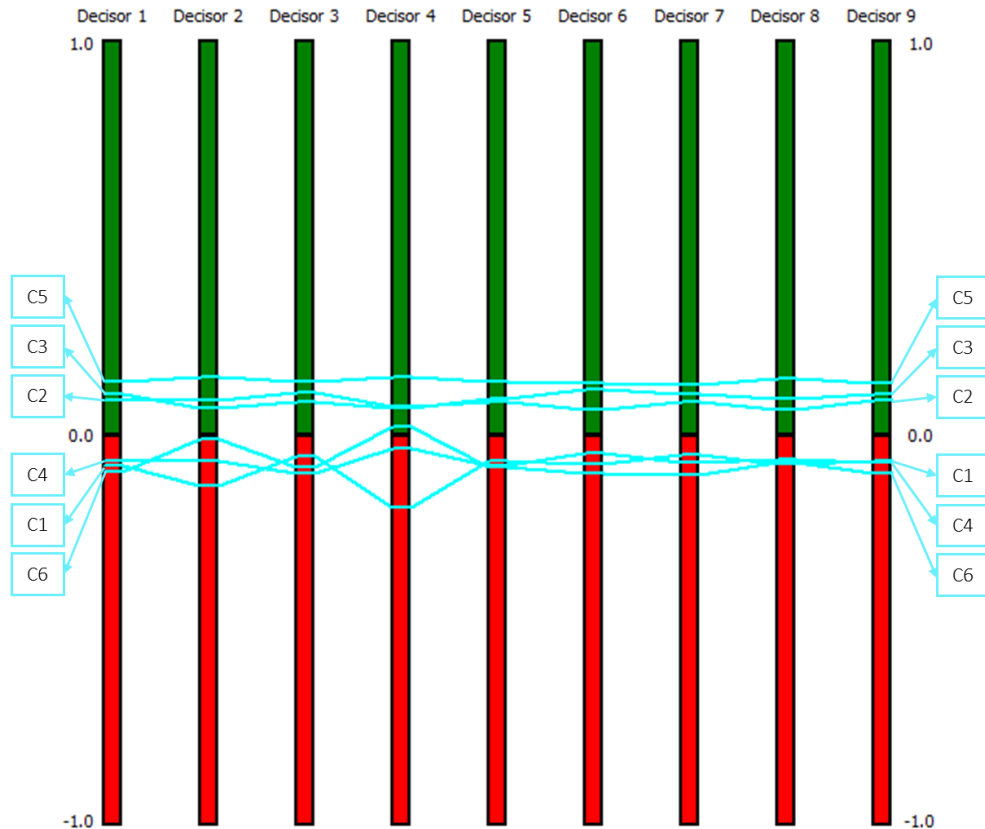
Posição de desempenho dos cenários	Ordenação para cada decisor								
	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9
1 <sup>a</sup>	C5	C5	C5	C5	C5	C5	C5	C5	C5
2 <sup>a</sup>	C3	C2	C2	C2	C3	C3	C3	C3	C3
3 <sup>a</sup>	C2	C3	C3	C3	C2	C2	C2	C2	C2
4 <sup>a</sup>	C4	C6	C1	C6	C1	C4	C1	C4	C1
5 <sup>a</sup>	C1	C4	C6	C4	C4	C1	C4	C6	C4
6 <sup>a</sup>	C6	C1	C4	C1	C6	C6	C6	C1	C6

Os cenários são ordenados pelo valor do fluxo líquido de sobreclassificação que corresponde à diferença entre os fluxos positivos e negativos. O fluxo positivo representa preferência de uma alternativa sobre todas as outras, já o negativo retrata as preferências de todas as alternativas sobre ela. Portanto o valor negativo do fluxo líquido de uma alternativa significa dizer que, a preferência das outras alternativas sobre ela é maior, sendo considerada uma alternativa com baixo desempenho. A Figura 29 apresenta uma comparação entre as posições dos cenários para cada decisor, considerando seu fluxo líquido.

Analisando os resultados obtidos (Quadro 3 e Figura 29), observa-se que todos os decisores foram unânimes quanto ao desempenho do cenário 5 (C5), considerado o melhor entre os 6. O cenário 3 (C3) encontra-se na 2<sup>a</sup> colocação para a maioria dos decisores, com exceção dos decisores D2, D3 e D4. Já os cenários 1, 4 e 6 (C1, C4 e C6) apresentam fluxos negativos e variam entre a 4<sup>a</sup> e a 6<sup>a</sup> posições.

O cenário que se apresenta em última colocação por mais decisores é o cenário 6 (C6). Percebe-se que existe uma grande oscilação na posição dos cenários na avaliação dos decisores D2 e D4.

Figura 29- Desempenho dos cenários para cada decisor



O cenário 5 compreende a implementação das trincheiras de infiltração e dos pavimentos permeáveis simultaneamente, em 50% das calçadas. Esse cenário se sobressaiu, pois apresentou bom desempenho tanto na dimensão ambiental quanta na dimensão econômica, mostrando-se como alternativa mais equilibrada em comparação com as demais.

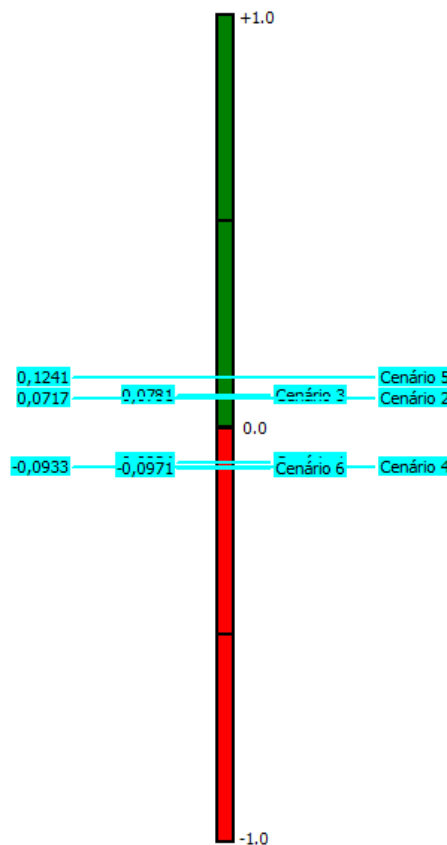
Por sua vez, o cenário 6 que propõe a implantação de pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração em todas as calçadas das sub-bacias críticas, apesar de apresentar os melhores desempenhos na dimensão ambiental, seu alto custo inicial (R\$ 30.631.533,71) e de manutenção e operação (R\$ 3.897,17), fez com que essa alternativa tivesse a pior colocação, situando-se na 6ª posição.

A grande oscilação observada no ordenamento dos cenários, dos decisores D2 e D4 (Figura 29) pode ser explicada pela atribuição de importância “média” ao critério econômico, por esses decisores, diferentemente dos demais que consideraram esse critério com

importância “alta” ou “muito alta”. Logo para o cenário 6, os benefícios ambientais sobressaíram em relação aos altos custos, elevando o fluxo líquido da alternativa e, por consequência, a sua posição. Além disso, a importância “muito alta” atribuída aos critérios referentes aos volumes de água (picos de escoamento e volume total escoado) fizeram com que o cenário 1 (C1), que apresenta desempenho baixo nesses critérios, diminuísse seu fluxo líquido e, conseqüentemente, sua posição, decaindo no ordenamento.

Para entender a influência dos pesos dos critérios no ordenamento das alternativas foi analisado o desempenho dos cenários considerando todos os pesos iguais. O resultado obtido é apresentado na Figura 30.

Figura 30- Ordenamento dos cenários para os pesos com valores iguais



Esse resultado mostra que, mesmo considerando todos os critérios com pesos iguais, o cenário 5 permanece com o melhor desempenho seguido dos cenários 3 e 2, todos com fluxos líquidos positivos. Já os cenários 1, 4 e 6, assim como na primeira análise (considerando os pesos dos decisores), permanecem com fluxos negativos, na 4ª, 5ª e 6ª posições, respectivamente.

Salienta-se que a base do método PROMETHEE II é estabelecer uma ordenação das alternativas, considerando os cenários que apresentem desempenho mais regular, evitando

problemas de compensação, como ocorre nos métodos da escola americana. Essa compensação acontece quando o desempenho excepcional de uma alternativa em um critério compensa o desempenho ruim das demais.

#### 5.4. Método multidecisor Copeland

Após a avaliação dos cenários por meio da análise multicriterial foi estabelecido um ordenamento, considerando a opinião de cada decisor (Quadro 3). Para se obter uma ordenação final que agregue em um único ordenamento todas as opiniões dos decisores, utilizou-se o método multidecisor Copeland.

Assim, foram construídas 6 matrizes Condorcet, para cada cenário, baseadas na comparação paritária. Essas matrizes encontram-se no Apêndice D. A partir de então, foi construída a matriz de Copeland apresentada no Quadro 4.

Quadro 4-Matriz de Copeland

<b>Cenários</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>C5</b>	<b>C6</b>	<b>Derrotas</b>
C1	0	9	9	5	9	3	35
C2	0	0	6	0	9	0	15
C3	0	3	0	0	9	0	12
C4	4	9	9	0	9	3	34
C5	0	0	0	0	0	0	0
C6	6	9	9	6	9	0	39
<b>Vitórias</b>	10	30	33	11	45	6	-

O resultado do ordenamento final, apresentado na Tabela 35- Ordenação final dos cenários, é obtido subtraindo as derrotas das vitórias.

Tabela 35- Ordenação final dos cenários

<b>Ordenação final</b>		
<b>Posição</b>	<b>Cenários</b>	<b>(Vitórias – Derrotas)</b>
1 <sup>a</sup>	Cenário 5	45
2 <sup>a</sup>	Cenário 3	21
3 <sup>a</sup>	Cenário 2	15
4 <sup>a</sup>	Cenário 4	-23
5 <sup>a</sup>	Cenário 1	-25
6 <sup>a</sup>	Cenário 6	-33

## 5.5. Discussão

As técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto são medidas importantes para a gestão sustentável das águas urbanas. Neste trabalho, a simulação de 6 cenários com diferentes arranjos de trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis, na bacia do Riacho do Prado, demonstrou grande potencial na redução dos volumes escoados e no tratamento qualitativo das águas de drenagem.

A qualidade das águas foi avaliada com base na remoção das massas de poluentes de DBO, DQO e FT do escoamento superficial. Essa remoção é de grande importância para redução da poluição nos corpos hídricos, já que foi constatado na área de estudo, com os dados do monitoramento, teores de poluição similares aos de esgoto bruto. A presença desses poluentes no deflúvio superficial tem origem, muitas vezes, difusa e de difícil mensuração, sendo recomendadas para seu tratamento, medidas que compreendam toda a área geradora de poluição.

Quanto ao volume total escoado, grande parte dos cenários apresentou resultados significativos, com exceção do cenário 1 que consiste na implementação de pavimentos permeáveis em 50% das calçadas das sub-bacias críticas. Esse resultado pode indicar a ineficiência dos pavimentos permeáveis, considerando a configuração simulada, necessitando de uma área maior de pavimentos para gerar melhores resultados.

Em relação à atenuação dos picos de cheia, os cenários apresentaram resultados mais relevantes com a implantação em 100% das calçadas, demandando maiores áreas para reduzir esse critério. Além disso, percebe-se que a sub-bacias D3 e D6 apresentaram comportamentos diferentes entre si, mostrando a necessidade de um estudo mais detalhado sobre as características dessas sub-bacias, considerando-as de forma individualizada nas simulações.

Os resultados desta pesquisa foram coerentes com os encontrados por Luan *et al.* (2017) que obtiveram, mediante a implementação de pavimentos permeáveis, reduções do volume total escoado entre 1,9% e 12,2%. Já Liu *et al.* (2020) que aplicaram pavimentos permeáveis em uma cidade na China, alcançaram valores superiores quanto à redução do volume total escoado, variando entre 43% e 59%, e em relação à remoção dos poluentes entre 46,3% e 72,1%. Isso pode ser justificado pelas próprias características dos pavimentos permeáveis como espessura do pavimento, permeabilidade e taxa de infiltração do solo que influenciam diretamente o desempenho desses dispositivos.

Em relação aos cenários com trincheiras de infiltração (Cenário 4 e 5), diversos estudos apresentaram resultados similares ao desta pesquisa. A exemplo de Caputo (2012) que estudou a implantação de trincheiras de infiltração em vias urbanas no município de Belo Horizonte-MG, alcançando reduções da vazão de pico entre 12% e 29%. Já Huang *et al.* (2014) implantaram trincheiras de infiltração em uma cidade no nordeste da China, cujo clima é semiárido, alcançando reduções de pico de escoamento inferiores a 20% e redução do volume total escoado inferior a 31%. Vale destacar que as características climáticas típicas do semiárido nordestino como baixos índices pluviométricos e secas recorrentes são de grande importância na eficiência das técnicas LID, influenciando a capacidade de armazenamento do dispositivo, a infiltração do escoamento no solo e evapotranspiração.

Os cenários que apresentam a implementação de trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis simultaneamente (cenários 5 e 6) apresentaram melhores desempenhos. Esse resultado também foi constatado no estudo de Joksimovic *et al.* (2014) que simularam diferentes combinações de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto e concluíram que a combinação de trincheiras de infiltração com pavimentos permeáveis apresentou maior redução do escoamento superficial.

Nesse sentido, visando auxiliar o processo de tomada de decisão, foram aplicadas as análises multicriterial e multidecisor para avaliar, com base em aspectos ambientais e econômicos, os cenários simulados. Para ponderação dos pesos, foram consideradas as opiniões de 9 especialistas e gestores na área de recursos hídricos e saneamento. A maioria dos decisores considerou os aspectos econômico e ambiental com importâncias “alta” e “muito alta”. Logo, percebe-se que, assim como a dimensão ambiental, o fator econômico tem grande relevância na tomada de decisão e na gestão da drenagem urbana, principalmente pela limitação de recursos financeiros disponíveis.

Segundo a opinião de cada decisor, foi estabelecida uma hierarquização dos cenários a fim de se obter o melhor arranjo de técnicas LID. Ao fim da análise multicriterial e com auxílio do método multidecisor, o cenário 5 que compreende a implantação de trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis em 50% das calçadas, foi eleito como a melhor alternativa. Esse arranjo permitiu uma redução de 9,11 % do pico de escoamento, 14,73% do escoamento superficial e remoção de massa de poluentes de 13061,79kg de DBO, 25025,97 kg de DQO e 356,32 kg de FT.

## 6. CONCLUSÕES

Através do software SWMM foi possível avaliar o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do Riacho do Prado, mediante a implementação de pavimentos permeáveis e trincheiras de infiltração, em diferentes arranjos. Observou-se que a essas técnicas apresentaram a capacidade de reduzir consideráveis volumes de escoamento superficial, além de atenuar os picos de cheias para uma chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos, com total precipitado de 93,13 mm.

O modelo também permitiu quantificar, para cada arranjo de técnicas LID, a capacidade de remoção dos poluentes DBO, DQO e FT do escoamento superficial. Dessa forma, foi possível avaliar o impacto na qualidade da água que a aplicação dessas técnicas promove ao sistema de macrodrenagem urbana.

As trincheiras de infiltração e os pavimentos permeáveis demonstraram potencial no controle das cheias e na redução da poluição hídrica. Os cenários com implantação das duas técnicas, simultaneamente, apresentaram melhores desempenhos, demonstrando o caráter complementar dessas tecnologias. Com a implementação dessas combinações, os resultados obtidos chegaram a uma redução de 16,7 % dos picos de escoamento e 22,33 % do volume escoado nas sub-bacias estudadas. Quanto à remoção de poluentes, os valores atingidos foram de 15951,74 kg de DBO, 30487,33 kg de DQO e 433,20 kg de FT.

Por meio do método de análise multicriterial PROMETHEE II associado ao método multidecisor Copeland, foi possível hierarquizar os cenários propostos, agregando as opiniões dos especialistas, quanto à importância dos critérios econômicos e ambiental, ao processo decisório, obtendo assim, um ordenamento final único. Apesar do cenário 6 ter apresentado melhor desempenho nos critérios ambientais, foi o cenário 5 o escolhido como a melhor alternativa, mostrando a importância do critério econômico na gestão da drenagem urbana. Este cenário propõe a implantação de trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis em 50% das calçadas das sub-bacias críticas, D3 e D6, apresentando redução de 9,11% do pico de escoamento, 14,73% do volume total escoado e remoção de 13061,79kg de DBO, 25025,97kg de DQO e 356,32 kg de FT do escoamento superficial.

Finalmente, foi possível analisar, considerando os critérios econômicos e ambientais, o desempenho dos 6 diferentes arranjos de técnicas LID na bacia hidrográfica do Riacho do Prado, resultando em uma hierarquia de cenários que possibilite ao gestor, uma visão abrangente dos benefícios ambientais e financeiros da implementação dessas técnicas.

Considerando o atual contexto de expansão urbana e de mudanças climáticas que acarretam o aumento da impermeabilização do solo e dos eventos críticos de chuvas, estudos sobre a implementação e avaliação de alternativas LID são de suma importância para o desenvolvimento urbano sustentável.



## 7. RECOMENDAÇÕES

Para os trabalhos que irão abordar a aplicação de medidas de Desenvolvimento de Baixo Impacto em bacias hidrográficas urbanas, recomenda-se:

- Estudar a aplicação das técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto sob o ponto de vista da microdrenagem, analisando seus efeitos nas quadras e lotes;
- Investigar mais detalhadamente as condições do solo no local de aplicação das técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto;
- Considerar a dimensão social na análise multicriterial, considerando a percepção da população quanto a aceitação das medidas LID no tratamento das águas pluviais;
- Para uma gestão mais eficiente, tanto do ponto de vista ambiental como do econômico, as sub-bacias devem ser modeladas individualmente, devido as suas especificidades como o tipo de uso e ocupação do solo, a distribuição das quadras, a declividade das ruas, a presença dos elementos de microdrenagem entre outros.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF: ANA, 2017. 88 p
- AHIABLAME, L. M.; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4253–4273, 2012.
- ALMEIDA, A. T.; COSTA; A. P. C. S. Modelo de decisão multicritério para priorização de sistemas de informação com base no método PROMETHEE. **Gestão & Produção**, v. 9, n. 2, p. 201-214, 2002.
- ALVAREZ, R. P. P. **Estudo Experimental e Teórico da qualidade de água da drenagem urbana com base ecohidológica**. 2010. 215p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- ALVES, P. B. R. **Simulações de medidas compensatórias sustentáveis de drenagem: propostas em duas microbacias urbanas**. 2017. 130p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2017.
- ALVES, P. B. R. *et al.* Land-Use and Legislation-Based Methodology for the Implementation of Sustainable Drainage Systems in the Semi-Arid Region of Brazil. **Sustainability**, v. 12, n. 661, p. 1-23, 2020.
- AMANTHEA, N.; NASCIMENTO, N. Urbanização de baixo impacto (LID): Uso de geotecnologias para estimativa do tempo de concentração de bacia em cenário de pré-desenvolvimento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 249–266, 2015.
- ANDRÉS-DOMÉNECH, I.; ANTA, J.; PERALES-MOMPARLER, S.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J. Sustainable Urban Drainage Systems in Spain: A Diagnosis. **S Sustainability**, v. 13, n. 2791, p. 1–22, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13052791>
- ARAGÃO, R.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S.; GOIS, R. S. S. Chuvas Intensas no Estado da Paraíba. V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2000, Natal. **Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Natal – RN. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, p. 74-85, 2000.

ARAÚJO, P. R. DE; TUCCI, C. E. M. P. GOLDENFUM, J. A. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 21–29, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16416: **Pavimentos permeáveis de concreto - Requisitos e procedimentos**. Rio de Janeiro, p. 1-25. 2015.

BAEK, S. S. et al. A novel water quality module of the SWMM model for assessing low impact development (LID) in urban watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 586, n. 124886, p. 1-13, 2020.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed., Washington, D.C: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

BAHIENSE, J. M. **Avaliação de técnicas compensatórias em drenagem urbana baseadas no conceito de desenvolvimento de baixo impacto, com o apoio de modelagem matemática**. 2013. 135p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

BARROS, J. D. S. **Distribuição de indicadores de contaminação fecal em águas de drenagem urbana – estudo de caso: canal do prado**. 2015. 44p. Trabalho e Conclusão de curso. (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB, 2015.

BEHROUZ, M. *et al.* A new tool for automatic calibration of the Storm Water Management Model (SWMM). **Journal of Hydrology**, p. 1-32, 2020. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124436>

BEHZADIAN, M. *et al.* PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications. **European Journal of Operational Research**, v. 200, n. 1, p. 198–215, 2010.

BLOORCHIAN, A. A. *et al.* Modeling BMP and Vegetative Cover Performance for Highway Stormwater Runoff Reduction. **Procedia Engineering**, v. 145, p. 274–280, 2016.

BRANS, J. P.; VINCKE, P. H.; MARESCHAL, B. How to select and how to rank project: The PROMETHEE method. **European Journal of Operational Research**, v. 24, p. 228-238,

1986.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. Diário Oficial da União, Brasília, n. 135, p. 1-7, 16 jul. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julho-de-2020-267035421>. Acesso em: 11 dez. 2021.

BRASWELL, A. S.; WINSTON, R. J.; HUNT, W. F. Hydrologic and water quality performance of permeable pavement with internal water storage over a clay soil in Durham , North Carolina. **Journal of Environmental Management**, v. 224, p. 277–287, 2018.

BRITO, H. C.; SASAKI, J. K.; BRITO, Y. M. A.; NETO, M. M. Distribuição espacial de áreas verdes em cidades do semiárido brasileiro: o caso de Caicó-RN. *IN*: BRITO, H. C.; NETO, M. M.; BRITO, Y. M.; PORTELA, L.J.P.; SASAKI, J. K. (org). **Meio ambiente e sustentabilidade: pesquisa, reflexões e diálogos emergentes**. Campina Grande: Amplla, 2021,. 2, cap. , p. 10-19. E-book.

BRITO, D. S. DE. **Metodologia para seleção de alternativas de sistemas de drenagem**. 2015. 117p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)– Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

CAMELO, S. M. **Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas**. 2019. p. 113. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2019.

CANHOLLI, A. P. Drenagem urbana e controle de enchentes. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. 304 p.

CARVALHO, J. R. M. DE. **Sistema de indicadores para a gestão de recursos hídricos em municípios: uma abordagem através dos métodos multicritério e multidecisor**. 2013. 225p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2013.

CARVALHO, J. R. M. DE; ARAÚJO CARVALHO, E. K. M. DE; CURI, W. F. Avaliação Da Sustentabilidade Ambiental De Municípios Paraibanos: Uma Aplicação Utilizando O Método Promethee II. **Gestão & Regionalidade**, v. 27, n. 80, 2011.

CARVALHO, N. E. **Desenvolvimento de baixo impacto no manejo de águas pluviais urbanas: uma proposta para o município de campinas**. 2019. 131p. Dissertação

(Mestrado em Sistema de Infraestrutura Urbana) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2019.

CASTRO, A. S. **Uso de pavimentos permeáveis e coberturas verdes no controle qualitativo do escoamento superficial urbano**. 2011. 161p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

CAPUTO, U. K. **Avaliação do potencial de utilização de trincheiras de infiltração em espaços com urbanização consolidada / estudo de caso do município de Belo Horizonte - MG**. 2012. 142p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)- Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2012.

CHAMUN, C. C. **Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado à bacia urbana**. 2008. 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria -RS, 2008.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality**, versão 2.07, Medford:Tufts University, 2007, 105p. Disponível em: [http://www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/courses/577/Qual2/Q2KDocv2\\_11b8%20v211.pdf](http://www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/courses/577/Qual2/Q2KDocv2_11b8%20v211.pdf). Acesso em: 11 dez. 2021.

CHEN, J. *et al.* Evaluation of the effectiveness of green infrastructure on hydrology and water quality in a combined sewer overflow community. **Science of the Total Environment**, v. 665, p. 69–79, 2019.

CHRISTOFIDIS, D.; ASSUMPÇÃO, R. DOS S. F. V.; KLIGERMAN, D. C. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe 3, p. 94–108, 2019.

CHU, L.; FWA, T. F. Evaluation of surface infiltration performance of permeable pavements. **Journal of Environmental Management**, v. 238, p. 136–143, 2019.

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. **Applied Hydrology**. New York: McGrawHill, 1988. 572p.

CIPOLLA, S.S., MAGLIONICO, M., STOJKOV, I. Experimental infiltration tests on existing permeable pavement surfaces. **Clean** v. 44, n. 1, p.89-95, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201400550>.

COFFMAN, L.S., CHENG, M., WEINSTEIN, N., CLAR, M., “Low-Impact Development Hydrologic Analysis and Design”. In: Proceedings of the 25th Annual Conference on Water Resources Planning and Management, ASCE, p. 1-8, Chicago, USA, 1998.

COLLODEL, M.G. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. 2009. 225 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

COSTA, M. E. L.; TSUJI, T. M.; KOIDE, S. Modelagem hidrológica e hidráulica usando o SWMM - Storm Water Management Model na bacia urbana do Riacho Fundo I - Distrito Federal. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. 1–15, 2021.

EBRAHIMIAN, A.; SOKOLOVSKAYA, N.; WADZUK, B. Modeling dynamic performance of urban infiltration trench systems: Methodology and a case study in Philadelphia. **Journal of Hydrology**, v. 594, n. 125938, p. 1-11, 2021.

ECKART, K.; MCPHEE, Z.; BOLISETTI, T. Performance and implementation of low impact development – A review. **Science of the Total Environment**, v. 607–608, p. 413–432, 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Estados Unidos) - USEPA. Relatório, EPA/600/3-87/007, Maio de 1987. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2e-UNCAS: Documentation and User’s Manual**, Athens: EPA, p. 1-204, maio 1987. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30000KGT.PDF?Dockey=30000KGT.PDF>. Acesso em: 11 dez. 2021.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Estados Unidos) - USEPA. Relatório, EPA 832-F-99-019, Setembro de 1999. **Storm Water Technology Fact Sheet: Infiltration Trench**, Washington: EPA, p. 1-7, setembro de 1999. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91018M1F.PDF?Dockey=91018M1F.PDF>. Acesso em: 11 dez. 2021.

FEITOSA, E. F. M. A. **Dimensionamento e estimativa orçamentária de diferentes combinações de técnicas compensatórias de drenagem urbana em lote do município de**

**Santa Rita - PB.** 2018. 43f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil)- Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

FÉLIX, L. F. D. S. **Uso da análise multicriterial hierárquica para estabelecimento de índices comparativos em sistemas ambientais.** 2017. p. 161. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2017.

FENG, M. *et al.* Evaluation of the main function of low impact development based on rainfall events. **Water**, v. 12, n. 22331, p. 1-17, 2020.

FERREIRA, D.; MUHLENHOFF, A.; FERNANDES, C. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impacto para a gestão de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 15, n. 10, p. 1–16, 2018.

FLETCHER, T. D. *et al.* SUDS , LID , BMPs , WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525–542, 2015.

FONG, T; LIU, X; ZHAN, W. Assessing cost-effectiveness of specific LID practice designs in response to large storm events. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 353–364, 2016.

FORGIARINI, F. R. *et al.* Avaliação de cenários de cobrança pela drenagem urbana de águas pluviais, São Paulo. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007. **Anais...** São Paulo, p. 1–20, 2007.

FILHO, F. C. C. **Metodologia de apoio à gestão de qualidade de águas pluviais da macrodrenagem urbana em áreas de arranjos populacionais médios.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental)-Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2020.

FRANÇA, L. R. C. **Aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto no controle da poluição de águas em sistemas de drenagem urbana.** 2020. p. 102. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2020.

GARCIA, J.I.B. **Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia Hidrográfica do Arroio Cancela.** 2005. 169 p. Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do

Sul, 2005.

GOFFI, A. D. S. **Uso da análise multicritério para a seleção de tecnologias de tratamento de efluentes**. 2017. p. 113. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas)- Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção e Sistemas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2017.

GREGOIRE, B.G., CLAUSEN, J.C. Effect of a modular extensive green roof on storm- water runoff and water quality. **Ecological Engineering**, Connecticut, v. 37, p. 963-969, 17 mar. 2011.

HALL, M. J. **Urban Hydrology**. London: Elsevier Applied Science Publishers, LTD, 1984, 299p.

HEC (HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER). **Storage, treatment, overflow, runoff Model (STORM)**. User's Manual, 1977.

HENRIQUES, J. A. **Distribuição da contaminação fecal em águas de drenagem afluentes do canal do prado, campina grande-PB**. 2014. p. 85. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2017.

HUANG, J. J.; LI, Y.; NIU, S.; ZHOU, S.H. Assessing the performances of low impact development alternatives by long-term simulation for a semi-arid area in Tianjin, northern China. **Water Science & Technology**, v. 70, n. 11, p. 1740-1745, 2014.

HU, M. *et al.* Flood Mitigation by Permeable Pavements in Chinese. **Water**, v. 10, n. 172, p. 1–12, 2018.

JANNUZZI, P. DE M.; MIRANDA, W. LÁZARO DE; SILVA, D. S. G. DA. Análise Multicritério e Tomada de Decisão em Políticas Públicas: Aspectos Metodológicos, Aplicativo Operacional e Aplicações. **Informática Pública**, v. 11, n. 1, p. 69–87, 2009.

JIA, H. *et al.* LID-BMPs planning for urban runoff control and the case study in China. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 65–76, 2015.

JOKSIMOVIC, D.; ALAM, Z. Cost Efficiency of Low Impact Development (LID) Stormwater Management Practices. **Procedia Engineering**, v. 89, p. 734–741, 2014.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BASSANESI, K. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista**



**Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 16, n. 2, p. 75-88, 2011.

KAYSER, R. H. B. *et al.* Comparativo entre o modelo qual2k e uma água integrada a um ambiente de sistema de informações geográficas: estudo de caso na bacia do rio macaé. Florianópolis. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017. **Anais...** Florianópolis, p. 1–9, 2017.

KURUPPU, U.; RAHMAN, A.; RAHMAN, M. A. Permeable pavement as a stormwater best management practice: a review and discussion. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 327, p. 1–20, 2019.

LI, Q. *et al.* Comprehensive performance evaluation of LID practices for the sponge city construction: A case study in Guangxi, China. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n., p. 10–20, 2019.

LIAO, X. *et al.* Approach for Evaluating LID Measure Layout Scenarios Based on Random Forest: Case of Guangzhou—China. **Water**, v. 10, n. 894, p. 1-17, 2018.

LIMA, G. D. S. **Aplicação de metodologia multicritério de apoio à decisão para priorização de ações de intervenção ao parque estadual do cocó**. 2019. 133p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

LIMA, R. N. DE S. *et al.* Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 139–150, 2016.

LIU, W. *et al.* Stormwater runoff and pollution retention performances of permeable pavements and the effects of structural factors. **Environmental Science and Pollution Research**, 2020.

LIU, Y. *et al.* Optimal selection and placement of BMPs and LID practices with a rainfall-runoff model. **Environmental Modelling & Software**, v. 80, p. 281-296, 2016.

LUAN, Q.; XIAORAN, F.; CUIPING, S.; HAICHAO, W.; JIAHONG, L.; YING, W. Runoff Effect Evaluation of LID through SWMM in Typical Mountainous, Low-Lying Urban Areas: A Case Study in China. **Water**. v. 9, n. 439, p. 1-21, 2017.

LUCAS, A. H. *et al.* Proposta para Seleção de Áreas Potenciais para Implantação de Trincheiras de Infiltração: Estudo de Caso - Campus da UFSCar, São Carlos — SP. **Revista**

**Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 4, p. 135–141, 2010.

MACEDO, M. B. DE *et al.* Low Impact Development practices in the context of United Nations Sustainable Development Goals : A new concept , lessons learned and challenges.

**Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, p. 1–44, 2021.

MALHEIROS, A. L. *et al.* Desenvolvimento urbano de baixo impacto sobre as águas pluviais : estudo de caso do plano diretor de drenagem de irati / PR. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019. **Anais...** Foz do Iguaçu, p. 1–10, 2019.

MARINHO, S. D. A. M. **Planejamento urbano sensível aos recursos hídricos: análise a partir do metabolismo urbano e da produção do espaço em campina grande - PB.** 2018. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2018.

MARTINE, G.; MCGRANAHAN, G. A transição urbana brasileira: trajetória, dificuldades e lições aprendidas. In: Baeninger, R. (Org.). **População e cidade:** subsídios para o planejamento e para as políticas sociais. Campinas/Brasília: United Nations Population Fund (UNFPA), 2010. p. 11-24.

MATOS, C. et al. An approach to the implementation of Low Impact Development measures towards an EcoCampus classification. **Journal of Environmental Management**, v. 232, October 2017, p. 654–659, 2019.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2015. 2008 p.

MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; REZENDE, O. M. **Drenagem urbana: do projeto tradicional à sustentabilidade.** 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2016.

NASCIMENTO, R. S. **Modelo conceitual para a gestão da qualidade da água em sistemas de abastecimento de médio porte.** 2016. 191p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) Universidade Federal de Campina Grande-PB, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2016.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO - SNIS (BRASIL). Parecer técnico, dezembro de 2020. **4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas**, Brasília: SNS/MDR, p. 1-185, 2020. Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2019/Diagnostico\\_AP2019.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2019/Diagnostico_AP2019.pdf). Acesso

em: 11 dez. 2021.

NÓBREGA, P. V. de M. **Análise do sistema de drenagem de Campina Grande/PB para proteção de áreas de risco de inundação.** 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

PEREIRA, M. C. S. **Relação de Eficiência e Custos dos Reservatórios de Detenção e Pavimento Permeável na Bacia Hidrográfica do rio Pirajuçara.** 2014. 187p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PEREIRA, S. P.; NETO, L. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza , Ceará. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.25, n. 1, p. 205–216, 2020.

PINTO, L. L. C. A. **O Desempenho de Pavimentos Permeáveis como Medida Mitigadora da Impermeabilização do Solo Urbano.** 2011. 256 p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SECRETARIA DE OBRAS - SECOB (Campina Grande). **Cartilha de orientação, 2019.** CALÇADA NORMATIZADA: Cartilha de orientação, Campina Grande: SECOB, p. 1-43, 2019. Disponível em: <https://campinagrande.pb.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/SECOB-APRESENTA%C3%87%C3%83O-CTMU-2019.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2021

RADINJA, M., J. COMAS, L. COROMINAS, AND N. ATANASOVA. 2019. “Assessing Stormwater Control Measures Using Modelling and a Multi-criteria Approach.” **Journal of Environmental Management**, v. 243, n. 1, p. 257–268. DOI:10.1016/j.jenvman.2019.04.102.

RIEHEL, M. *et al.* Sustainable urban drainage systems in established city developments : Modelling the potential for CSO reduction and river impact mitigation. **Journal of Environmental Management**, v. 274, n. 111207, p. 1-9, 2020.

RIGHETTO, A.M.; MOREIRA, L.F.F.; SALES, T.E.A. (2009) Manejo de águas pluviais urbanas. In: RIGHETTO, A.M. (Org.). Manejo de águas pluviais urbanas. PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES. 396p.

RIGHETTO, A.; RAFAEL, F.; FREITAS, S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia

de drenagem urbana Diffuse pollution of storm water runoff from an urban catchment. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1109–1120, 2017.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model**, User's Manual Version 5.1. 2015. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH45268. September 2015.

ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm Water Management Model**, Reference Manual Volume III – Water Quality. 2016. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH45268. September 2016.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*. Pittsburgh. v. 1. n. 1. p. 83–98. 2008.

SANTIAGO, L.; FLORES, D.; HONG, C. Y. The impact of extreme weather events on community risk planning and management: The case of San Juan, Puerto Rico after hurricane Maria. **urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 12, e20199962, p. 2–16, 2020.

SAWYER, C.L.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5<sup>a</sup> ed, New York: McGraw-Hill Higher Education, 2003. 752p,

SELBIG, W. R.; BUER, N.; DANZ, M. E. Stormwater-quality performance of lined permeable pavement systems. **Journal of Environmental Management**, v. 251, n. 109510, p.1-13, 2019.

SHARIAT, R.; ROOZBAHANI, A.; EBRAHIMIAN, A. Science of the Total Environment Risk analysis of urban stormwater infrastructure systems using fuzzy spatial multi-criteria decision making. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 1468–1477, 2019.

SCHUELER, T. **Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban Best Management Practices**. Washington: Metropolitan Washington Council of Governments, 1987.

SILVA, S. M. O. *et al.* Proposal of integrated urban waters management as a strategy to promote water security: The fortaleza case. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 239–250, 2019.

SOUZA, C.; CRUZ, M.; TUCCI, C. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 2, p. 9–18, 2012.

SOUZA, F. P. DE. **Monitoramento e modelagem hidrológica da sub- bacia do lago paranoá - Brasília/df - e avaliação de bacia de detenção.** 2014. 139p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)- Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, São Paulo, 2014.

SOUZA, F. P. *et al.* Hydrological Modelling and Evaluation of Detention Ponds to Improve Urban Drainage System and Water Quality. **Water**, v. 11, n.1547, p. 1–17, 2019.

SOUZA, L. R. DE. **Simulação hidrológica e aplicação de uma análise multivariada no estudo de chuva-vazão na bacia hidrográfica do rio são francisco.** 2012. 69p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

TASSI, A.; VIZZARI, M. Object-Oriented LULC Classification in Google Earth Engine Combining SNIC, GLCM, and Machine Learning Algorithms. **Remote Sensing**, v. 12, n. 22, p. 3776, 17 nov. 2020.

TSUYUGUCHI, B. B. Macrodrenagem e ocupação do solo no município de Campina Grande : Caracterização, simulação e análises sistêmicas. 2015. 96p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2015.

TUCCI, C. E. M.; ZAMANILLO, E.; PASINATO, H. **Sistema de simulação precipitação-vazão IPHS1.** Porto Alegre: Recursos Hídricos n. 20 IPH-UFRGS, 1989.

TUCCI, C. E. M. Indicador de Sustentabilidade Hídrica Urbana. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 14, e7, p. 1-13, 2017.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de águas pluviais urbanas.** Saneamento para todos. V. 4. Brasília: Ministério das Cidades, 2006.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.

URBONAS, B.; STAHERE, P. **Stormwater:** Best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. 1993.

VALE, A. B. M. H. **Qualidade de águas pluviais em meio urbano Caso de estudo do parque de estacionamento do Instituto Superior Técnico.** 2011. 154p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente)-Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 2011.

VALLADARES, G. S. et al. Análise dos componentes principais e métodos multicritério ordinais no estudo de organossolos e solos afins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 285–296, 2008.

VARGAS, R. **Utilizando a Programação Multicritério (AHP) para Selecionar e Priorizar Projetos na Gestão de Portfólio**. PMI Global Congress – North America. Washington, 2010.

VIDAL, I. C. A. **Avaliação da poluição difusa no sistema de macrodrenagem de campina grande-PB**. 2019. 132p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)-Universidade Federal de Campina Grande-PB, Campina Grande, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e o tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte:Editora UFMG, 2018.

XIE, J. WU, C.; LI, H.; CHEN, G. Study on Storm-Water Management of Grassed Swales and Permeable Pavement Based on SWMM. **Water**, v. 9, n. 840, p. 1-12, 2017.

YANG, W.; ZHANG, J. Assessing the performance of gray and green strategies for sustainable urban drainage system development: A multi-criteria decision-making analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, n. 126191, p. 1-17, 2021.

YANG, Y. S.; WANG, L. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resources Management**. v. 24, n. 1, p. 1819–1843, 2010.

ZANANDREA, F. **Avaliação de Técnicas de Baixo Impacto no controle de Impactos hidrológicos em uma bacia urbana em consolidação**. p. 93, 2016. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

ZAFFANI, A. G. **Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos, SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

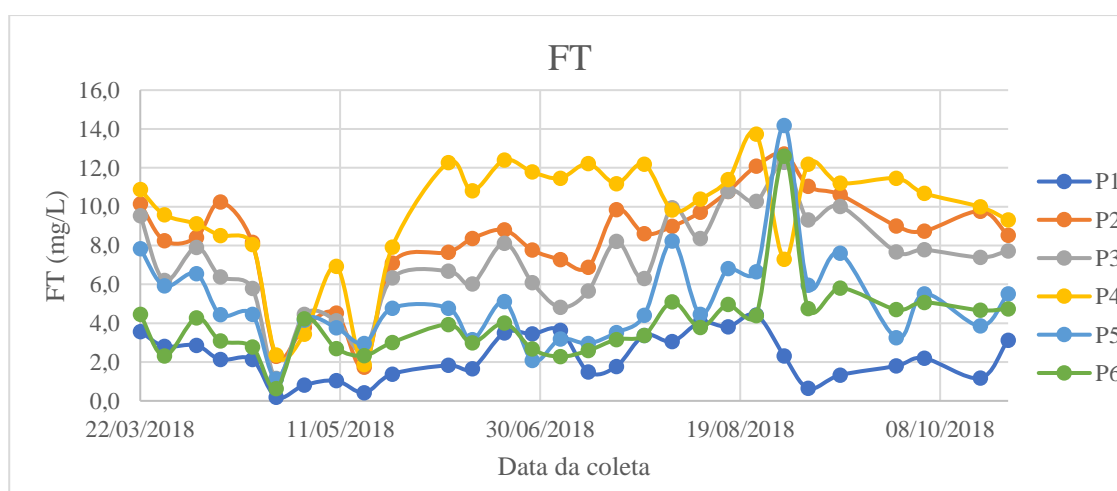
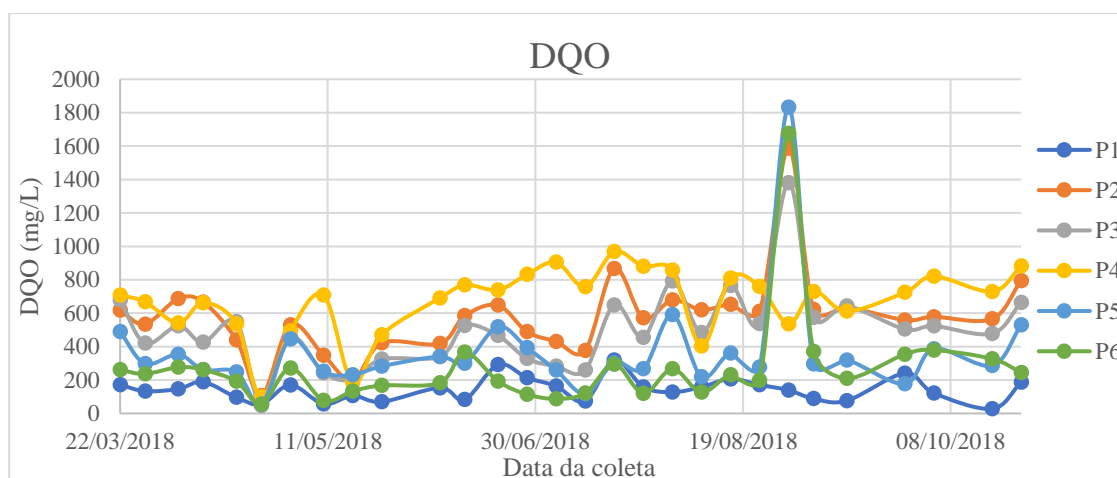
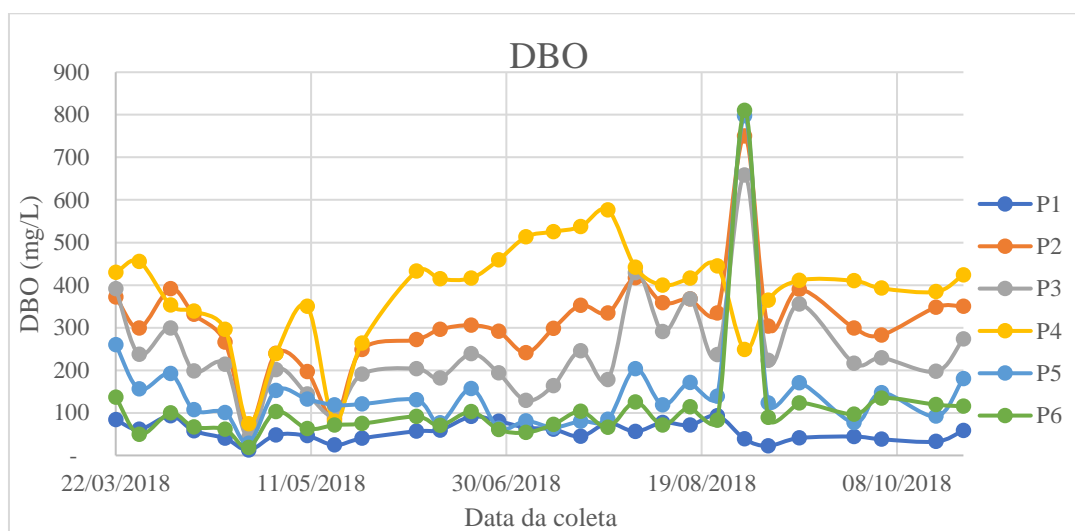
ZENG, Z., YUAN, X., LIANG, J., LI, Y. Designing and implementing an SWMM-based web service framework to provide decision support for real-time urban stormwater management.

**Environmental Modelling and Software**, p. 1-46, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104887>.

ZHAO, H. ZOU,C., ZHAO, J., LI, X.. Role of low-impact development in generation and control of urban diffuse pollution in a pilot sponge city: A paired-catchment study. *Water*, v. 10, n. 7, 2018. **Water**, v. 10, n. 7, 2018.

ZHU, Y. *et al.* Permeable pavement design framework for urban stormwater management considering multiple criteria and uncertainty. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, n.126114, p.1-16, 2021.

## Anexo A

**Distribuição temporal da concentração de DBO, DQO e FT na Bacia Hidrográfica do Riacho do Prado (CAMELO, 2019)**



## Apêndice A

### Questionário aplicado aos especialistas

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA  
GRANDE- PROGRAMA DE PÓSGRADUAÇÃO  
EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

O questionário a seguir faz parte de uma das metodologias que será utilizada na pesquisa de mestrado intitulada " AVALIAÇÃO DA APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE BAIXO IMPACTO NO DESENVOLVIMENTO DE BACIAS URBANAS EM CAMPINA GRANDE-PB". Este instrumento é necessário para dar início aos métodos multicritério e multidecisor, que auxiliam na tomada de decisão de quais indicadores são mais relevantes para a avaliação do desempenho das técnicas de desenvolvimento de baixo impacto (pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração, telhados verdes etc.), nos sistemas de macrodrenagem urbana.

Essas técnicas representam uma alternativa sustentável para os problemas típicos dos sistemas de drenagem de águas pluviais como inundações e poluição dos corpos hídricos. A análise foi dividida em duas grandes dimensões: ambiental e econômica. Na dimensão ambiental, a avaliação será realizada com base no julgamento da importância dos indicadores de qualidade da água de macrodrenagem (DBO, DQO e FT), do volume total de água escoada e dos picos de vazão que ocorrem durante os eventos de chuvas. Já na dimensão econômica, serão analisados os investimentos iniciais e os custos de operação e manutenção dos sistemas.

Para as respostas deve-se classificar o nível de importância das subdimensões e dos indicadores considerados, sendo (1) o nível mais baixo de importância e (5) o nível mais elevado, de acordo com a percepção do profissional/especialista. Os resultados obtidos serão mantidos em sigilo em relação à identificação do respondente sendo utilizados somente para fins acadêmicos.

#### **1. Informações básicas**

1.1. Área de atuação.

1.2. Instituição/empresa

1.3. Maior titulação:

( ) Graduação ( ) Especialização ( ) Mestrado ( ) Doutorado ( ) outros

1.4. Área da maior titulação

## 1.5. Atividade profissional

Pesquisador  Gestor  Técnico  Professor  Especialista  Outro

**2. Dimensão ambiental**

A dimensão ambiental será avaliada com base nos indicadores de qualidade de água: DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio) e FT (Fósforo total) e nos critérios referentes aos volumes de água: volume total escoado e os picos de vazão. Será analisado o grau de importância que cada indicador apresenta na avaliação de um sistema de macrodrenagem.

As questões 1 a 8 correspondem à importância da dimensão ambiental e dos seus respectivos subcritérios.

1. Importância dos aspectos ambientais na gestão dos sistemas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

2. Importância dos aspectos referentes à qualidade da água na gestão dos sistemas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

3. Importância do indicador DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na análise da qualidade das águas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

4. Importância do indicador DQO (Demanda Química de Oxigênio) na análise da qualidade das águas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

5. Importância do indicador FT (Fósforo Total) na análise de qualidade das águas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

6. Importância dos volumes de água na gestão dos sistemas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

7. Importância dos picos de vazão na gestão de um sistema de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

8. Importância do volume total escoado na gestão dos sistemas de macrodrenagem urbana

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

### **3. Dimensão econômica**

A dimensão econômica será avaliada com base na importância atribuída aos subcritérios referentes aos custos de manutenção e operação e aos investimentos iniciais para implementação de um sistema de macrodrenagem urbana.

As questões 1 a 3 correspondem à importância da dimensão econômica e dos seus respectivos subcritérios.

1. Importância dos aspectos econômicos na gestão dos sistemas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

2. Importância do critério referente aos investimentos iniciais para implementação dos sistemas de macrodrenagem urbana.

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

3. Importância do critério referente aos custos da manutenção e operação dos sistemas de macrodrenagem urbana

Muito baixa (1)  Baixa (2)  Média (3)  Alta (4)  Muito alta (5)

## Apêndice B

## Composição e orçamento dos serviços utilizados para implementação dos cenários

Cenário 1					
Pavimento permeável					
Código SINAPI	Descrição	un.	Quantidade	Valor unitário	Total
74154/1	ESCAVAÇÃO, CARGA E TRANSPORTE DE MATERIAL DE 1A CATEGORIA COM TRATOR SOBRE ESTEIRAS 347HP E CAÇAMBA DE 6M <sup>3</sup> , DMT 50 a 200M	m <sup>3</sup>	73390	5,35	392636,5
-	PISO DRENANTE 40X40X8CM, NATURAL OU COLORIDO, SOBRE COXIM DE PÓ DE PEDRA-ASSENTAMENTO E FORNECIMENTO	m <sup>2</sup>	179000	51,89	9288310
88549	FORNECIMENTO E ASSENTAMENTO DE BRITA 2-DRENOS E FILTROS	m <sup>3</sup>	26850	64,22	1724307
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	179000	4,23	757170
<b>TOTAL</b>					<b>12162423,5</b>

Cenário 2					
Pavimento permeável					
Código SINAPI	Descrição	un.	Quantidade	Valor unitário	Total
74154/1	ESCAVAÇÃO, CARGA E TRANSPORTE DE MATERIAL DE 1A CATEGORIA COM TRATOR SOBRE ESTEIRAS 347HP E CAÇAMBA DE 6M <sup>3</sup> , DMT 50 a 200M	m <sub>3</sub>	145550	5,35	778692,5
-	PISO DRENANTE 40X40X8CM, NATURAL OU COLORIDO, SOBRE COXIM DE PÓ DE PEDRA-ASSENTAMENTO E FORNECIMENTO	m <sub>2</sub>	355000	51,89	18420950
88549	FORNECIMENTO E ASSENTAMENTO DE BRITA 2-DRENOS E FILTROS	m <sub>3</sub>	53250	64,255	3421578,75
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M <sup>2</sup>	m <sub>2</sub>	355000	4,23	1501650
<b>TOTAL</b>					<b>24122871,25</b>

<b>Cenário 3</b>					
<b>Trincheira de infiltração</b>					
<b>Código SINAPI</b>	<b>Descrição</b>	<b>u n.</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Valor unitário</b>	<b>Total</b>
101230	ESCAVAÇÃO VERTICAL A CÉU ABERTO, INCLUINDO CARGA, DESCARGA E TRANSPORTE, EM SOLO DE 1A CATEGORIA COM ESCAVADEIRA HIDRÁULICA (CAÇAMBA: 0,8M <sup>3</sup> /111HP), FROTA DE 3 CAMINHÕES BASCULANTES DE 14M <sup>3</sup> , DMT DE 0,2KM E VELOCIDADE MÉDIA DE 4KM/H	m <sub>3</sub>	96600	8,51	822066
73883/003	EXECUÇÃO DE DRENO FRANCÊS COM CASCALHO	m <sub>3</sub>	96600	50,15	4844490
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M	m <sub>2</sub>	69000	4,01	276690
<b>TOTAL</b>					<b>5943246,00</b>

<b>Cenário 4</b>					
<b>Trincheira de infiltração</b>					
<b>Código SINAPI</b>	<b>Descrição</b>	<b>u n.</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Valor unitário</b>	<b>Total</b>
101230	ESCAVAÇÃO VERTICAL A CÉU ABERTO, INCLUINDO CARGA, DESCARGA E TRANSPORTE, EM SOLO DE 1A CATEGORIA COM ESCAVADEIRA HIDRÁULICA (CAÇAMBA: 0,8M <sup>3</sup> /111HP), FROTA DE 3 CAMINHÕES BASCULANTES DE 14M <sup>3</sup> , DMT DE 0,2KM E VELOCIDADE MÉDIA DE 4KM/H	m <sub>3</sub>	187600	8,51	1596476
73883/003	EXECUÇÃO DE DRENO FRANCÊS COM CASCALHO	m <sub>3</sub>	187600	50,15	9408140
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M	m <sub>2</sub>	134000	4,01	537340
<b>TOTAL</b>					<b>11541956,00</b>

<b>Cenário 5</b>					
<b>Pavimento permeável + trincheiras</b>					
<b>Código SINAPI</b>	<b>Descrição</b>	<b>u n.</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Valor unitário</b>	<b>Total</b>
74154/1	ESCAVAÇÃO, CARGA E TRANSPORTE DE MATERIAL DE 1A CATEGORIA COM TRATOR SOBRE ESTEIRAS 347HP E CAÇAMBA DE 6M <sup>3</sup> , DMT 50 a 200M	m <sub>3</sub>	141050	5,35	754617,5
-	PISO DRENANTE 40X40X8CM, NATURAL OU COLORIDO, SOBRE COXIM DE PÓ DE PEDRA- ASSENTAMENTO E FORNECIMENTO	m <sub>2</sub>	105000	51,89	5448450
88549	FORNECIMENTO E ASSENTAMENTO DE BRITA 2-DRENOS E FILTROS	m <sub>3</sub>	141050	64,22	9058231
73883/003	EXECUÇÃO DE DRENO FRANCÊS COM CASCALHO	m <sub>3</sub>		65,06	0
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M <sup>2</sup>	m <sub>2</sub>	175000	4,23	740250
<b>TOTAL</b>					<b>16001548,5</b>

<b>Cenário 6</b>					
<b>Pavimento permeável + trincheiras</b>					
<b>Código SINAPI</b>	<b>Descrição</b>	<b>u n.</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Valor unitário</b>	<b>Total</b>
74154/1	ESCAVAÇÃO, CARGA E TRANSPORTE DE MATERIAL DE 1A CATEGORIA COM TRATOR SOBRE ESTEIRAS 347HP E CAÇAMBA DE 6M <sup>3</sup> , DMT 50 a 200M	m <sub>3</sub>	270010	5,35	1444553,5
-	PISO DRENANTE 40X40X8CM, NATURAL OU COLORIDO, SOBRE COXIM DE PÓ DE PEDRA- ASSENTAMENTO E FORNECIMENTO	m <sub>2</sub>	201000	51,89	10429890
88549	FORNECIMENTO E ASSENTAMENTO DE BRITA 2-DRENOS E FILTROS	m <sub>3</sub>	270010	64,22	17340042,2
73883/003	EXECUÇÃO DE DRENO FRANCÊS COM CASCALHO	m <sub>3</sub>		65,06	0
73881/001	EXECUÇÃO DE DRENO COM MANTA GEOTÊXTIL 200G/M <sup>2</sup>	m <sub>2</sub>	335000	4,23	1417050
<b>TOTAL</b>					<b>30631535,7</b>

### Apêndice C

#### Composição e orçamentos dos serviços de manutenção e operação para cada cenário

<b>Manutenção e operação</b>				
<b>Descrição dos Serviços</b>	<b>Unid.</b>	<b>Preço unitário por km (R\$)</b>	<b>Valor por ano</b>	<b>Valores mensal (R\$)</b>
<b>Varrição Mecanizada de Vias Públicas</b>	<b>Km de guia</b>	<b>27,68</b>	<b>1.525,00</b>	
Cenário 1	89,50		4954,72	412,89
Cenário 2	177,50		9826,40	818,87
<b>Varrição Manual de Vias e Logradouros Públicos</b>	<b>km de guia</b>	<b>69,8</b>	<b>4.500,00</b>	
Cenário 3	86,25		24081,00	2006,75
Cenário 4	167,50		46766,00	3897,17
Cenário 5	87,50		24430,00	2035,83
Cenário 6	167,50		46766,00	3897,17





