



**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**

SINARA MARTINS CAMELO

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO DIFUSA EM SISTEMAS DE
MACRODRENAGEM DE BACIAS URBANAS**

Campina Grande - PB
Fevereiro 2019

SINARA MARTINS CAMELO

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO DIFUSA EM SISTEMAS DE
MACRODRENAGEM DE BACIAS URBANAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadoras: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

Profa. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues

Campina Grande, fevereiro de 2019

C181m Camelô, Sinara Martins.

Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas / Sinara Martins Camelô. – Campina Grande, 2019.

113 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2019.

"Orientação: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura, Profa. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues".

Referências.

1. Poluição – Águas Urbanas. 2. Sistema de Macrodrenagem – Bacias Urbanas. 3. Qualidade das Águas de Drenagem. 4. Modelagem Matemática – SWMM. I. Coura, Mônica de Amorim. II. Rodrigues, Andréa Carla Lima. III. Título.

CDU 628.19(043)

SINARA MARTINS CAMELO

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO DIFUSA EM SISTEMAS DE
MACRODRENAGEM DE BACIAS URBANAS**

Dissertação aprovada em: **12/02/2019**

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr (a). Mônica de Amorim Coura (Orientadora)
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Orientadora



Prof. Dr (a). Andréa Carla Lima Rodrigues (Orientadora)
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG
Orientadora



Prof. Dr. Rui de Oliveira
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG
Examinador interno



Prof. Dr. Kennedy Flávio Meira de Lucena
Instituto Federal da Paraíba – IFPB
Examinador externo

Campina Grande – PB
Fevereiro 2019

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por sua infinita misericórdia. Pela graça dada a mim de poder chegar até aqui. Sem ele eu nada seria.

Aos meus pais, MARIA DO SOCORRO MARTINS COLAÇO e RAIMUNDO CAMELO DA SILVA, por todo amor, dedicação e educação que me proporcionaram.

Ao meu esposo LEONEL, por sempre acreditar em mim. Pelo amor, paciência, compreensão, incentivo e companheirismo durante a produção deste trabalho.

Aos meus irmãos, SORAYA, SAMARA E SÉRGIO, por sempre torcerem pela minha felicidade e sucesso. E aos meus sobrinhos, que tanto amo;

Às minhas orientadoras, ANDRÉA CARLA LIMA RODRIGUES e MÔNICA DE AMORIM COURA, pela orientação, ensinamentos, conselhos e disposição no desenvolvimento desse trabalho. Serei eternamente grata pelo acolhimento e confiança que sempre depositaram em mim.

Aos amigos e companheiros de estudo e trabalho, IANA E FRANCISCO, pelo companheirismo e força ao longo do curso e período experimental desta pesquisa;

Ao Laboratório de Saneamento e aos funcionários CRISTINA, SAVANA, VALMARIA, IGOR e FRANCISCO, pela amizade e auxílio fundamentais nas atividades laboratoriais;

À graduanda JÉSSICA, pelas conversas e discussões sobre o entendimento do modelo SWMM e pela ajuda com a modelagem das vazões de esgoto;

À doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental, Bárbara Tsuyuguchi, pelo apoio à execução do cálculo da chuva de projeto e pelo auxílio nos assuntos referentes a geotecnologias.

Ao Laboratório de Hidráulica I, a AROLDO e EDMILSON, pela disponibilidade e auxílio na realização das medições de vazão, e à professora DAYSE LUNA, responsável por disponibilizar funcionários e equipamentos.

A Prefeitura Universitária e ao setor de transportes da UFCG, por promover o deslocamento até os pontos de coleta durante todo o período de desenvolvimento do trabalho.

À CAPES, pelo apoio financeiro.

Por fim, aos meus amigos e a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a conclusão deste trabalho.

RESUMO

A urbanização indiscriminada, com a remoção da cobertura vegetal da bacia e a impermeabilização de grandes áreas, juntamente com ineficiência dos serviços básicos de saneamento, contribui para o processo de lançamento de cargas poluidoras transportadas superficialmente pelas águas pluviais, causando impactos negativos no sistema de drenagem urbana. Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar o processo de poluição difusa no sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado através do monitoramento e modelagem matemática utilizando o programa *Storm Water Management Model* (SWMM). Para isso, foram monitorados 8 pontos no canal de drenagem, com a análise de indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade de água, além da determinação da vazão, que também foi feita para 10 pontos de entrada de esgotos sanitários no canal. Através da análise das concentrações dos poluentes, foi constatado que as maiores concentrações são encontradas durante períodos secos. Foi verificado também que a poluição na área aumentou consideravelmente em 4 anos, o que indica um alto perigo para a população que reside próximo ao canal. Através da aplicação do modelo SWMM para a simulação do Fluxo de Clima Seco (FCS), que simula a descarga contínua de águas residuais sanitárias ou industriais, concluiu-se que pequenas intervenções que viessem a ser feitas no canal não iriam apresentar uma melhoria significativa na qualidade do sistema de drenagem como um todo, as melhorias seriam apenas locais. Quanto à análise dos períodos hidrológicos, foi observado que o número de dias antecedentes sem chuva e o volume precipitado se mostraram importantes para a análise do processo de acúmulo e lavagem da carga poluente. Analisando o efeito da redução da impermeabilização na carga de poluentes lixiviada, constatou-se que o volume escoado também é um fator importante, visto que influencia no transporte e diluição dos poluentes despejados ilegalmente pelas ligações de esgoto na galeria de drenagem. Pode-se concluir que o programa respondeu bem a simulação dos fenômenos hidráulicos e hidrológicos que ocorrem na bacia e nas galerias de drenagem pluvial. Quanto à modelagem da qualidade da água, os resultados obtidos para as simulações do comportamento dos poluentes em escala temporal para o evento real do dia 8/6/2018 foram condizentes com os valores observados nas análises laboratoriais, confirmando a eficiência dos resultados para as outras simulações realizadas.

Palavras-chave: Qualidade das águas de drenagem; Modelagem matemática; SWMM.

ABSTRACT

Indiscriminate urbanization, with the removal of vegetation cover from the basin and the expansion of impermeable land, together with inefficiency of basic sanitation services, contributes to the process of launching polluting loads transported superficially by rainwater, causing negative impacts on the urban drainage system. Thus, the objective of this work is to evaluate the diffuse pollution process in the macro drainage system of the Riacho do Prado Watershed through monitoring and mathematical modeling using the Storm Water Management Model (SWMM). For this, 8 points were monitored in the drainage canal, with the analysis of physical, chemical and biological indicators of water quality, in addition to the determination of the flow rate, which was also done for 10 points of sanitary sewage in the canal. By analyzing the concentrations of the pollutants, it was found that the highest concentrations are found during dry periods. It was also verified that the pollution in the area increased considerably in 4 years, which indicates a high danger for the population that lives near the canal. By applying the SWMM model to the simulation of the dry weather flow (DWF), which simulates the continuous discharge of sanitary or industrial wastewater, it was concluded that small interventions that were to be made in the canal would not show a significant improvement in the quality of the drainage system as a whole, the improvements would be only local. As for the analysis of the hydrological periods, it was observed that the number of previous days without rain and the volume precipitated were important for the analysis of the process of buildup and wash off of the polluting charge. Analyzing the effect of the reduction of waterproofing on the washed out load of pollutants, it was verified that the drained volume is also an important factor, since it influences the transportation and dilution of the pollutants illegally dumped by the sewage connections in the drainage gallery. Different from what is observed in a purely quantitative approach, the reduction of impermeable areas is not an interesting action in relation to the improvement of canal water quality. It can be concluded that the program responded well to the simulation of hydraulic and hydrological phenomena occurring in the basin and in the storm drainage galleries. Regarding the modeling of water quality, the results obtained for simulations of the behavior of the pollutants in time scale for the actual event of 8/6/2018 were in agreement with the values observed in the laboratory analyzes, confirming the efficiency of the results for the others performed.

Keywords: Stormwater quality; Mathematical modeling; SWMM.

Lista de Figuras

Figura 1- Sistema de Drenagem Urbana e suas relações com outros sistemas urbanos.....	22
Figura 2 - Poluição pontual e difusa da água.....	24
Figura 3 - Abordagem da modelagem da qualidade das águas pluviais e subdivisões	30
Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Paraíba.....	40
Figura 5 - Bacias Hidrográficas na área de estudo	41
Figura 6 - A) Localização dos bairros na área em estudo. B) Sub-bacias da bacia de drenagem.	42
Figura 7 – Mapa de declividade da cidade de Campina Grande	43
Figura 8 - Mapa atual de uso do solo.	44
Figura 9 - Localização dos pontos de coleta ao longo do canal do Prado.....	46
Figura 10 – Pontos de coleta.....	47
Figura 11 - Metodologia realizada para medição da vazão.	49
Figura 12 – Localização dos pontos de entrada de esgoto ao longo do canal de drenagem.....	51
Figura 13 – Identificação dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado	52
Figura 14 - Contribuições de esgoto das entradas A) I. B) J.	53
Figura 15 – Método de determinação da vazão de entrada de esgoto.	54
Figura 16 – Representação da área de estudo no SWMM.....	60
Figura 17 – Organograma dos cenários propostos	67
Figura 18- Gráfico da precipitação dia 08/06.....	70
Figura 19 - Gráfico da precipitação TR= 10 anos	70
Figura 20 - Gráfico da precipitação TR= 25 anos	71
Figura 21 – Gráfico dos valores de vazão para as quatro medições realizadas.....	73
Figura 22 – Valores medidos de vazão de esgoto despejado no canal	74
Figura 23 – Variação espaço temporal da turbidez em todos os eventos analisados	78
Figura 24 - Variação espaço temporal da DBO em todos os eventos analisados.....	80
Figura 25 – Variação espaço temporal da DQO em todos os eventos analisados.....	81
Figura 26 – Variação espaço temporal do FT em todos os eventos analisados.....	82
Figura 27 - Variação espaço temporal de CTT em todos os eventos analisados	84
Figura 28 – Q_{obs} x Q_{sim} para o evento do dia 08/06/2018.....	85
Figura 29 – Q_{obs} x Q_{sim} para o evento do dia 08/06/2018 após calibração.	86
Figura 30 – Divisão do canal em trechos	89
Figura 31 - Comparação entre a concentração de DBO (Obs e Sim) após a calibração	90

Figura 32 - Comparação entre a concentração de DQO (Obs e Sim) após a calibração	90
Figura 33 - Comparação entre a concentração de FT (Obs e Sim) após a calibração	91
Figura 34 - Mapa do comportamento da concentração de DBO (situação atual).....	91
Figura 35 – Comportamento da concentração de DBO ao longo da simulação.....	92
Figura 36 - Comportamento da concentração ao longo da simulação. A) DQO. B) FT.	93
Figura 37 – Mapa da concentração de DBO. A) Situação atual B) Retirada das entradas E, F e G.	94
Figura 38 – Comparação entre a concentração de DBO antes e depois da retirada das entradas E, F e G.....	94
Figura 39 - Mapa da concentração de DBO no escoamento gerado nas sub-bacias para o evento de 10,6 mm. A) 03:30 horas após o início da simulação. B) Final do evento.	97
Figura 40 - Mapa da concentração de DBO no escoamento gerado nas sub-bacias para o evento de 123,6 mm. A) 01:15 horas após o início da simulação. B) Final do evento.	97
Figura 41 - Gráfico da concentração de DBO nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm	98
Figura 42 - Gráfico da concentração de DBO nos trechos do canal para o evento de 123,6 mm	98
Figura 43 - Gráfico da concentração de DQO nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm	99
Figura 44 - Gráfico da concentração do FT nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm	100
Figura 45 - Mapa da concentração de DBO para o final do evento de 10,6 mm. A) Impermeabilização atual. B) Redução de 30% na impermeabilização.	102

Lista de Quadros e Tabelas

Quadro 1 – Identificação dos pontos de coleta.....	45
Quadro 2 – Métodos analíticos empregados na determinação das variáveis analisadas	48
Tabela 1 – Fontes de contaminantes no escoamento das águas pluviais urbanas	25
Tabela 2 – Estrutura metodológica para a concepção do trabalho	39
Tabela 3 – Dados das sub-bacias	44
Tabela 4 – Coordenadas geográficas dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado	50
Tabela 5 – Classificação das coletas em período seco e chuvoso	56
Tabela 6 – Parâmetros de quantificação das sub-bacias no modelo SWMM.....	57
Tabela – Coeficiente de rugosidade Manning para diferentes superfícies	58
Tabela 8 – Valores determinados no processo de calibração.	59
Tabela 9 – Valores utilizados na equação de Horton.	61
Tabela 10 – Parâmetros de caracterização dos condutos.....	61
Tabela 11 – Valores do coeficiente de Manning para os canais.....	61
Tabela 12 – Parâmetros dos nós	62
Tabela 13 – Classificação dos dias de coleta em período seco e chuvoso	62
Tabela 14 – Caracterização dos poluentes no SWMM	63
Tabela 15 – Valores utilizados para intensidade da precipitação para TR 10 e TR 25 anos....	69
Tabela 16 – Variáveis hidráulicas das seções em estudo	72
Tabela 17 – Dados de área de drenagem a montante (km ²) e vazão específica em (L/s/km ²) por ponto.....	73
Tabela 18 – Vazões médias de esgoto medidas no canal do Prado	75
Tabela 19 – Estatística descritiva para as variáveis analisadas no período seco	76
Tabela 20 – Características de parâmetros típicas de esgoto doméstico bruto.....	77
Tabela 21 – Classificação e intervalos dos coeficientes de variação	77
Tabela 22 – Parâmetros estatísticos dos valores de turbidez.....	79
Tabela 23 – Parâmetros estatísticos dos valores de DBO	80
Tabela 24 – Comparativo das médias de DBO para o período seco e chuvoso	80
Tabela 25 – Parâmetros estatísticos dos valores de DQO	82
Tabela 26 – Parâmetros estatísticos dos valores de FT	83
Tabela 27 – Parâmetros estatísticos dos valores de CTT	84

Tabela 28 – Comparativo das médias de CTT para o período seco e chuvoso	84
Tabela 29 – Valores médios de concentração no período seco	87
Tabela 30 – Valores médios de concentração de DBO, DQO, FT e CTT (kg/ha)	88
Tabela 31 – Valores de concentração média dos poluentes em mg/L.....	88
Tabela 32 – Carga poluente eventos simulados.....	95
Tabela 33 – Carga dos poluentes para os cenários avaliados com TR = 25 anos	101
Tabela 34 – Carga dos poluentes para os cenários avaliados para o evento de 10,6 mm	101

Lista de Abreviaturas e Siglas

APHA	American Public Health Association
APWA	American Public Works Association
BMPs	Best Management Practices
CTT	Coliformes Termotolerantes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
FCS	Fluxo de Clima Seco
FT	Fósforo Total
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFD	Intensidade, duração e frequência
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	Índices de Qualidade de Águas
LID	Low Impact Development
PB	Paraíba
SWMM	Storm Water Management Model
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UFMG	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
CN	Método Curva Numero
DI	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies impermeáveis
DP	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies permeáveis
g	Gramas
GWconc	Concentração do poluente na água subterrânea
ha	Hectare
hab./km ²	Habitantes por quilômetro quadrado
hmax	Profundidade máxima
i	Intensidade máxima da precipitação
I & Iconc	Concentração do poluente em processos de entrada direta ou infiltração
If	Capacidade de infiltração final
Io	Capacidade de infiltração inicial
k	Constante de decaimento
kc	Coefficiente de compacidade
Kg	Quilogramas
km	Quilômetros
km ²	Quilômetros quadrados
L	Comprimento do conduto
Le	Largura do retângulo equivalente
m	Constante do local
m ³ /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
Qobs	Vazão observada
Qsim	Vazão simulada
S	Declividade da sub-bacia
SCS	Método Soil Conservation Service
TR	Tempo de retorno
UFC/100mL	Unidades Formadoras de Colônias por 100 mililitros
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
W	Largura da sub-bacia
Z	Cota de fundo

Sumário

1. INTRODUÇÃO	16
2. Objetivos	18
2.1 Geral	18
2.2 Específicos.....	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
3.1 Mudanças no uso do solo e seus impactos nas bacias de drenagem urbana	19
3.2 Gestão e manejo de águas pluviais urbanas	20
3.3 Estudo da poluição difusa em sistemas de drenagem urbana.....	23
3.3.1 Poluição difusa causada pelo escoamento superficial	24
3.3.1.1 <i>Indicadores de poluição difusa</i>	26
3.4 Modelagem matemática de sistemas de drenagem urbana.....	29
3.4.1 Modelagem da qualidade da água.....	30
3.4.2 Modelos hidrológicos.....	31
3.4.2.1 <i>Storm Water Management Model - SWMM</i>	33
3.5 Análise de cenários como ferramentas de planejamento.....	37
4. METODOLOGIA	39
4.1 Área de estudo	39
4.1.1 Bacia Hidrográfica Riacho do Prado	42
4.2 Monitoramento	45
4.2.1 Pontos de coleta	45
4.2.2 Análises laboratoriais.....	48
4.2.3 Medição das vazões no canal	48
4.2.4 Identificação e medição das vazões nos pontos de entrada de esgoto	50
4.2.5 Dados de precipitação	54
4.2.6 Classificação dos períodos secos e chuvosos.....	54
4.3 Modelagem das cargas poluentes usando o SWMM.....	56
4.3.1 Características das sub-bacias.....	56
4.3.2 Dados hidrológicos	62
4.3.3 Dados de qualidade	63
4.3.4 Calibração	66
4.3.5 Validação	66

4.4	Cenários propostos	66
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
5.1	Variáveis hidrológicas	69
5.2	Variáveis hidráulicas	71
5.2.1	Vazão no canal de drenagem	71
5.2.2	Vazão das entradas de esgoto	73
5.3	Análise da qualidade das águas da drenagem urbana.....	75
5.3.1	Qualidade da água no período de estiagem.....	75
5.3.2	Qualidade da água em período chuvoso	77
5.4	Modelagem no SWMM.....	85
5.4.1	Calibração chuva-vazão	85
5.4.2	Uso do solo	86
5.4.3	Validação das variáveis de qualidade da água	89
5.4.4	Resultados dos cenários propostos.....	89
5.4.4.1	<i>Cenário 1</i>	90
5.4.4.2	<i>Cenário 2</i>	95
5.4.4.3	<i>Cenário 3</i>	100
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	103
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1. INTRODUÇÃO

Os impactos negativos advindos das ações antrópicas no processo de uso e ocupação do solo contribuem para a degradação dos recursos naturais, causando desequilíbrios ambientais e interferindo nos processos naturais do ciclo hidrológico.

Segundo Miguez et al. (2016) as alterações no padrão de uso e ocupação do solo movimentam uma série de processos que modificam a qualidade do ambiente, tanto natural quanto construído. A urbanização constitui uma das ações antrópicas que geram maiores impactos ambientais, exatamente pelas consequências resultantes das mudanças nas características do solo.

A urbanização modifica o ciclo hidrológico, alterando suas parcelas e o balanço hídrico da bacia hidrográfica urbanizada. A ocupação desordenada de áreas dos núcleos urbanos, a remoção indiscriminada da cobertura vegetal da bacia, a impermeabilização de grandes áreas, a geração de resíduos sólidos e esgoto sanitário que, por muitas vezes, não é coletado e tratado adequadamente, modificam e causam impactos no sistema de drenagem (MIGUEZ et al., 2016).

No meio urbano, o despejo ilegal de efluentes domésticos na rede de drenagem é uma realidade observada em todo país. Os danos causados pelas deficiências do saneamento básico e pela contaminação das galerias de drenagem pluvial têm relação direta com a saúde da população. De acordo com Timerman (2017), dez por cento de todas as doenças registradas no mundo poderiam ser evitadas se a população tivesse um acesso adequado ao saneamento. Entre essas doenças, as de veiculação hídrica, como a diarreia, amebíase e leptospirose, são causa de grande número de internações hospitalares e do comprometimento do desenvolvimento físico e intelectual de crianças e jovens, que são os principais afetados.

Outro aspecto importante a ser considerado é a poluição difusa, que consiste no lançamento de fontes significativas de poluição distribuídas ao longo dos corpos d'água de bacias urbanas (GOMES, 2014). A poluição difusa é um processo que tem início com a lavagem e o transporte de poluentes atmosféricos pela chuva, a formação dos deflúvios superficiais que carregam grande parte dos poluentes depositados na superfície da bacia e o transporte ao corpo receptor. Esse tipo de despejo, ao contrário dos lançamentos pontuais, é um fenômeno aleatório de difícil mensuração e cujas magnitudes dependem, principalmente, de fatores meteorológicos e do tipo de uso e ocupação do solo (FREITAS, 2013).

Ferreira (2008) afirma que a concentração de poluentes ao longo do tempo associada a um determinado evento pluviométrico é uma informação útil para o gerenciamento da drenagem urbana, planejamento e dimensionamento de estruturas de controle de poluição.

Estudos envolvendo a análise temporal e espacial da qualidade das águas superficiais são importantes ferramentas de suporte à tomada de decisão e ao estabelecimento de metas e medidas de mitigação. A implantação de redes de monitoramento e a aplicação de modelagem matemática têm ganhado destaque nessa questão. Ambos permitem a análise dos impactos das mudanças nas condições atuais e a modelagem permite a simulação de condições futuras sob diferentes cenários (ZAFFANI, 2012).

A aplicação de modelagem matemática visando a previsão de cenários de intervenção tem a capacidade de identificar os pontos mais críticos de poluição, e, conseqüentemente, de maiores riscos à população atuando como um auxílio aos processos decisórios no ambiente da gestão pública. Uma gestão eficaz resulta em uma maior qualidade de vida da população em geral.

Entre os modelos hidrológicos computacionais para avaliação dos sistemas de drenagem urbana tem-se o Storm Water Management Model – SWMM, criado pela Agência Americana de Meio Ambiente (US EPA) em 1971, com objetivo de simular a quantidade e a qualidade do escoamento superficial de bacias urbanas permitindo aplicações como a concepção e o dimensionamento de componentes da rede de drenagem, o dimensionamento de estruturas de retenção, a modelagem da poluição difusa e a avaliação da eficácia de melhores práticas de gerenciamento (SOUZA, 2014).

Campina Grande, cidade de médio porte no interior da Paraíba, apresenta falhas no seu sistema de saneamento básico, apesar de possuir números acima da média nacional, com 89,5% da população atendida por rede de esgotamento sanitário e 100% por rede de abastecimento de água potável (TRATA BRASIL, 2019). No entanto, a cidade apresenta situação precária em determinadas localidades, com esgotos a céu aberto, resíduos sólidos depositado em vias públicas e canais de drenagem visivelmente contaminados. Dentre esses locais, a Bacia Hidrográfica Riacho do Prado é apresentada nesse documento como objeto de análise.

O presente estudo tem como objetivo principal a modelagem hidrológica qualitativa de parâmetros indicadores da poluição difusa das águas de escoamento superficial da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado inserida no perímetro da cidade de Campina Grande/PB, que sirva de subsídio para o manejo das águas urbanas na cidade.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o processo de poluição difusa no sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado através do monitoramento e modelagem matemática.

2.2 Específicos

- Avaliar as características físico-químicas e microbiológicas das águas de drenagem da área de estudo;
- Identificar os pontos de intrusão de esgotamento sanitário nos canais de drenagem superficial;
- Simular cenários de intervenção de uso e ocupação do solo, utilizando o modelo *Storm Water Management Model* (SWMM), para avaliação do comportamento das concentrações dos poluentes ao longo dos canais de drenagem da bacia.
- Avaliar as respostas da bacia de drenagem urbana aos cenários propostos.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Mudanças no uso do solo e seus impactos nas bacias de drenagem urbana

Uma bacia hidrográfica natural tem o seu comportamento definido pelo ciclo hidrológico e apresenta, geralmente, uma configuração equilibrada e harmônica, com vegetação ciliar protegendo as margens dos rios, os processos de infiltração favorecendo a recarga dos lençóis e garantindo uma vazão de base. Assim, os escoamentos superficiais, subsuperficiais ou subterrâneos gerados na bacia, chegam até os rios (CIRF, 2006).

As primeiras cidades se desenvolveram junto a rios, devido à irrigação para produção de alimentos e ao próprio consumo humano, preservando-se as calhas principal e secundária em decorrência das limitações construtivas na época. Como afirma Righetto (2009), com o passar dos anos, o desenvolvimento urbano e tecnológico impôs investimentos que promovessem o saneamento de áreas ribeirinhas e a execução de obras de retificação de canais, pavimentos e pontes, acarretando a ocupação parcial ou total da calha secundária de trechos de cursos de água ou áreas de alagamentos naturais.

Sem o devido planejamento de todas as infraestruturas necessárias ao desenvolvimento equilibrado da cidade, e aliado ao acontecimento de eventos hidrológicos de alta intensidade, essa ocupação desordenada do território urbano resulta no surgimento de problemas de drenagem. As áreas próximas aos cursos de água são as mais afetadas. Com a expansão territorial e sem uma legislação e fiscalização que garantam o adequado uso e ocupação do solo, os problemas de alagamentos e inundações se intensificam e se distribuem ao longo das linhas naturais de escoamento dos deflúvios superficiais das cidades.

A urbanização, o crescimento vertiginoso da população e da industrialização nas últimas décadas, assim como as situações de escassez hídrica em algumas regiões e a realização de atividades antrópicas têm ocasionado, invariavelmente, poluição de águas naturais superficiais e subterrâneas (SODRÉ, 2012).

No que se refere ao sistema de drenagem, esses impactos podem ser observados no agravamento das cheias, na diminuição da capacidade de infiltração de água no solo, na redução das vazões de estiagem dos cursos de água e na deterioração da qualidade da água pluvial, devido ao aumento das cargas poluidoras (PORTO, 1995; RIGHETTO et al., 2009; CARNEIRO e MIGUEZ, 2011). Infelizmente, o crescimento de uso e ocupação da bacia não vem acompanhado de melhorias no sistema de drenagem ou de controle nas fontes geradoras de deflúvios.

Mascarenhas et al. (2005), simularam os efeitos da urbanização em uma área com 360

m², analisando as condições de cobertura vegetal natural até a condição de impermeabilização de quase toda a área. Considerando um evento hidrológico com tempo de retorno de cinco anos e duração crítica para toda a bacia, o resultado foi um aumento de cerca de 3,4 vezes no pico de vazão devido à urbanização da área.

A variação do volume de escoamento superficial, além de impactar os picos de vazão nas cheias, influencia também o escoamento de base dos rios. O aumento da impermeabilização do solo leva ao aumento do volume de escoamento superficial, que por sua vez aumenta os picos de cheia nas épocas de fortes chuvas, que contribui para a redução da água disponível para renovação da umidade do solo e recarga do armazenamento de água subterrânea, diminuindo assim a vazão de base nas épocas secas (MIGUEZ et al., 2016).

O escoamento de águas pluviais de áreas urbanizadas pode conter concentrações significativas de poluentes nocivos que contribuem para impactos negativos na qualidade da água no recebimento de córregos. Os efeitos podem incluir fechamentos de praias, limites de pesca e limites de contato para lazer em águas que recebem descargas de águas pluviais. Contaminantes de uma variedade de fontes entram na água da chuva na paisagem urbana. As principais fontes incluem áreas residenciais e comerciais, atividades industriais, construção, ruas e estacionamentos e deposição atmosférica (ROSSMAN e HUBER, 2016).

Somado a isso, a introdução de efluentes de esgotos sem tratamento algum ou tratado nos rios e sistemas de drenagem é um grande agente de degradação dos corpos d'água. A introdução do esgoto *in natura*, rico em nutrientes, propicia o crescimento de algas e bactérias, que desequilibram a biota aquática, levando à eutrofização do corpo d'água.

De acordo com Tucci et al. (2001) a resposta técnica para os problemas decorrentes da urbanização é a disciplina da ocupação urbana através da densificação compatível com os riscos de inundação e capacidade de autodepuração dos corpos d'água receptores. Para tanto, é necessária a quantificação dos impactos de diferentes condições de urbanização sobre o escoamento.

3.2 Gestão e manejo de águas pluviais urbanas

A dinâmica das cidades depende de uma série de fatores e necessidades, cujas ações e esforços por parte do Poder Público e da própria sociedade permitem que a qualidade de vida se torne cada vez melhor, buscando-se sempre reduzir os riscos de ocorrência de eventos indesejáveis e suas repercussões às atividades que acontecem no espaço urbano. O saneamento básico delimita um conjunto de sistemas físicos presentes na cidade. Seus indicadores mostram o estágio de desenvolvimento da localidade e vislumbram a qualidade de vida de seus habitantes

(RIGHETTO, 2009).

A estrutura da Gestão de Águas Pluviais se baseia nos seguintes grupos de componentes: Planejamento urbano; Serviços de águas urbanas, que compreendem abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos e drenagem urbana; metas dos serviços como conservação do meio ambiente urbano e qualidade de vida, nos quais estão incluídas a redução de cheias e a eliminação de doenças de veiculação hídrica; e os institucionais que se baseiam no gerenciamento dos serviços, legislação, capacitação e monitoramento de forma geral. (GDF, 2009)

Como afirmam Barbosa et al. (2012), estratégias de manejo de águas pluviais são necessárias em diferentes níveis de decisão, tais como escala política, regional ou local. Os projetos e planos de drenagem diferenciam-se tanto em medidas estruturais como não estruturais. As medidas estruturais são de controle e ações corretivas e envolvem obras de captação, a exemplo de bueiros e bocas-de-lobo; armazenamento, como reservatórios de acumulação de águas pluviais e bacias de retenção; e transporte, tais como canalizações, galerias e canais. Por sua vez, as medidas não estruturais são de caráter preventivo e complementar ao corretivo. São definidas por ações indiretas que exigem educação ambiental da população, legislação apropriada, fiscalização do uso e ocupação dos espaços urbanos, entre outros.

De acordo com a Lei Federal nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, consideram-se a drenagem e o manejo das águas pluviais urbanas constituídos pelas atividades de infraestrutura e instalações operacionais de drenagem de águas pluviais, de transporte, retenção 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, 2007).

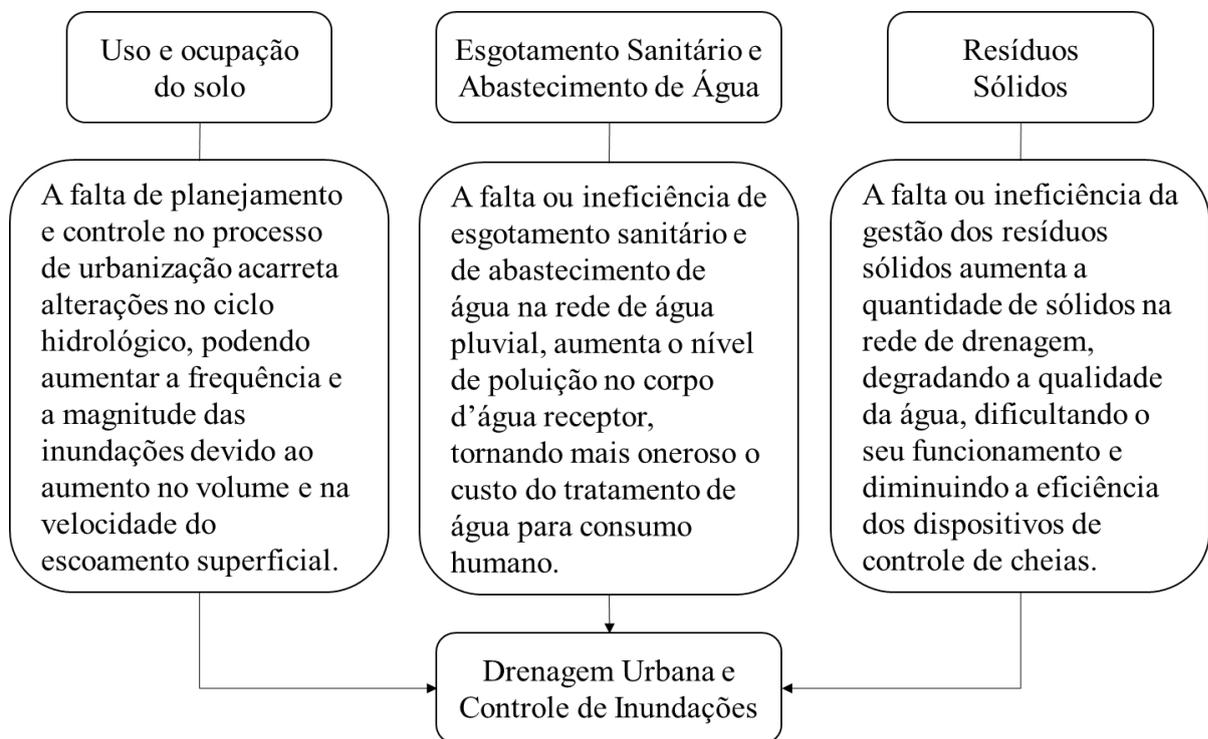
A lei amplia as ações relacionadas à drenagem urbana, integrando-as, na prática, aos problemas ambientais e sanitários das águas urbanas, aliando-as à preocupação com as vazões e inundações, à qualidade das águas e à poluição difusa.

Por outro lado, os sistemas de infraestrutura urbana são interdependentes e a não consideração dos efeitos de um sistema sobre o ambiente pode reduzir a eficiência de outros sistemas ou, até mesmo, inviabilizar seu funcionamento, caso das relações entre os sistemas de drenagem e os sistemas de esgotamento sanitário, abastecimento de água, resíduos sólidos e uso e ocupação do solo (MIGUEZ et al., 2016). Essas relações estão destacadas no diagrama da Figura 1.

No que se refere aos sistemas de esgotos urbanos, no Brasil é mais comumente utilizado

o sistema separador absoluto, no qual as águas residuárias e as águas de infiltração são transportadas por sistemas separados das águas pluviais. Apesar de possuir menor custo quanto à coleta, por utilizar apenas uma rede, o sistema unitário apresenta problemas, como odor fétido durante as inundações, proliferação de vetores de doenças em climas quentes e, quando ocorre extravasamento, maior potencial de proliferação de doença, cenário que pode ser agravado com o aumento da frequência dos extravasamentos (TUCCI, 2005).

Figura 1- Sistema de drenagem urbana e suas relações com outros sistemas urbanos



Fonte: Rezende (2010).

A manutenção do sistema de drenagem urbana é um desafio, pois envolve a limpeza de condutos para retirada de material sólido e lixo urbano. Esta manutenção deve estar integrada ao serviço de limpeza urbana da cidade, uma vez que o volume de resíduos encontrado nas galerias de drenagem é resultado da deficiência na limpeza urbana e da falta de educação ambiental da coletividade do entorno ao depositar os resíduos em locais inadequados. Este serviço deve ser preferencialmente preventivo, com limpeza antes da chuva, utilizando-se de previsão meteorológica e identificação das fontes de material sólido (SOUZA, 2014).

3.3 Estudo da poluição difusa em sistemas de drenagem urbana

O artigo 3º, inciso III, da Lei 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente - PNMA) define a poluição como:

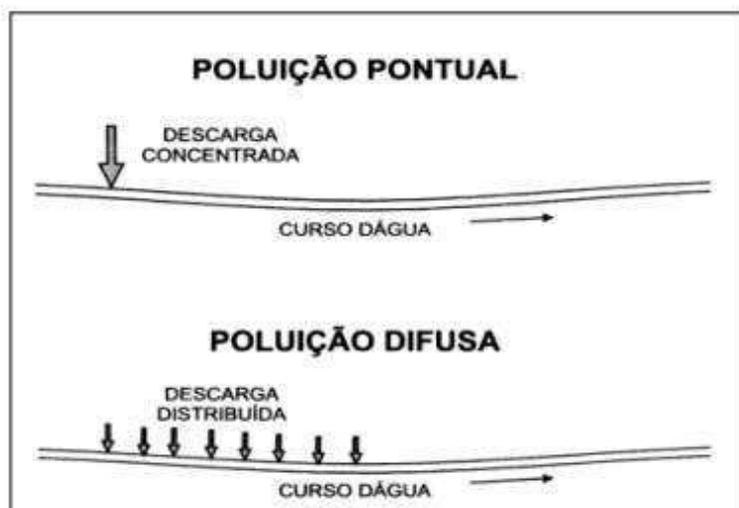
a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981, p. 1).

Os poluentes podem ser lançados no meio ambiente de forma pontual (concentrada em um determinado local) ou difusa (de modo distribuído), como representa a Figura 2. As descargas pontuais lançam efluentes em locais específicos dos corpos d'água. Referem-se a despejos de efluentes municipais e industriais (com ou sem tratamento) em determinadas áreas, na maioria dos casos, lançamentos contínuos e independentes de condições climáticas (precipitação) (NOVOTNY, 1995).

Já a poluição difusa, segundo Campbell et al. (2004), refere-se à poluição que ocorre sobre uma vasta área e geralmente está associada ao tipo de uso e ocupação do solo, sendo o escoamento superficial um importante agente de transporte, que arrasta diversos contaminantes presentes na bacia hidrográfica para os corpos d'água. Segundo Novotny (2003) as condições que caracterizam as fontes de poluição difusa podem ser resumidas da seguinte forma:

- O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente à precipitação e aos usos do solo na bacia;
- Os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificar a sua origem;
- O foco do monitoramento e redução das cargas de origem difusa deve ter caráter extensivo (sobre a bacia hidrográfica) e preventivo, com medidas de gerenciamento do escoamento superficial e não visando apenas o tratamento de efluentes;
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos, a extensão da área de produção naquele específico evento, entre outros fatores.

Figura 2 - Poluição pontual e difusa da água.



Fonte: Sperling (2005).

3.3.1 Poluição difusa causada pelo escoamento superficial

À medida que a água pluvial escoar, lava as superfícies urbanizadas, transportando uma grande quantidade de poluentes para os corpos d'água receptores (MIGUEZ et. al., 2016). A superfície do solo, principalmente ruas, sarjetas e telhados, é um dos principais contribuintes de poluentes para o escoamento superficial urbano, conferindo caráter difuso de poluição às águas pluviais urbanas, que, por sua vez, têm sua qualidade relacionada com o tipo de ocupação da bacia (FREITAS, 2013).

A água escoada superficialmente, quando lançada no corpo d'água receptor, pode contaminar rios, lagos ou aquíferos subterrâneos. A poluição difusa tem sido um dos grandes problemas sanitários nas áreas urbanas, uma vez que está relacionada com a ocorrência de epidemias e doenças de veiculação hídrica.

Tucci (1995) ressalta que a carga de poluente advinda do escoamento superficial urbano não é melhor que a do efluente de um tratamento secundário de esgoto doméstico. Silva (2014), afirma que na região metropolitana da cidade de São Paulo mesmo que houvesse coleta e tratamento de 100% do esgoto produzido na cidade e lançado, o rio Tietê ainda seria poluído (estima-se que 25% do rio) devido aos poluentes advindos do escoamento superficial.

Entre esses poluentes, grande parte é composta por matéria orgânica que, conseqüentemente, aumenta as concentrações de nutrientes na água, como nitrogênio e fósforo, e altas concentrações de hidrocarbonetos e metais, presentes em óleos, combustíveis, pneus e gases do escapamento de automóveis. Outro impacto para a qualidade da água é o aumento da presença de organismos patogênicos, provindos de ligações clandestinas de esgotamento

sanitário na rede de drenagem, fezes de animais e transbordamento de fossas sépticas (MIGUEZ et. al., 2016). Na Tabela 1 estão resumidos os contaminantes comumente encontrados no escoamento de águas pluviais e suas prováveis fontes.

Tabela 1 - Fontes de contaminantes no escoamento das águas pluviais urbanas

Contaminantes	Fontes
Sedimentos e fluviáveis	Ruas, gramados, calçadas, estradas, construção, deposição atmosférica, 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, paisagismo, resíduos animais.
Metais	Automóveis, pontes, deposição atmosférica, áreas industriais, erosão do solo, mineração, processos de combustão.
Óleo e graxa / hidrocarbonetos	Calçadas, estacionamentos, veículos, áreas de manutenção de veículos, postos de gasolina.
Bactéria e vírus	Gramados, estradas, linhas de esgoto sanitário, conexões cruzadas de esgoto sanitário, resíduos animais, sistemas sépticos.
Nitrogênio e fósforo	Aubos de gramado, deposição atmosférica, escape de automóveis, erosão do solo, resíduos animais, detergentes, fertilizantes, sistemas sépticos inadequados.

Fonte: USEPA (1999).

A presença desses poluentes nas águas produz impactos diversos. Nitrogênio e fósforo promovem a eutrofização, que causa a proliferação excessiva de algas com degradação da qualidade da água e redução do oxigênio dissolvido. Os sedimentos contribuem para o aumento da turbidez, a redução do OD e degradação da vida aquática. Já a presença de organismos patogênicos indica riscos à saúde humana devido ao seu consumo e inviabilidade do uso recreacional. Os metais pesados e os pesticidas/herbicidas tornam a água tóxica e causam biomagnificação (RIGHETTO, 2009).

3.3.1.1 *Indicadores de poluição difusa*

De acordo com Polignano et al. (2012), todas as atividades antrópicas relacionadas com a poluição difusa dos corpos hídricos deixam “sinais” perceptíveis diagnosticados através da análise da qualidade das águas. Existem diversos indicadores que podem ser utilizados para constatar a poluição das águas de bacias de drenagem e indicar prováveis fontes de poluição. Os referidos autores destacam entre esses indicadores:

- Turbidez

Indica presença de matéria em suspensão na água, como argila, substâncias orgânicas, organismos microscópicos e outras partículas. Afeta os processos biológicos que ocorrem na água porque interfere no processo de transmissão da luz.

A turbidez poderá decorrer da variação sazonal, não influenciando na qualidade sanitária, ou de ações antrópicas, caracterizada por compostos tóxicos e organismos patogênicos. Os materiais em suspensão tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e orgânicas, algas, bactérias e plâncton em geral, possuem dimensões desde grosseiras (maiores de 1000 nm) a colóides (entre 1 e 1000 nm). Dependendo do grau de turbulência, essas partículas deixam a água com aparência nebulosa e potencialmente perigosa, uma vez que as partículas podem estar associadas a bactérias e outros organismos vivos (SILVA e OLIVEIRA, 2001; PIVELI e KATO, 2005).

Uma elevada turbidez pode significar processos erosivos, manejo inadequado do solo e lançamento de despejos industriais e domésticos. É um indicador significativamente afetado pelas condições hidrológicas da bacia.

- Coliformes termotolerantes

A presença de coliformes termotolerantes indica a contaminação microbiana das águas por material fecal, como decorrência do lançamento de esgotos não tratados.

As bactérias coliformes termotolerantes são o principal (e mais prático) grupo indicador de contaminação microbiológica de origem fecal. As células são capazes de sobreviver fora do corpo hospedeiro por um tempo limitado, fazendo-os, portanto, organismos indicadores ideais para testar a contaminação fecal de amostras de água (MATTHIENSEN *et al.*, 2014).

Segundo Campana e Bernardes (2010) os valores de referências abordados em literatura para água de escoamento urbano estão na faixa de 3.700 a 16.000 CTT/100mL, já o padrão de lançamento tem que considerar a classificação do corpo hídrico receptor. Como

descrito na Resolução CONAMA 357/2005, as concentrações de microrganismos em águas doces não podem exceder os valores em 80% das amostras analisadas, sendo nas classes 1, 2 e 3 o limite máximo de 200, 1000 e 4000 Coliformes Termotolerantes por 100 mL (CTT/100 mL), respectivamente.

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é um forte indicador da qualidade de um corpo d'água, existindo uma concentração de saturação em função da temperatura, salinidade e pressão atmosférica. É fundamental para a respiração dos microrganismos aeróbios que realizam a degradação da matéria orgânica. A Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias (DBO₅) a 20° C é o indicador de poluição orgânica mais usado universalmente, tanto para esgoto como para água superficial, e envolve a medida de oxigênio dissolvido utilizado por microrganismos durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2016).

Segundo os valores médios dos parâmetros de qualidade da água de drenagem pluvial de ambientes urbanos apresentados pela *American Public Works Association* (APWA), a concentração de DBO encontra-se na faixa de 1 a 700 mg/L (TUCCI, 2005). A Resolução CONAMA N° 430/2011 menciona que a condição para lançamento de efluentes é a remoção de, no mínimo, 60% da DBO, podendo o percentual ser alterado, dependendo do estudo de autodepuração do corpo hídrico que atenda as metas do enquadramento do corpo receptor. Os padrões exigidos na Resolução CONAMA N° 357/2005 para água doce tem valores na faixa de 3, 5 a 10 mg/L para as classes 1, 2 e 3, respectivamente (CAMINHA, 2014).

Silva (2014) explica que a DBO é utilizada como indicador de qualidade da água nos corpos d'água pertencentes ao programa “Córrego Limpo” (São Paulo, SP), sendo eles classificados em:

- **0 a 5 mg.L⁻¹**: condições naturais. Permite o contato primário das pessoas e a rega de hortaliças;
- **5 a 10 mg.L⁻¹**: condições boas. Já não se recomenda o contato primário nem a rega de hortaliças, mas possibilita a existência de peixes, o uso da água para dessedentação de animais e o tratamento convencional da água;
- **10 a 30 mg.L⁻¹**: condições boas e aspecto estético bom. Permite a existência de peixes, não exala odores e possibilita o tratamento convencional da água.
- **30 a 70 mg.L⁻¹**: condição estética ainda boa, porém com restrições à existência de

peixes e exalação de odores em determinadas épocas do ano (verão seco, principalmente). Permite o tratamento de água com consumo elevado de produtos químicos.

- **70 mg.L⁻¹**: Poluído.

- Nutrientes

De acordo com Martins (2017), o controle de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, é uma questão importante tanto a partir de uma perspectiva de saúde pública quanto para controlar a eutrofização. O nitrogênio no ambiente aquático pode ser oriundo de fontes naturais ou antropogênicas. Na primeira categoria, o nitrogênio é proveniente da composição celular de microrganismos, além de ser constituinte de proteínas e de outros compostos orgânicos. Já entre as fontes antropogênicas, estão os esgotos sanitários, a atmosfera, pesticidas e fertilizantes. Na água, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal (formas reduzidas), ou nitrito e nitrato (formas oxidadas).

O fósforo, por sua vez, aparece em águas naturais em virtude do lançamento de esgotos sanitários, efluentes industriais (de indústrias de fertilizantes, pesticidas, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios). O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: os fosfatos orgânicos, os ortofosfatos e os polifosfatos (MARTINS, 2017).

- Contaminação por tóxicos

Indica a presença de poluição química importante provocada por diferentes fontes antrópicas como, por exemplo, o chumbo, que pode ser proveniente de efluentes industriais, o fósforo total, oriundo de descargas de esgotos sanitários e detergentes fosfatados empregados em larga escala doméstica, e elementos como o cianeto, o alumínio, o arsênio e o níquel, decorrentes das atividades industriais.

Mesmo havendo leis que proíbam, muitas indústrias lançam resíduos tóxicos em grande quantidade nos rios. Na superfície da água, é comum formar-se uma pequena espuma ácida, que, dependendo da fonte de poluição, pode ser composta principalmente de chumbo e mercúrio. Essa espuma pode causar a mortandade da flora e da fauna dos rios. Os agentes poluidores contaminam também o organismo de quem consome peixes ou quaisquer outros produtos dessas águas (VTI, 2018).

3.4 Modelagem matemática de sistemas de drenagem urbana

Christofolletti (2004) define modelo como “qualquer representação simplificada da realidade” ou de um aspecto do mundo real que surja por interesse do pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade, prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução.

Os modelos computacionais têm sido usados para simular o comportamento de sistemas aquáticos desde meados dos anos 1960. Modelos capazes de simular a qualidade e a quantidade da água da chuva apareceram na década de 1970 e foram desenvolvidos principalmente por agências do governo dos EUA, como a Agência de Proteção Ambiental – USEPA. Desde então, foi criada uma série de modelos de simulação de bacias hidrográficas urbanas (ZOPPOU, 2001).

Modelos matemáticos são auxiliares na simulação de alternativas apontadas por planejadores e questionadas pela população, uma vez que o conhecimento comportamental dos processos envolvidos e simulados se torna essencial para a adoção de alternativas e obtenção de resultados representativos e corretamente avaliados (ALVAREZ, 2010).

Uma bacia urbana é composta de vários tipos de usos do solo que produzem diferentes volumes de escoamento e vazão. A modelagem de bacias hidrográficas permite a integração de todas estas características. Assim, os modelos hidrológicos de águas pluviais urbanas devem ser capazes de simular a concentração e o transporte de poluentes em áreas impermeáveis e permeáveis através de canais abertos e redes de tubulação (SOUZA, 2014).

Diferentemente da modelagem quantitativa das águas pluviais, a complexidade dos fenômenos físicos, químicos e biológicos presentes na modelagem da qualidade de águas pluviais merece destaque quanto às incertezas envolvidas nos processos e a dificuldade da obtenção de dados (HUBER E DICKINSON, 1992).

Obropta e Kardos (2007) argumentam que os modelos de predição de qualidade de água de chuva apresentam acurácia inferior àqueles que modelam quantidade, devido à complexidade dos processos envolvidos na modelagem da qualidade.

De acordo com Pehovaz (2010), apesar de na realidade os processos físicos, químicos e biológicos serem mais complexos do que os equacionados pelos modelos, eles podem sistematizar o funcionamento do ecossistema de forma prática e simplificada, favorecendo assim a compreensão de algumas relações. Esses modelos possibilitam a análise de diferentes situações tanto atuais quanto futuras, os chamados cenários prospectivos, podendo ser utilizados em diferentes funções como análise de risco, de sensibilidade, para controle,

simulação, favorecendo assim o planejamento de ações e estabelecimento de metas de gestão.

3.4.1 Modelagem da qualidade da água

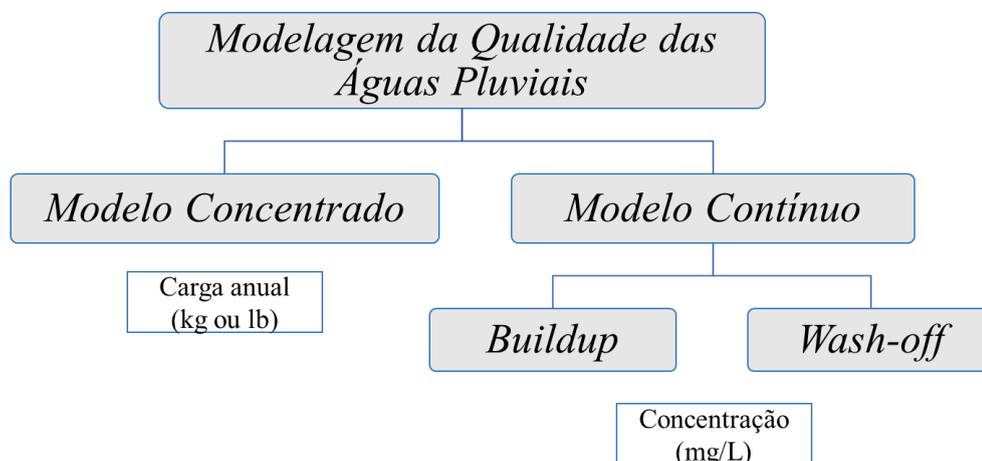
A modelagem dos agentes poluentes na água de drenagem corresponde à integração de diversos fatores envolvidos, tais como o intervalo entre eventos de chuva, volume e intensidade das precipitações, características de uso e ocupação do solo, frequência da limpeza urbana, adoção de Boas Práticas de Manejo (BMPs) e contribuições de outras fontes pontuais ou difusas. De modo geral, a qualidade das águas resultará, principalmente, das características da urbanização na área em estudo (BOLLMANN, 2003).

A poluição pluvial caracteriza-se pela ocorrência de dois processos denominados de “*buildup*” e “*wash-off*” que, traduzidos ao português, correspondem, respectivamente, ao acúmulo e à lavagem de poluentes das superfícies urbanas.

O termo “acúmulo do poluente” associa-se à sua ocorrência em período de tempo seco, ou seja, quando não há precipitação. Desta forma, a concentração do poluente acumulado na superfície é uma função do número de dias secos decorridos entre eventos de precipitação (GOMES et al., 2010). A lixiviação ou lavagem do agente poluente durante um evento de precipitação é representada pelo processo *wash-off*. Nele, parte dos poluentes são lavados e conduzidos para o sistema de drenagem pluvial.

A modelagem da qualidade das águas pluviais pode ser realizada utilizando-se a definição de modelo concentrado ou distribuído no tempo (modelo contínuo), como demonstrado na Figura 3.

Figura 3 - Abordagem da modelagem da qualidade das águas pluviais e subdivisões



Em síntese, o modelo concentrado estima a carga de poluição (quilogramas ou libras) gerada em uma bacia hidrográfica em um período, seja mês ou ano. Já o modelo distribuído no tempo, expressa os resultados em concentração de poluentes (mg/L) (MENEZES FILHO, 2014). A modelagem distribuída no tempo abrange os dois processos *buildup* e *wash-off* que utilizam equações empíricas (AKAN, 2003).

A avaliação concentrada produz um total de cargas de um período e não avalia a sua variação ao longo do tempo. Dentre os modelos existentes, citam-se o modelo para estimativa da carga anual de poluentes da Agência Ambiental Norte Americana (EPA). O modelo da EPA estima a carga anual de poluentes presentes no escoamento superficial em ambiente urbano por meio do ajuste de equações empíricas. A carga anual de poluentes é calculada baseada em um fator de carga de poluentes dependente do uso do solo e tipo de poluente, da precipitação anual, densidade populacional e um fator que avalia o serviço de varrição (MENEZES FILHO, 2014).

A modelagem distribuída no tempo tem como objetivo determinar a distribuição temporal das cargas de poluentes no escoamento superficial das águas pluviais. As definições e equações que descrevem os modelos de acúmulo e lixiviação de poluentes serão descritas em mais detalhes na seção 4.3.3.

3.4.2 Modelos hidrológicos

Hoje, já existe uma ampla gama de modelos hidrológicos nacionais e internacionais disponíveis para aplicação. Entre os modelos que permitem simular a quantidade e qualidade da água em ambientes urbanos se destacam o QUAL2E, L-THIA, STORM, SHETRAN, SWAT e o SWMM.

O modelo de qualidade de água QUAL2E (ou Q2E) é um modelo de simulação da qualidade da água desenvolvido e aperfeiçoado pela EPA — Agência de Proteção Ambiental Americana em 1985 (BROWN E BARNWELL, 1987).

O Q2E é um modelo unidimensional de estado permanente e não uniforme, aplicável a rios dendríticos e de boa mistura. Simula a concentração de oxigênio dissolvido associada a outras variáveis de qualidade de água (DBO, temperatura, clorofila a, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes). Com uma interface gráfica amigável, o modelo Q2E pode ser utilizado como uma ferramenta para caracterizar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica para vários indicadores simultaneamente, tanto para o rio principal, como para seus tributários (KNAPIK et al., 2011). Bottino (2008) aplicou o QUAL2K para validar dados experimentais de qualidade e para avaliar a relação entre variáveis de qualidade e indicadores ec hidrológicos no Rio Canha, SP.

Como afirma Aprígio (2012), o L-THIA (*Long-Term Hydrologic Impact Assessment*) foi desenvolvido pela Universidade de Purdue, em Indiana, Estados Unidos. É um modelo integrado com o Sistema de Informações Geográficas Arcview® na forma de extensão, e destina-se a quantificar alterações no escoamento superficial e nas cargas difusas de poluição, decorrentes das mudanças de uso e ocupação do solo. O componente central do L-THIA é o método do *Soil Conservation Service (SCS)*, do *U S Department of Agriculture (USDA)*. Partindo de relações empíricas entre precipitação e escoamento superficial, determina-se o efeito das mudanças no uso e ocupação do solo sobre as alterações do volume de escoamento superficial. O autor utilizou o modelo para a simulação de cenários de longo prazo e comparou os resultados com a simulação realizada no SWMM. O resultado foram respostas diferentes dos modelos analisados, onde o L-THIA apresentou valores subestimados em comparação com o SWMM.

O modelo STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model*) foi apresentado em 1973 pela *Water Resources Engineers, Inc. (WRE)* (HEC 1977). Segundo Yang et al. (2009), o STORM é uma ferramenta útil de planejamento, especialmente para se avaliar a compensação entre o tratamento e o armazenamento das águas pluviais, como medidas de controle da poluição em sistemas combinados de esgotos. O modelo possui rotinas hidrológicas e de qualidade simplificadas, que podem ser utilizadas para simular, em bacias de qualquer tamanho, o volume de escoamento, o derretimento de neve, as vazões de tempo seco, em termos, tanto de simulação contínua, quanto de eventos únicos de precipitação.

O STORM vale-se de dois métodos para o cálculo da acumulação de poluentes: o método *dust and dirt* e o método de acumulação diária. As rotinas de qualidade deste modelo são semelhantes, com poucas modificações, às incorporadas no programa original do SWMM. Pelo primeiro método, assume-se que todos os poluentes são associados à acumulação de poeira e sujeira nas ruas. Esta opção é aplicável a bacias com ocupações predominantemente urbanas. Os poluentes são expressos como frações da poeira depositada. O segundo método é melhor aplicável a bacias cujos poluentes originam-se de áreas outras que não as urbanas, por requerem somente a taxa média de acumulação diária para cada poluente, não sendo necessárias, portanto, as taxas de acumulação de poeira e sujeira (HEC, 1977; DONIGIAN Jr. et al., 1991).

O sistema SHETRAN foi desenvolvido pelo *Water Resources Systems Research Laboratory (WRSRL)*. Trata-se de um modelo físico-distribuído, que, por meio de diferenças finitas, simula, de modo detalhado no tempo e no espaço o escoamento, tanto superficial como em subsuperfície, o transporte de sedimento e de poluentes, bem como as transformações deles em suas formas derivadas. É útil ao estudo das relações entre precipitação e escoamento e os

impactos associados às mudanças de uso do solo. Os processos hidrológicos incluem interceptação da chuva pela vegetação, evaporação, transpiração, escoamento superficial, derretimento da neve, armazenamento de umidade e o escoamento nas zonas insaturada e saturada do solo. Os principais processos de transporte de solutos considerados no SHETRAN são advecção, dispersão, adsorção, absorção. Os dados espaciais necessários à modelagem com o SHETRAN são: dados relacionados à fisiografia da bacia, a rede de drenagem, a distribuição do uso do solo, a distribuição das propriedades dos solos e dados referentes à geologia da bacia (NEWCASTLE UNIVERSITY, 2001).

O SWAT (*Soil Water and Analysis Tools*) é um modelo físico desenvolvido pelo US *Department of Agriculture, Agricultural Research Service* (USDA - ARS) no início da década de 1990 (NEITSCH et al., 2005). Opera de modo contínuo, com vistas à análise dos impactos de longo prazo relativos às práticas de manejo agrícola sobre os recursos hídricos e sobre a produção de sedimentos e poluentes, em bacias complexas e com grandes áreas. A discretização espacial dá-se pela divisão da bacia em sub-bacias, e pela subdivisão dessas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU). Como limitações do SWAT citam-se a divisão de bacias maiores em unidades de respostas hidrológicas (HRU) gerando grande quantidade de arquivos de entrada, de difícil manipulação, não obtenção dos parâmetros das equações através dos dados utilizados e não simulação de inundações em termos de eventos específicos (YANG et al., 2009; NEITSCH et al., 2005; SHOEMAKER et al., 2005).

O SWMM (*Storm Water Management Model*) foi desenvolvido pela USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), em 1971 e, desde então, passou por diversas atualizações. Apesar de ser um modelo complexo, com a exigência de grande quantidade de dados de entrada, é um modelo muito utilizado na simulação da quantidade e qualidade do escoamento superficial, principalmente, em áreas urbanas (OLIVEIRA, 2012). O SWMM utiliza as definições do modelo contínuo para o cálculo das vazões na rede de drenagem.

O modelo SWMM foi escolhido para a modelagem e simulações a serem realizadas neste estudo. Sua escolha se deu por ser um software de livre acesso, por sua grande aceitação no meio científico, amplamente empregado em áreas urbanas e pela possibilidade de simulação de grande número de variáveis de qualidade. O SWMM já foi utilizado por outros pesquisadores para a cidade de Campina Grande, o que facilitou a obtenção de alguns dados necessários para caracterização da área de estudo no modelo.

3.4.2.1 Storm Water Management Model - SWMM

O SWMM foi o primeiro modelo computacional desenvolvido para análise qualitativa

e quantitativa associada ao escoamento gerado em áreas urbanas, permitindo a simulação da micro e da macrodrenagem (GARCIA, 2005). Pode ser usado para modelar qualquer combinação de sistemas de coleta de águas pluviais, sistemas de esgoto sanitário separados e combinados, bem como captação natural e sistemas de canais fluviais.

Segundo Rossman (2015), o SWMM é um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão usado para simulação de evento único ou de longo prazo (contínuo) da quantidade e qualidade de escoamento de áreas principalmente urbanas. O componente de escoamento trabalha em conjuntos de sub-bacias que recebem a precipitação e geram o escoamento e cargas de poluentes. O modelo pode transportar o escoamento por tubulações, canais, unidades de armazenamento/tratamento, bombas e reguladores.

Os resultados da simulação podem ser observados na forma de relatórios, de planilhas, de gráficos e de mapas. A visualização pode ser feita para cada item da modelagem, ou seja, para as sub-bacias, canais ou nós. A ferramenta de mapas permite a visualização das alterações causadas pelas chuvas durante o evento. A ocorrência de extravazamentos pode ser analisada através dos relatórios ou do acompanhamento dinâmico durante a precipitação.

A última revisão do SWMM – versão 5.1.012 – foi produzida pelo Laboratório Nacional de Gestão de Riscos, pertencente à Agência para Proteção do Meio Ambiente dos Estados Unidos – US EPA, em 30/03/2017, em parceria com a CDM-Smith. Essa versão teve seu mecanismo completamente reescrito, com uma nova interface gráfica do usuário, algoritmos e novos recursos adicionados, como a modelagem LID - *Low Impact Development*.

O modelo é baseado em quatro módulos, Atmosférico, Superfície Terrestre, Água Subterrânea e módulo de Transporte, que contém uma rede com elementos de transporte e unidades de armazenamento e tratamento.

Como apresentado em Rossman (2016), o módulo Atmosférico gera precipitação e deposita poluentes no módulo da Superfície Terrestre, que recebe a precipitação do módulo Atmosfera sob a forma de chuva e envia escoamento nas formas de evaporação, de volta ao módulo Atmosfera, de infiltração no solo e ainda escoamento superficial e cargas de poluentes no módulo Transporte. O módulo Água Subterrânea recebe infiltração da Superfície Terrestre e transfere uma parte deste fluxo para o módulo transporte como fluxo lateral de água subterrânea. Por fim, o módulo de Transporte contém uma rede de elementos (canais, tubulações, bombas e reguladores) e unidades de armazenamento/tratamento que transportam água para os emissários ou para as instalações de tratamento. As entradas para este módulo podem vir de escoamento superficial, fluxo de água subterrânea, fluxo de tempo seco ou de séries temporais definidas pelo usuário.

Os principais objetos utilizados para modelar a qualidade da água são os poluentes, que podem se acumular e serem lavados da superfície terrestre ou, então, serem introduzidos diretamente no sistema de transporte, e o uso do solo, cuja classificação é usada para a definição das funções que descrevem o acúmulo e a lavagem de poluentes.

Em relação à qualidade da água, os seguintes processos podem ser modelados para qualquer número de componentes de qualidade da água definidos pelo usuário:

- Acúmulo de poluentes em clima seco em diferentes usos do solo;
- Lavagem de poluentes de usos específicos do solo durante precipitações;
- Contribuição direta de deposição de chuva;
- Redução do acúmulo de clima seco devido à limpeza das ruas;
- Redução de cargas de lavagem devido a BMPs (Boas Práticas de Manejo);
- Entrada de fluxos sanitários em clima seco e influxo externo especificado pelo usuário em qualquer ponto do sistema de drenagem;
- Encaminhamento dos constituintes da qualidade da água através do sistema de drenagem;
- Redução da concentração de constituintes através de tratamento em unidades de armazenamento ou por processos naturais em tubulações e canais.

O SWMM pode considerar vários tipos de fontes de poluentes que contribuem para o comprometimento da qualidade da água em áreas urbanas. Para a maioria das aplicações do SWMM, o escoamento superficial será a principal origem dos constituintes da qualidade da água, mas, na realidade, o que se vê na maioria das cidades brasileiras é que o despejo ilegal de águas residuárias domésticas diretamente no sistema de drenagem urbana é a principal causa da degradação da qualidade das águas pluviais urbanas.

O SWMM permite aplicação da modelagem do chamado *Dry Weather Flow* (DWF) ou para o português, Fluxo de Clima Seco (FCS), que é referente a descarga contínua de águas residuais sanitárias ou industriais diretamente na porção de transporte de um modelo SWMM, normalmente nos nós de junção. O FCS geralmente segue algum padrão de repetição em uma base diurna, diária e mensal. O SWMM permite definir como a taxa de fluxo e a concentração dos componentes de qualidade da água variam periodicamente com o tempo em qualquer nó específico da rede de drenagem.

Todas as aplicações de simulação da qualidade do escoamento urbano são uma ciência muito inexata, grandes incertezas surgem tanto na representação dos processos físicos, químicos e biológicos quanto na aquisição de dados e parâmetros para algoritmos de modelos. Tais incertezas podem ser minimizadas a partir da coleta de dados de calibragem (medições de

chuva, vazão e concentração) e verificação suficientes para calibrar as equações do modelo usadas para simulação de qualidade. Com dados suficientes, as equações usadas no SWMM geralmente podem ser manipuladas para reproduzir as concentrações e cargas medidas em campo. Sem esses dados, pouca confiabilidade pode ser atribuída às magnitudes previstas dos indicadores de qualidade.

Pehovaz (2010) avaliou a qualidade da água numa bacia urbana em termos experimentais e de modelagem matemática. Foram feitas análises de resultados experimentais obtidos em campo por meio de quatro campanhas de amostragem de água realizadas em períodos seco e chuvoso, em três pontos de coleta. A partir dos dados experimentais, o autor procedeu a calibração e a validação dos dados, que constataram a aplicabilidade do modelo por meio de hidrogramas e concentrações observadas e simuladas, levando à conclusão de que o modelo pode ser uma ferramenta útil para a avaliação da qualidade da água.

Souza (2014) analisou o comportamento quantitativo e qualitativo das águas de drenagem urbana por meio do monitoramento da precipitação e do escoamento superficial da sub-bacia do Iate Clube e do Centro Olímpico – DF, em que foram monitorados quantitativamente 103 eventos e qualitativamente, 31, em que se analisaram variáveis físico-químicas de qualidade da água. A modelagem matemática foi feita utilizando os programas SWMM e PCSWMM. Foram obtidos bons resultados para modelagem de vazão, porém, nas simulações de qualidade, foi observada uma resposta menos eficiente dos modelos.

Aprígio (2012) procedeu a simulação da poluição difusa hídrica gerada na bacia do Córrego do Mineirinho, São Carlos – SP, por meio dos modelos hidrológicos SWMM e L-THIA, comparados quanto ao volume de escoamento e produção de cargas anuais de poluição difusa. Foram exploradas as vantagens e desvantagens encontradas na aplicação de cada modelo, em três cenários de uso e ocupação do solo – de base, atual e futuro. O autor evidenciou a necessidade de dados observados para efetuar uma calibração dos modelos visando uma maior correspondência entre os resultados modelados e a realidade da bacia.

Gomes (2014) realizou a calibração do modelo SWMM para uma bacia piloto do município de Natal – RN. Foi avaliado o uso do solo, a partir de análise espacial da acumulação de poluentes, diferenciando-se por classes de poluição nas subáreas. Foram realizadas simulações da qualidade dos deflúvios superficiais em quatro eventos. A calibração do modelo foi realizada ajustando manualmente os parâmetros das equações de acumulação e lixiviação do SWMM. Os resultados obtidos pelas sucessivas simulações e ajustes foram da ordem de 0,83 e menores que 1%, para coeficiente de correlação e erro médio, respectivamente, sobre a

conservação de massa. Pode-se dizer com isso que os resultados ajustados foram satisfatórios, podendo representar com êxito os processos envolvidos no transporte de sólidos totais e os poluentes associados.

Zaffani (2012) executou a análise experimental e a modelagem quali-quantitativa da poluição difusa da drenagem urbana. Foram escolhidos 14 pontos para o levantamento de dados experimentais. A modelagem matemática foi realizada com o modelo SWMM sendo simulados cenários de macrodrenagem com base em mudanças no uso e ocupação do solo. Os resultados indicaram que a variabilidade quali-quantitativa da drenagem urbana é afetada não somente por aspectos antropogênicos, como lançamento de esgotos e falta de planejamento, como também por critérios ec hidrológicos mais complexos que sugerem aumentar expressivamente o monitoramento e simulações quali-quantitativas da poluição difusa urbana.

Costa (2013) analisou o comportamento quantitativo e qualitativo das águas de drenagem urbana por meio do monitoramento da precipitação e do escoamento superficial em eventos de cheia e pela modelagem matemática, com o modelo SWMM. A autora verificou que o modelo se aplica bem a bacias urbanas, mas pode ser melhorado com a calibração de um evento. Com o modelo hidráulico calibrado apenas para um único evento é possível que essa ferramenta seja utilizada para estimar as vazões com precisão satisfatória. Quanto às cargas de poluição difusa causadas pela drenagem pluvial, concluiu que elas são mais significativas do que as cargas do esgoto tratado lançadas no Lago Paranoá para os meses de novembro e janeiro.

3.5 Análise de cenários como ferramentas de planejamento

Porter (1990) afirma que um cenário “é uma visão consistente daquilo que o futuro poderia vir a ser”. Entende-se como cenário, uma projeção futura de alguma situação, levando-se em conta aspectos que possam alterá-la de maneira positiva ou negativa, ou ainda, que façam com que a situação continue da mesma maneira. Ao pensar em cenários, deve-se analisar pelo menos três situações: cenário mais provável, cenário pessimista, e cenário otimista. Desta maneira, pode-se traçar estratégias para atender a cada um dos cenários, sabendo com antecedência quais ações serão necessárias para cada situação (SANTOS et al., 2017).

De acordo com Ribas (2007), os cenários podem ser estabelecidos “como uma descrição aproximada das situações futuras possíveis para um fenômeno, que estão de alguma maneira condicionadas à ocorrência ou mudança de estado de algumas variáveis importantes que melhor explicam este fenômeno no presente”.

Ao analisar múltiplos cenários futuros é possível observar a relação “causa- efeito” e os

possíveis resultados de cada um. Dessa forma, os tomadores de decisão podem explorar, avaliar e reduzir as incertezas. A modelagem matemática vem auxiliar essa etapa de redução de incertezas, pois a representação do ambiente e a possibilidade de testar e avaliar mudanças auxiliam a tomada de decisão por parte dos envolvidos (ZAFFANI, 2012).

A construção de cenários lida com previsibilidade e a dicotomia: o porvir determinístico, dependente das leis da natureza, e o futuro imprevisível, impossível de ser determinado pelos homens. Na concepção de cenários o futuro não é determinado, pois é aberto a influências e ocorre na conjunção entre liberdade, necessidade e vontade. Como tecnologia, os cenários auxiliam na tomada de decisão capaz de influenciar o futuro, de construir a realidade desejada. Portanto, eles não têm a finalidade de prever o futuro, mas de melhorar e sistematizar a observação do ambiente através de uma postura antecipatória (APRÍGIO, 2012).

4. METODOLOGIA

A metodologia foi dividida em etapas que compreenderam: (1) escolha e caracterização da área de estudo; (2) monitoramento qualitativo e quantitativo da água; (3) monitoramento de dados hidrológicos e classificação dos períodos seco e chuvoso; (4) caracterização da bacia para a modelagem; (5) definição dos processos de acúmulo e lixiviação de poluentes; (6) simulações dos cenários propostos. A Tabela 2 esquematiza a metodologia adotada para a concepção do trabalho.

Tabela 2 – Estrutura metodológica para a concepção do trabalho

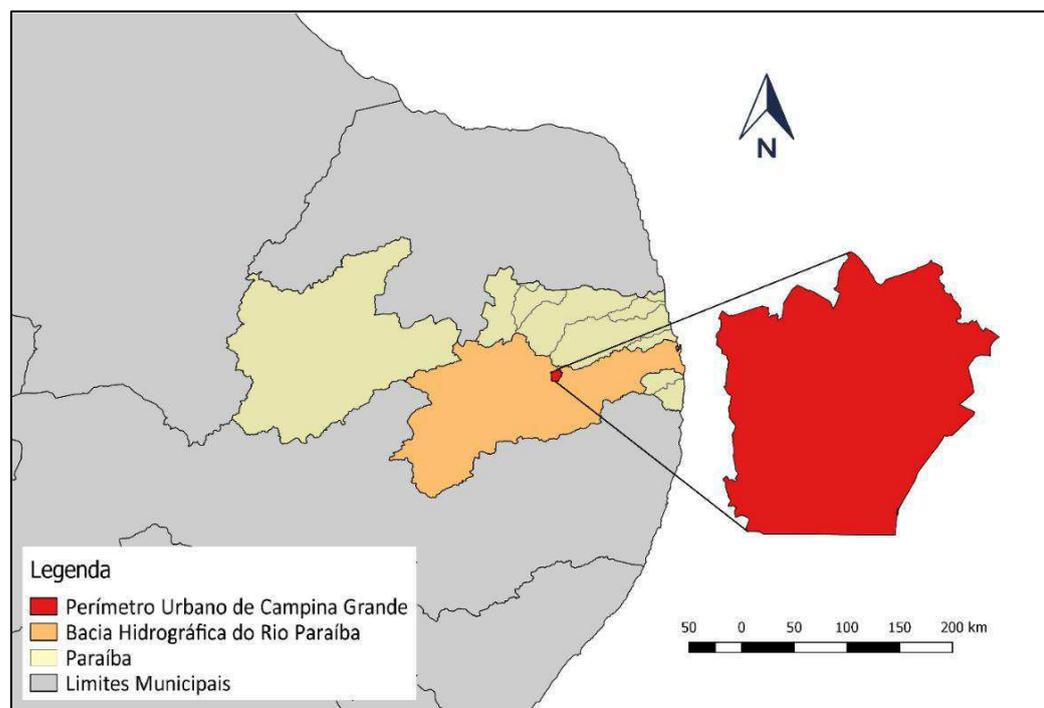
METODOLOGIA	Área de estudo	Bacia Hidrográfica Riacho do Prado	Caracterização da bacia
	Monitoramento	Qualidade	Pontos de coleta Análises laboratoriais
		Vazão	Medição no canal Medição nos pontos de entrada de esgoto
		Precipitação	Aquisição de dados hidrológicos Classificação dos períodos seco/chuvoso
	Modelagem	Parametrização do modelo	Características das sub-bacias
		Dados hidrológicos	Chuva real Determinação da chuva de projeto
		Dados de qualidade	Caracterização dos poluentes Processos de lixiviação e acumulação
		Calibração	Processo iterativo
		Validação	Erros apresentados
	Simulação de cenários	Cenário 1 Cenário 2 Cenário 3	

4.1 Área de estudo

O município de Campina Grande está inserido entre as regiões do Médio e Baixo Curso do Rio Paraíba, localizado a 7°13'50'' Sul do Equador e 35°52'52'' Oeste de Greenwich; possui 594,182 km² de área territorial e 42,92 km² de área urbana (Figura 4); densidade populacional

de 648,31 hab/km² e população estimada em 410.332 habitantes (IBGE, 2018).

Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Paraíba



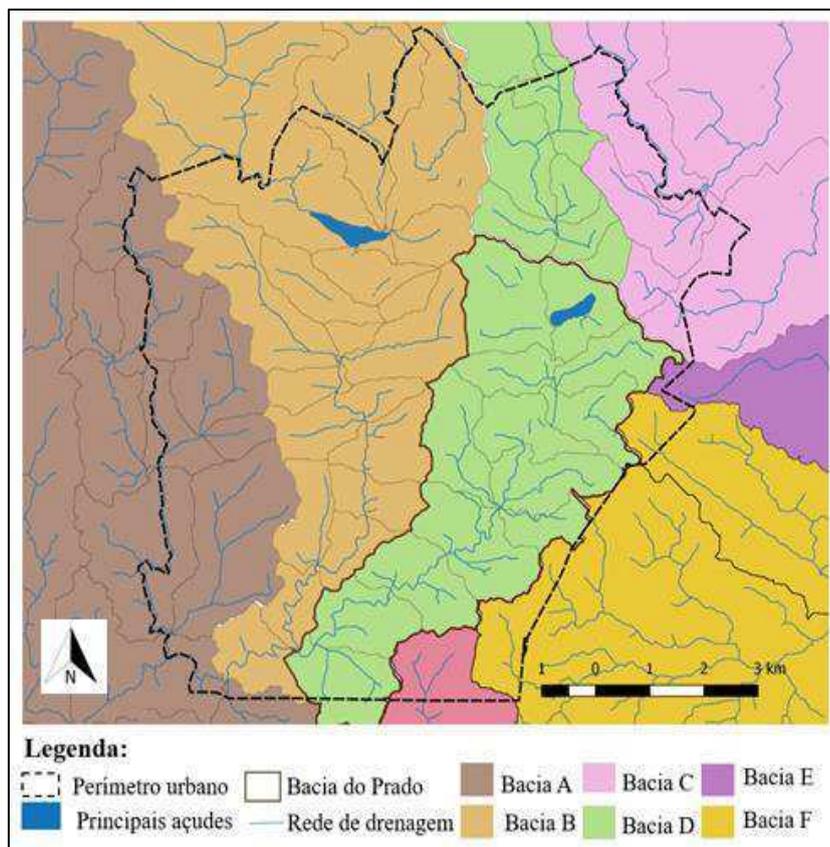
De acordo com dados demográficos, nos últimos 40 anos, a população praticamente dobrou, e teve taxa de crescimento populacional urbano de aproximadamente 18% entre 1991 e 2010 (IBGE, 2018). Esse crescimento levou ainda à verticalização da cidade, principalmente em bairros como o Centro, o Catolé e Prata, cujo adensamento resultante provoca grandes impactos sobre a infraestrutura urbana (ARAÚJO, 2013).

Com relação ao saneamento básico, Campina Grande possui alguns serviços prestados por empresas públicas e por empresas terceirizadas. Os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário estão sob responsabilidade da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), o serviço de limpeza urbana é realizado pela Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA) e os serviços de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos e de resíduos de serviços de saúde são divididos entre a SESUMA e empresas terceirizadas (PMCG, 2014a).

Quanto ao sistema de drenagem, a cidade está inserida em uma área que abrange três bacias, denominadas pelo Plano Municipal de Saneamento Básico de bacias B, C e D. A bacia B - Bacia do Riacho do Bodocongó, a bacia C - Bacia do Riacho das Piabas e a bacia D - Bacia do Riacho do Prado (Figura 5). A bacia denominada B, compreende a zona Oeste da cidade e é

subdividida em 16 sub-bacias. Localizada nas zonas Norte e Leste, a bacia C é composta por 11 sub-bacias. Por fim, a bacia D, situada na zona Sul, é subdividida em 13 sub-bacias (PMSB/CG, 2014).

Figura 5 - Bacias Hidrográficas na área de estudo



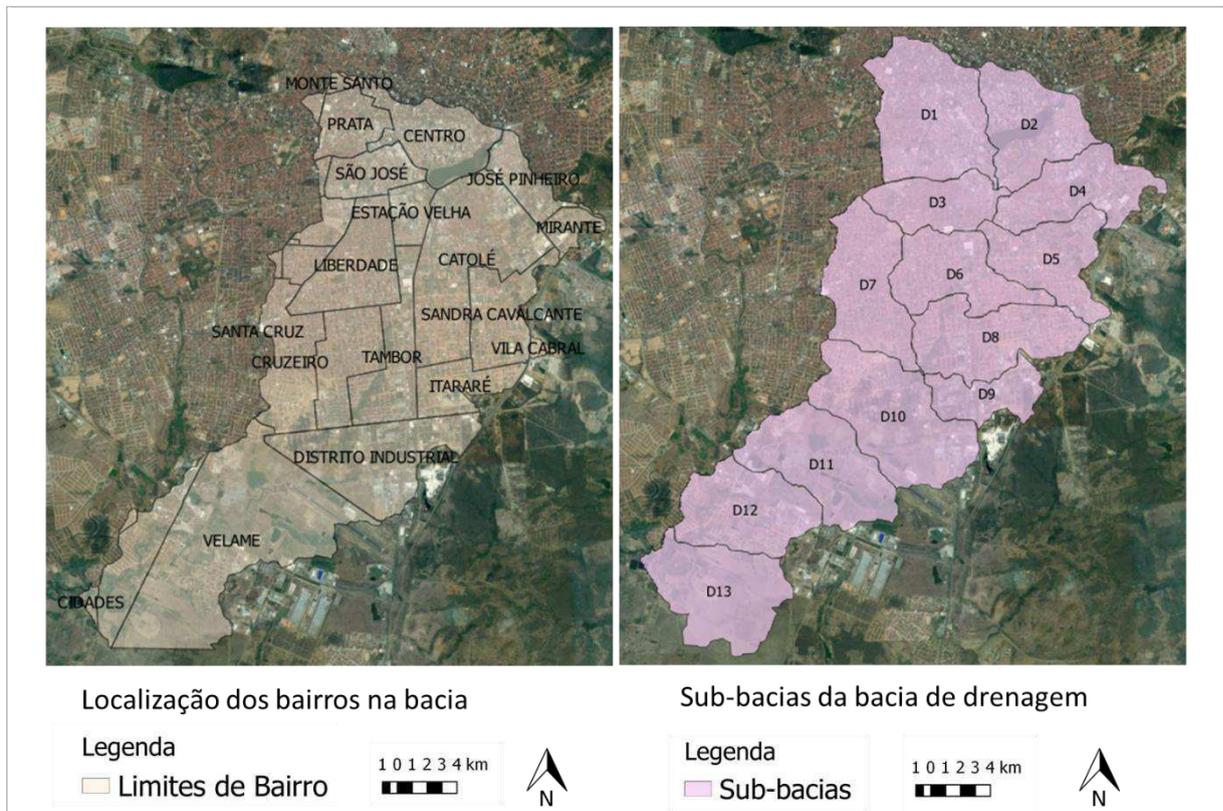
A cidade de Campina Grande é servida por um sistema de microdrenagem como bocas de lobo, sarjetas, poços de visitas, tubos de ligação e galerias, e um de macrodrenagem que compreende canais trapezoidais e retangulares, em sua maioria abertos. Dentre os canais principais estão o canal das Piabas, do Prado, de Bodocongó, da Ramadinha, das Malvinas e de Santa Rosa, construídos com o objetivo de transportar de forma rápida as águas pluviais para os corpos hídricos mais próximos (FREIRE, 2014).

A cidade adota o sistema separador absoluto, onde o esgoto sanitário é coletado totalmente separado das águas pluviais. No entanto, Freire (2014), em seu estudo na bacia do Riacho das Piabas, constatou a existência de ligações clandestinas de esgoto e acúmulo de resíduos sólidos no Canal das Piabas, tendo sido sua água caracterizada como esgoto doméstico fraco. Segundo Gomes (2013), cerca de 97% do esgoto de Campina Grande estavam sendo desviados do tratamento.

4.1.1 Bacia Hidrográfica Riacho do Prado

Para uma análise mais detalhada da qualidade das águas de macrodrenagem, uma bacia do município, a Bacia Riacho do Prado, foi investigada com maior profundidade neste estudo. Esta possui uma área de 24,7 km² e um perímetro de 40,2 km, dividida em 13 sub-bacias compreendendo, de forma total ou parcial, 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 (Figura 6).

Figura 6 - A) Localização dos bairros na área em estudo. B) Sub-bacias da bacia de drenagem.



O canal de drenagem inserido na área de estudo é denominado Canal do Prado, que tem comprimento de 2,5 km. O referido canal tem início no extravasor das águas excedentes do Açude Velho (7° 13' 35,8" Sul e 35° 52' 47,7" Oeste) e possui dois tributários, um com 0,7 e outro com 0,6 km de comprimento que contribuem para o canal principal. Seu projeto conta com três tipos de seção transversal, sendo elas trapezoidal, retangular e parabólica. Após certo ponto (7° 14' 47,6" Sul e 35° 53' 22,1" Oeste), o canal deixa de ter seu revestimento artificial, seguindo seu percurso até desaguar no Riacho Bodocongó, o qual é afluente do Rio Paraíba,

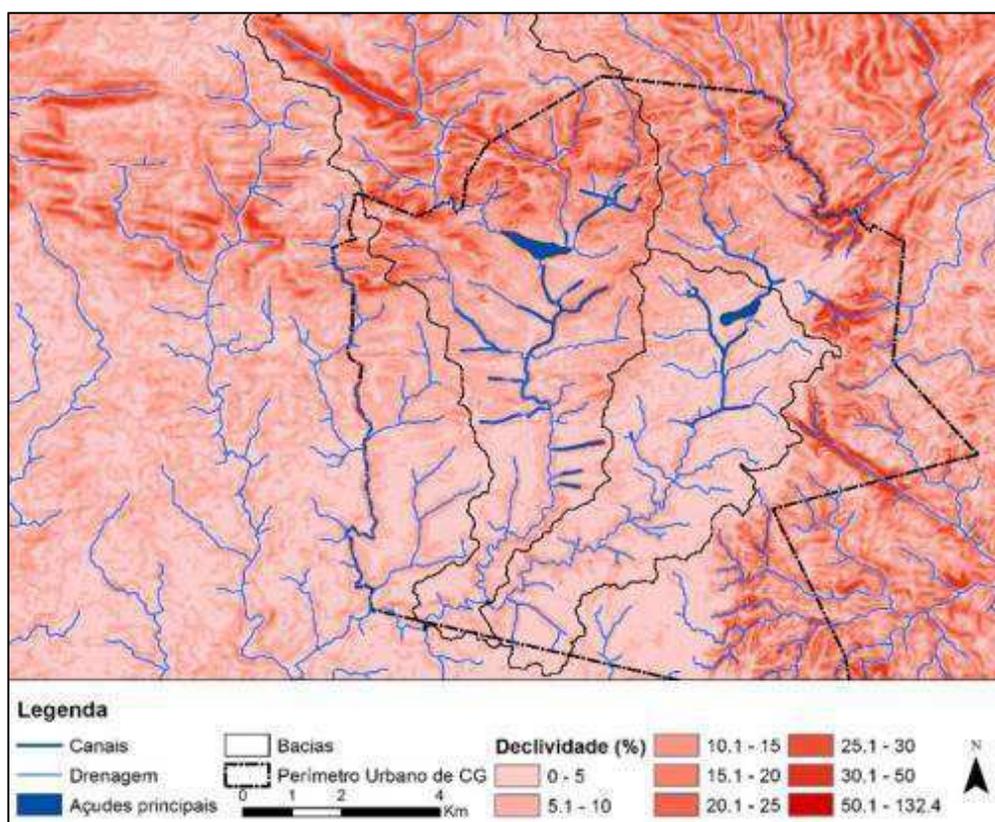
principal rio do estado (HENRIQUES, 2014).

Tsuyuguchi (2015) realizou a delimitação, discretização e caracterização da Bacia Riacho do Prado. Seus resultados quanto à declividade e ocupação do solo na bacia são apresentados a seguir.

- Declividade

A Bacia Riacho do Prado apresenta declividades inferiores a 30% em toda sua extensão. O mapa de declividade (Figura 7) é um dos fatores que ditam a forma de ocupação da cidade, também influenciada por questões como economia, abertura de estradas, entre outras.

Figura 7 – Mapa de declividade da cidade de Campina Grande

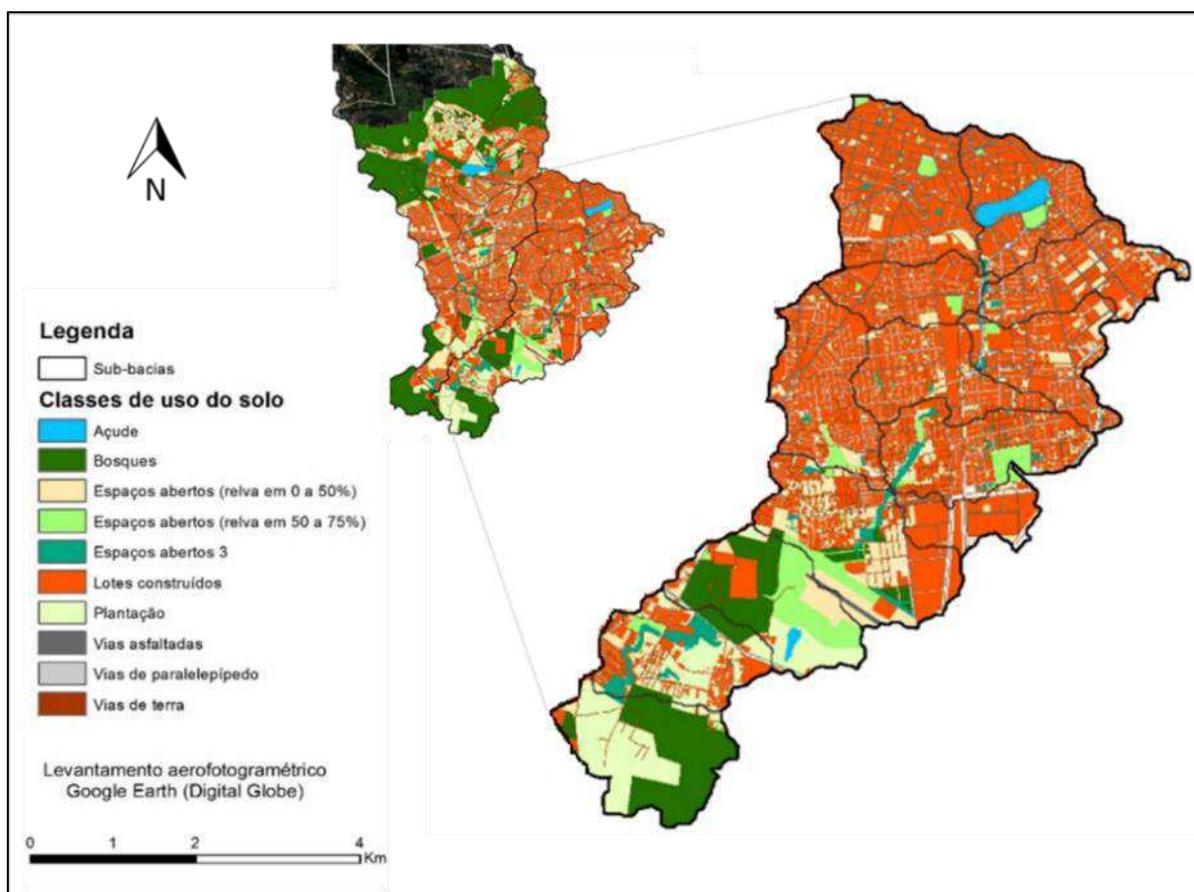


Fonte: Tsuyuguchi (2015).

- Ocupação do solo

O mapa de uso do solo pode ser visualizado na Figura 8. Na Tabela 3 são apresentados os valores de Curva Número (CN) encontrados, assim como o grupo hidrológico a que pertence o solo da maior parcela de cada sub-bacia e a densidade populacional estimada, em hab/ km².

Figura 8 - Mapa atual de uso do solo.



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

Tabela 3 - Dados das sub-bacias

Sub-bacia	Grupo Hidr.	Dens. Pop.	CN
D1	A	6110,9	89,2
D2	D	6354,6	94,9
D3	A	10473,3	89,5
D4	D	6359,2	94,4
D5	C	5635,7	93,3
D6	C	6934,3	93,6
D7	C	8868,4	93,2
D8	C	5070,8	89,7
D9	C	544,1	91,7
D10	C	2261,8	87,5
D11	C	274,5	81,1
D12	C	1983,2	84,8
D13	C	475,8	79,9

Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

4.2 Monitoramento

4.2.1 Pontos de coleta

Foram selecionados oito pontos para coleta de água, identificados no Quadro 1, cujas coordenadas foram obtidas em campo através de um GPS portátil. A definição dos locais de coleta foi realizada no intuito de se fazer uma boa cobertura do sistema de drenagem da bacia Riacho do Prado. Para tanto foram escolhidos um ponto em cada tributário, três pontos ao longo do canal principal e três pontos no canal após a transição do leito artificial para natural (Figura 9). A Figura 10 ilustra cada ponto escolhido. O período de monitoramento se deu de março a agosto de 2018, uma vez por semana.

Quadro 1 - Identificação dos pontos de coleta

Ponto	Características	Latitude e Longitude
P1	Ponto inicial do canal. Centro e parte do José Pinheiro.	7° 13' 44,7" Sul e 35° 52' 47,4" Oeste
P2	Recebe contribuições dos bairros: Prata, São José e Estação Velha.	7° 13' 58.2" Sul e 35° 53' 2.1" Oeste
P3	Recebe as contribuições dos pontos P1, P2 e dos bairros Mirante, parte do Catolé, parte do José Pinheiro, Quarenta, Jardim Quarenta e parte da Liberdade	7° 14' 18.8" Sul e 35° 53' 1.9" Oeste
P4	Contribuições dos bairros Catolé e Sandra Cavalcante.	7° 14' 36.5" Sul e 35° 53' 2.3" Oeste
P5	Recebe as contribuições dos pontos P1, P2 P3 e P4, e uma parte do bairro Tambor e Liberdade.	7° 14' 42.5" Sul e 35° 53' 17.2" Oeste
P6	Ponto do canal com cobertura natural. Sua contribuição é a mesma do ponto P5 mais uma parte do bairro Jardim Paulistano.	7° 14' 59.2" Sul e 35° 53' 24.9" Oeste
P7	Contribuições advindas do ponto P6 e dos bairros Liberdade, Cruzeiro, Jardim Paulistano, Itararé, Tambor e parte do Distrito Industrial.	7°15'27.78" Sul e 35°53'40.23"Oeste
P8	Contribuições advindas do ponto P7 e dos bairros Distrito Industrial e Velame.	7°16'14.88" Sul e 35°54'43.00"Oeste

A área de contribuição para o ponto P1 é a sub-bacia D2, o ponto P2 é um tributário do canal principal e tem sua contribuição advinda da sub-bacia D1, já o ponto P3 recebe as contribuições das sub-bacias D3 e D4. O ponto P4 é também um tributário e recebe contribuições da sub-bacia D5. O ponto P6 tem a mesma área de contribuição do ponto P5 mas

sua diferença se dá pelas características do canal, que passa a ser natural. O ponto P7 recebe todas as contribuições advindas das sub-bacias D7, D8 e D9. Finalmente, o ponto P8 recebe as contribuições das sub-bacias D10 e D11. Por se tratar de uma área de difícil acesso, não foi possível encontrar um ponto viável de coleta para análise das contribuições das sub-bacias D12 e D13.

Figura 9 - Localização dos pontos de coleta ao longo do canal do Prado

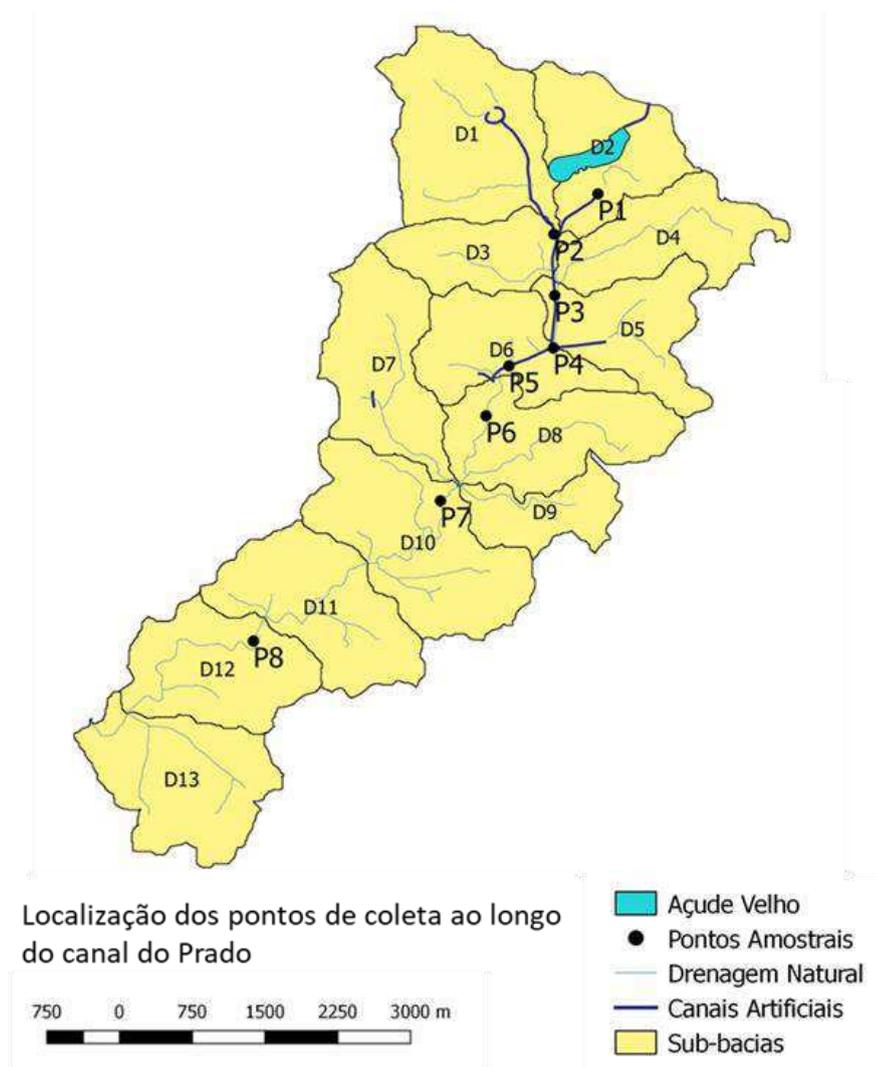


Figura 10 – Pontos de coleta



4.2.2 Análises laboratoriais

As análises físicas, químicas e microbiológicas foram realizadas para caracterizar a qualidade da água nos pontos escolhidos e envolveram as seguintes variáveis: turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO) e coliformes termotolerantes (CTT). As variáveis foram quantificadas por métodos padronizados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). O Quadro 2 apresenta as variáveis determinadas e os respectivos métodos analíticos utilizados. O monitoramento da qualidade da água do Canal do Prado foi realizado entre março a agosto de 2018. As amostras foram coletadas com frequência semanal.

Quadro 2 -Métodos analíticos empregados na determinação das variáveis analisadas

Variável	Método
Turbidez (UNT)	Nefelométrico
Demanda bioquímica de oxigênio - DBO₅ (mg/L)	Diluição em frascos padrões de DBO com incubação a 20° C durante 5 (cinco) dias
Demanda química de oxigênio -DQO (mg/L)	Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica
Fósforo total (mg/L)	Ácido ascórbico após digestão
Coliformes termotolerantes – (UFC/100mL)	Membrana filtrante

Os dados obtidos em laboratório foram utilizados como variáveis de entrada do modelo SWMM possibilitando, assim, que a modelagem da qualidade das águas da bacia esteja a mais próxima possível da realidade encontrada na área e que as respostas obtidas com os cenários de intervenções sejam confiáveis. Maiores detalhes sobre a modelagem são descritos na seção 4.3.

4.2.3 Medição das vazões no canal

A vazão das águas nos canais de drenagem foi estimada por meio do método do flutuador, recomendado para cursos d'água pequenos, no dia 08/06/2018 referente ao período chuvoso, e nos dias 24/07/2018, 31/08/2018 e 11/09/2018 no período seco. A primeira medição foi realizada no final do evento de precipitação e apresentou um total de 10,6 mm. A segunda medição foi feita durante um período de 13 dias com nenhuma ou pouquíssima chuva, não contribuindo assim para o aumento na vazão do canal.

A medição da vazão foi feita nos mesmos pontos apresentados na seção 4.2.1. Por ser uma área de difícil acesso, conseguiu-se realizar apenas uma medição no ponto P7. Não foi possível fazer a medição ponto P8 pois o mesmo não apresentou variação significativa de vazão em nenhum dia monitorado. Isso pode ser justificado pela maior evaporação e infiltração da água no solo, uma vez que tais pontos estão localizados na parte natural do canal.

Em todos os pontos analisados escolheu-se um trecho longo e retilíneo, evitando locais de curva no canal. Com o uso de trena, primeiro foi medida a largura do canal (Figura 11a) e, em seguida, o comprimento do trecho escolhido para que o flutuador percorresse (Figura 11b). O passo seguinte foi medir a profundidade do córrego. Foram feitas pelo menos três medidas em cada seção (Figura 11c), no meio e próximo as laterais, com o objetivo de se obter um valor médio. Para isso foi usada uma régua de metal marcada em escala métrica.

O último passo foi estimar a velocidade média do canal. Foram usadas garrafas plásticas cheias de água com peso suficiente para que flutuassem com sua maior parte imersa. As garrafas foram soltas cerca de meio metro antes do início da distância fixada, para poderem adquirir aceleração suficiente e seguir na mesma velocidade da água. Foram feitas três medições do tempo decorrido para percorrerem a distância pré-determinada (Figura 11d).

Figura 11 - Metodologia realizada para medição da vazão.



4.2.4 Identificação e medição das vazões nos pontos de entrada de esgoto

A identificação dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado se deu a partir de observações em campo. Foi feita toda a cobertura do canal, a pé, com o objetivo de detecção de todas as possíveis entradas. Determinadas as entradas, foi iniciada a fase de monitoramento.

Foi constatada a existência de tubulações que desaguam no canal, porém, várias delas não apresentaram nenhuma contribuição de vazão em todo o período de análise, assim, foram desconsideradas neste estudo.

Em contrapartida, algumas tubulações apresentaram vazão de forma intermitente. Por se tratar de esgotos domésticos, seu volume depende do consumo de água da população que varia a depender do dia e hora. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os esgotos sanitários podem sofrer variação de vazão sazonal e variações de vazão em curto prazo. Para uma mesma população, a vazão de esgoto doméstico varia com as horas do dia (variações horárias), com os dias (variações diárias) e meses.

Assim, foram selecionados dez pontos de entrada de esgoto ao longo de todo o canal. Suas respectivas localizações na área da bacia hidrográfica se encontram na Figura 12 e suas coordenadas geográficas na Tabela 4. Os pontos são ilustrados nas Figuras 13 e 14.

Tabela 4 – Coordenadas geográficas dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado

Ponto	Coordenadas
A	7°13'48.68"S e 35°52'51.52"O
B	7°13'49.03"S e 35°52'52.15"O
C	7°13'54.30"S e 35°53'4.22"O
D	7°14'10.14"S e 35°53'2.53"O
E	7°14'34.85"S e 35°52'46.98"O
F	7°14'35.18"S e 35°52'49.92"O
G	7°14'35.91"S e 35°52'56.46"O
H	7°14'41.89"S e 35°53'16.01"O
I	7°13'42.22"S e 35°53'10.24"O
J	7°13'52.05"S e 35°53'5.99"O

Figura 12 – Localização dos pontos de entrada de esgoto ao longo do canal de drenagem

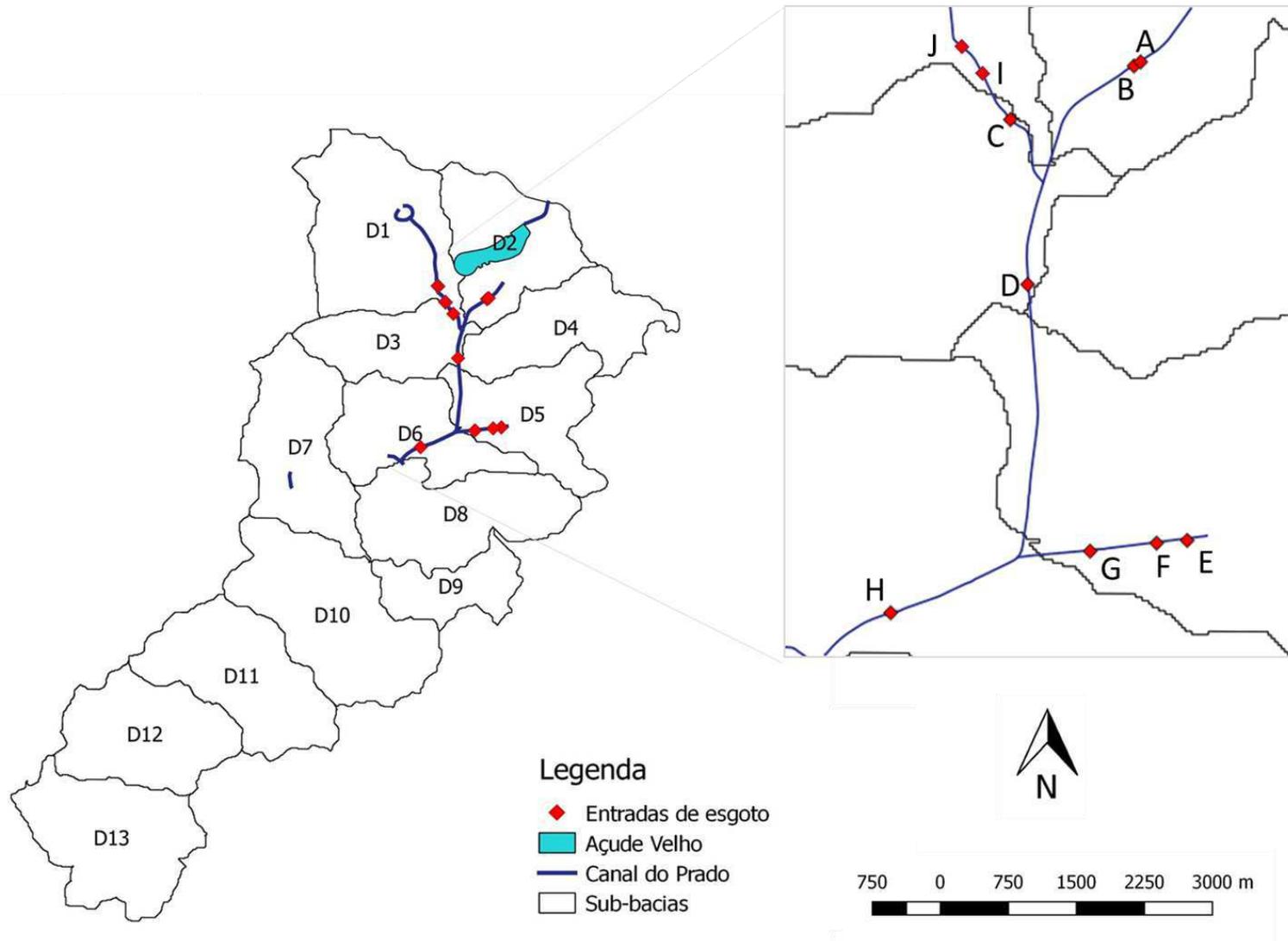


Figura 13 – Identificação dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado



A Entrada I corresponde ao somatório de diversas contribuições de esgoto doméstico advindos de moradias que foram construídas às margens do canal e que despejam seus efluentes diretamente dentro do sistema de macrodrenagem. Por se tratar de um efluente doméstico, sua vazão varia com o tempo, dependendo do uso da água. Para a quantificação desse efluente fez-se uma estimativa da vazão com base na população residente às margens do canal (número de residências) e na produção média de esgoto por habitante. A entrada J corresponde a uma contribuição de vazão vinda a montante desse ponto, representa a vazão de entrada do tributário onde está localizado. As entradas I e J são apresentadas na Figura 14.

Figura 14 - Contribuições de esgoto das entradas A) I. B) J.



Foi feita a medição da vazão em cada ponto selecionado em quatro dias diferentes, com o intuito de se conhecer melhor o comportamento da vazão e se obter uma boa média para o período analisado. Nos pontos A, B, C, D, F, G e H foi utilizado o método volumétrico (Figura 15), sendo determinado o tempo necessário para encher um determinado recipiente de volume conhecido. Por serem muito próximas umas das outras e para facilitar a inserção dos pontos no modelo SWMM, as vazões das duas tubulações referentes ao ponto D foram somadas.

O método do flutuador foi utilizado para a medição das três tubulações no ponto E e para o ponto J. Foi escolhido esse método devido ao fato das tubulações estarem localizadas no início do canal e serem responsáveis por toda a vazão de entrada no mesmo. No ponto E a medição foi feita na seção imediatamente a jusante da entrada da última contribuição.

Figura 15 – Método de determinação da vazão de entrada de esgoto.



4.2.5 Dados de precipitação

Os dados hidrológicos foram adquiridos no site da AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas, obtidos a partir da estação automática A313 localizada na estação meteorológica instalada na Embrapa Algodão de Campina Grande, situada a $7^{\circ}12'32,40''$ S e $35^{\circ}54'16,70''$ O.

A seleção dos eventos foi realizada com base na precipitação diária para a cidade de Campina Grande no período de 01 de março de 2018 a 02 de agosto de 2018.

4.2.6 Classificação dos períodos secos e chuvosos

Como afirmam Francisco et al. (2016), os meses de março e abril são os mais chuvosos em praticamente todo estado da Paraíba, setembro é considerado o mês mais seco e no restante

do ano as chuvas ocorrem de forma isolada. Santos (2011) em sua análise da frequência de dias com chuva durante a série pluviométrica no período de 1994 a 2009, no município de Campina Grande – PB, concluiu que a distribuição mensal de dias secos e chuvosos mostrou que o município apresentou maiores ocorrências de dias chuvosos entre os meses de abril e agosto, e as maiores ocorrências de dias secos entre os meses de outubro e dezembro.

Como o período das coletas de água realizadas neste estudo foi de março a junho, meses considerados como chuvosos para o município de Campina Grande, se fez necessário a utilização de uma metodologia para a separação dos dados em dois períodos – seco e chuvoso – tanto para análise das cargas de poluentes nos processos de acúmulo (dia seco) e lixiviação (dia chuvoso), quanto para se avaliar a influência da precipitação na qualidade da água.

Na literatura existente não há um método específico consolidado para determinar se um dia foi seco ou chuvoso, assim, foi proposta uma metodologia baseada na afirmativa de Silva et al. (1981), que consideram dia sem chuva aquele em que o índice de evapotranspiração real é maior do que o índice de chuva ocorrida nesse mesmo dia.

Por esse método, considerar um dia como sem chuva não quer dizer que não caiu absolutamente nenhum mm de chuva naquele dia, mas sim que a precipitação não foi suficiente para que ocorresse a formação de uma lâmina d'água capaz de lavar a superfície da bacia. Tendo isso em mente, buscou-se informações sobre os valores médios de evapotranspiração da cidade.

Cabral Júnior (2011), apresenta as médias diárias mensais da evapotranspiração de referência (mm) por meio do gráfico boxplot, estimada pelo método de Penman-Monteith em Campina Grande/PB, no período de 01.01.1977 a 31.12.2013. Em termos gerais, o autor observou que os maiores valores da evapotranspiração de referência ocorreram no período de outubro a janeiro (primavera-verão) e os menores nos meses de junho e julho (inverno).

Para o mês de março, os valores da evapotranspiração variaram entre 3,5 e 4,0 mm/dia. O valor de 4,0 mm foi escolhido como a máxima evapotranspiração diária ocorrida no mês, sendo assim considerado dia com chuva o dia em que a precipitação foi maior que 4 mm. A análise para os meses de abril, maio, junho e julho foi feita de modo análogo. Os valores considerados foram de 3,5 e 3,0 mm/dia para abril e maio, respectivamente, e 2,5 mm/dia para junho e julho.

Assim, pôde-se fazer a determinação dos dias em que foram realizadas as coletas em período chuvoso ou seco. O resultado dessa classificação encontra-se na Tabela 5.

Tabela 5- Classificação das coletas em período seco e chuvoso

Dia de Coleta	Período Seco ou Chuvoso	Dias antecedentes sem chuva
14/03/2018	Seco	12
22/03/2018	Seco	20
28/03/2018	Chuvoso	2
05/04/2018	Seco	6
11/04/2018	Chuvoso	3
19/04/2018	Chuvoso	1
25/04/2018	Chuvoso	0
02/05/2018	Chuvoso	3
10/05/2018	Chuvoso	0
17/05/2018	Chuvoso	0
24/05/2018	Chuvoso	4
07/06/2018	Chuvoso	3
13/06/2018	Chuvoso	4
21/06/2018	Seco	12
28/06/2018	Seco	19
05/07/2018	Seco	26
12/07/2018	Chuvoso	0
19/07/2018	Seco	8
26/07/2018	Seco	14
02/08/2018	Seco	22

4.3 Modelagem das cargas poluentes usando o SWMM

No modelo SWMM o sistema de drenagem é representado através dos seguintes elementos: sub-bacias, condutos e nós, que são interligadas obedecendo às cotas de nível da área representada. Os parâmetros destes elementos foram definidos com base na coleta de dados realizada por meio de visitas in loco, pela consulta aos projetos existentes junto à SEPLAN - Secretaria de Planejamento, Gestão e Transparência de Campina Grande, e imagens aéreas disponibilizadas pelo software Google Earth.

4.3.1 Características das sub-bacias

Segundo Rossman (2015) as sub-bacias conduzem o escoamento até um ponto de descarga. O ponto de saída ou outlet de cada sub-bacia é a sub-bacia seguinte que receberá o escoamento. Os canais são representados graficamente através de nós e condutos. Os nós são posicionados no início e no fim dos elementos de condução do escoamento superficial, possibilitando a mudança de direção que ocorre nos canais e sua conexão com outros condutos

ou afluentes que se somam ao canal principal (ZAFFANI, 2012).

a. Sub-bacias

Cada sub-bacia representada no modelo deve conter os parâmetros físicos apresentados na Tabela 6. Os métodos utilizados para a determinação de cada um deles são descritos a seguir.

Tabela 6 - Parâmetros de quantificação das sub-bacias no modelo SWMM

Parâmetros	Siglas	Unidade
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	%

Os valores das áreas das sub-bacias, declividade e áreas impermeáveis foram calculados com suporte do software QGIS usando-se as shapes e o MNT cedidos por Tsuyuguchi (2015). As larguras das sub-bacias (W) foram definidas a partir do cálculo da largura do retângulo equivalente (le), aplicados na representação de bacias hidrográficas em formato retangular (GARCIA, 2005) conforme a Equação 1:

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

Onde:

le = Largura do retângulo equivalente, m;

A = área da bacia hidrográfica ou sub-bacia, m²;

O k_c é determinado através da Equação 2:

$$k_c = 0,282 \times (P/A) \quad (2)$$

Onde:

k_c = 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, m².

A partir desses valores, determinaram-se as larguras das sub-bacias através da Equação 3:

$$W = (A/le) \quad (3)$$

O coeficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis (NI) e permeáveis (NP) é determinado pelo tipo de superfície em que ocorre o escoamento. A Tabela 7 apresenta alguns valores para o coeficiente de rugosidade de Manning (N).

Tabela 7- Coeficiente de rugosidade de Manning para diferentes superfícies

Superfície	N
Asfalto liso	0,011
Concreto liso	0,012
Revestimento de concreto comum	0,013
Madeira	0,014
Tijolo com argamassa de cimento	0,014
Argila vitrificada	0,015
Ferro fundido	0,015
Tubo metal corrugado	0,024
Superfície cimentada	0,024
Solos não cultiváveis	0,050
Solos cultiváveis	0,06 – 0,17
Solos com vegetação natural	0,04 -0,80

Fonte: McCuen, R. et al. (1996)

Para definir o coeficiente de rugosidade de Manning das superfícies permeáveis (NP) e impermeáveis (NI) utiliza-se a Equação 4:

$$N = (S_1 \times n_1 + S_2 \times n_2 + \dots + S_n \times n_n) / (S_1 + S_2 + \dots + S_n) \quad (4)$$

Onde:

N = Coeficiente de Rugosidade Manning a ser determinado;

S₁, S₂ e S_n = Áreas (permeáveis ou impermeáveis) da sub-bacia;

n₁, n₂, n₃ = Coeficiente de rugosidade de Manning das áreas.

Para determinar a capacidade de armazenamento em depressões em superfícies impermeáveis (DI) e permeáveis (DP), Nóbrega (2012) calibrou o modelo através de eventos ocorridos num bairro localizado dentro da área de estudo deste trabalho. Os valores encontrados pelo autor, apresentados na Tabela 8, foram utilizados para toda a área de estudo pelo fato de não se possuir informações desses parâmetros na totalidade da bacia e se considerar esses valores como confiáveis.

Tabela 8 - Valores determinados no processo de calibração.

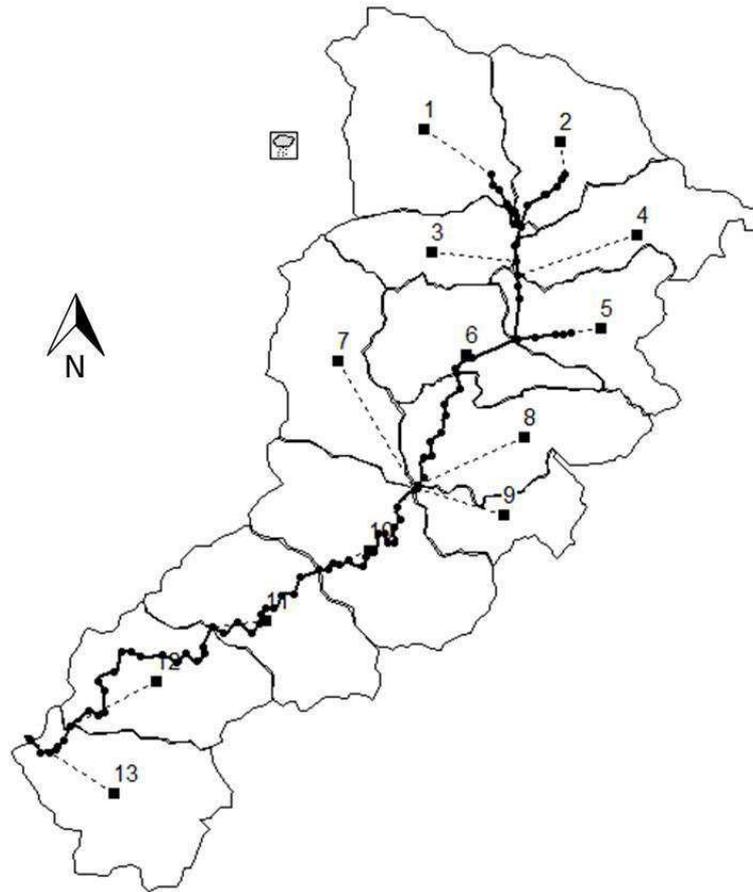
Parâmetros calibrados		
Capacidade de armazenamento em depressões para superfícies impermeáveis - (Di)	Capacidade de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis - (Dp)	Áreas impermeáveis não conectadas (AINC)
1,91 mm	5,08 mm	10%

Fonte: Nóbrega (2012).

O Apêndice A apresenta os parâmetros utilizados para a obtenção da largura de cada sub-bacia (W) e no Apêndice B encontram-se todas as características utilizadas nas sub-bacias.

A Figura 16 ilustra a representação no software SWMM da bacia estudada e do sistema de drenagem existente contendo as sub-bacias, condutos e nós necessários para a etapa de modelagem dos cenários propostos.

Figura 16 – Representação da área de estudo no SWMM



b. Infiltração

O SWMM oferece três opções de modelo de infiltração. São eles: Equação de Horton, fórmula de Green-Ampt e o método Soil Conservation Service (SCS) utilizando o método Curva Número (CN).

Por ser um método muito difundido na literatura e pela disponibilidade de dados, foi utilizada neste trabalho a equação de Horton, que mostra que a infiltração decresce exponencialmente desde um valor inicial máximo até um certo valor mínimo ao longo do evento da chuva. Os parâmetros de entrada são a capacidade de infiltração inicial (I_0), capacidade de infiltração final (I_f) e constante de decaimento (k).

Paixão et al. (2009) desenvolveram uma pesquisa em Lagoa Seca-PB, município localizado a 9,4 km de distância com características geológicas e climáticas semelhantes às de Campina Grande, realizando 65 testes de infiltração da água no solo, o que possibilitou a determinação da capacidade de infiltração inicial e final do solo (Tabela 9). Entre os modelos empíricos estudados pelos autores, o de Horton foi o que melhor se ajustou à curva de infiltração real, apresentando uma constante de decaimento de 2,677 l/h.

Tabela 9 - Valores utilizados na equação de Horton.

Capacidade de Infiltração Inicial (mm/h)	Capacidade de Infiltração Final (mm/h)	Constante de Decaimento (1/h)
396,1	7,1	2,677

Fonte: Paixão et al. (2009).

c. *Condutos*

Segundo Rossman (2015) os condutos no SWMM podem ser canais naturais, como rios ou tubulações para águas pluviais, ou canais artificiais, podendo ser caracterizados de acordo com o formato da seção transversal e quanto a serem abertos ou fechados.

Neste trabalho, devido à grande extensão da área estudada, não foi possível estudar o sistema de microdrenagem, portanto, serão considerados na modelagem somente os canais artificiais e naturais correspondentes ao sistema de macrodrenagem. A caracterização dos canais no modelo é feita a partir dos seguintes parâmetros (Tabela 10):

Tabela 10 - Parâmetros de caracterização dos condutos.

Parâmetros	Siglas	Unidades
Comprimento	L	m
Coefficiente de rugosidade	n	-
Seção transversal	-	-

O SWMM permite a seleção da seção transversal das distintas variedades de geometrias abertas e fechadas dos condutos. No caso deste estudo, as seções transversais dos canais foram obtidas do projeto do canal, digitalizado junto à Secretaria de Planejamento e também medidas em campo.

O comprimento dos condutos foi medido automaticamente pelo SWMM, a partir da inserção das coordenadas geográficas no desenho. Os valores médios de rugosidade de Manning para cada trecho dos condutos foram retirados de Tsuyuguchi (2015) *apud* Methods e Dietrich (2007) e são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11- Valores do coeficiente de Manning para os canais.

Trecho	Coefficiente de Manning
Canal do Prado	0,016
Calha do riacho	0,045

Fonte: Methods e Dietrich (2007).

d. Nós

No SWMM, os nós são junções que conectam os condutos. Segundo Rossman (2015) eles podem representar a confluência de canais ou a junção de tubulações. Os nós foram adotados como sendo a saída ou o outlet de cada sub-bacia, recebendo contribuições da sub-bacia a montante. Os parâmetros utilizados para caracterizar são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Parâmetros dos nós

Parâmetro	Sigla	Unidade
Coordenadas	x, y	-
Cota de fundo	Z	m
Profundidade máxima	h_{\max}	m

4.3.2 Dados hidrológicos

A modelagem realizada com SWMM é uma etapa que requer dados de precipitação para a calibração e simulação de eventos. A seleção dos eventos utilizados no processo de modelagem exigiu uma análise detalhada do banco de dados, considerando os dias de coleta das amostras.

Para a simulação e calibração da carga de poluentes foi escolhido o evento de precipitação ocorrido no dia 8 de junho de 2018 que apresentou um total acumulado de 10,6 mm, devido à disponibilidade de dados de vazão que foram medidos nesse dia. 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 13.

Tabela 13 - Classificação dos dias de coleta em período seco e chuvoso

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

Na etapa de simulação hidrológica dos cenários propostos, foi utilizada a chuva de projeto gerada a partir da equação IDF (Equação 5), apresentada em Aragão et al. (2000), que usou uma série pluviométrica de 1966 a 1989 para determinar os parâmetros adimensionais locais.

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

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

Foi adotada a chuva com duração de seis horas, subdividida em intervalos de seis minutos, considerando que a maioria das sub-bacias tem um tempo de concentração em torno de 30 minutos, sendo sugerido um intervalo equivalente a 1/5 do tempo de concentração da bacia (TSUYUGUCHI, 2015). Para as simulações, foram adotadas precipitações com tempos de retorno de 10 e 25 anos.

4.3.3 Dados de qualidade

Na análise da qualidade da água, o SWMM permite avaliar o acúmulo de poluentes durante período seco, a lavagem desses poluentes por eventos de precipitação, a redução da sua concentração devido a unidades de tratamento e também o transporte de cargas poluentes por tubulações e canais (ROSSMAN, 2015). Para a realização dessa análise, foram usadas neste trabalho as variáveis DBO₅, DQO, FT e coliformes termotolerantes como indicadores da poluição no processo de modelagem.

a. Caracterização dos poluentes

O SWMM permite simular a geração, entrada e transporte de qualquer número de poluentes definidos pelo usuário. A informação necessária para cada um destes agentes poluentes é mostrada na Tabela 14.

Tabela 14 - Caracterização dos poluentes no SWMM

Propriedade	Sigla	Unidade
Concentração do poluente	R_{conc}	mg/L
Concentração do poluente na água subterrânea	GW_{conc}	mg/L
Concentração do poluente em processos de entrada direta ou infiltração	I e I_{conc}	mg/L

Como o sistema abordado não recebe influência direta das águas subterrâneas ou de infiltração, as concentrações para poluentes na água subterrânea (GW_{Conc}) e poluentes provenientes da entrada direta ou de infiltração (I e I_{Conc}) serão desconsiderados.

b. Usos do solo

Para cada tipo de uso do solo atribuído às áreas das sub-bacias, podem ser definidos os processos de acumulação e lixiviação do agente poluente, como também a limpeza de ruas.

A Bacia Hidrográfica Riacho do Prado possui diferentes características de uso e ocupação do solo. As concentrações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água obtidas na etapa de monitoramento da qualidade da água variaram muito em todos os pontos estudados, indicando diferenças significativas nas contribuições de cada área.

Devido a esse fato, os cálculos dos coeficientes utilizados nas funções de acúmulo e lavagem foram feitos para cada sub-bacia, levando-se em consideração a contribuição de cada uma de acordo com os pontos de coleta distribuídos na área, seguindo-se o mesmo critério apresentado na seção 3.2.1.

Assim, os aspectos de qualidade da água serão definidos pela caracterização dos poluentes e de sua área de ocorrência em duas condições distintas. A primeira considera o acúmulo do poluente em ausência de chuvas, os poluentes existentes nas superfícies são continuamente depositados nesses meios originando o que se entende por “deposição seca”. A segunda condição trata-se da caracterização da lavagem desses poluentes nos períodos de chuva.

A **acumulação de agentes poluentes** é descrita como uma massa por unidade de área. A quantidade de poluente acumulada é uma função do número de dias sem precipitação antecedente à chuva e pode ser calculado pelas seguintes funções: Função potência, Função exponencial, Função saturação e também por uma série temporal externa. Foi usada neste trabalho a função Saturação.

- Função Saturação: A acumulação começa de forma linear e, progressivamente, diminui ao longo do tempo até alcançar um determinado valor de saturação.

$$B = \frac{C_1 \cdot t}{C_2 + t} \quad (06)$$

Onde C_1 é a acumulação máxima possível (massa por unidade de área);

C_2 é a constante de semi-saturação (número de dias necessários para alcançar a metade da máxima acumulação possível).

A **lixiviação de agentes poluentes** ocorre durante os períodos chuvosos e pode ser descrita nas formas de Lixiviação exponencial, Curva de taxa de lixiviação e Concentração média do evento (CME). Foi usada neste trabalho a função CME por ser uma abordagem eficiente e de simples compreensão.

- Concentração Média do Evento. Trata-se de um caso especial da curva de taxa de lixiviação estabelecendo uma relação linear entre a carga lixiviada e a vazão de escoamento, onde o expoente é 1.0.

$$W = C_1 \cdot Q^1 \quad (07)$$

Onde C_1 representa a concentração de poluente lixiviado em unidades de massa por litro.

Os valores de CME são adequados para se avaliar a magnitude da produção de cada poluente encontrado na bacia. De acordo com Martins (2017), diversos estudos têm buscado determinar valores de CME para poluentes de acordo com cada tipo de uso de solo ou de uso misto. No Brasil, o monitoramento com a finalidade de obter valores de CME é bastante limitado e esporádico, devido aos custos com logística (coleta, armazenamento, transporte e análises laboratoriais) ou, até mesmo, à falta de pessoal capacitado para a tarefa. Além disso, muitos estudos brasileiros utilizam os valores de CME provenientes de outras localidades sem uma avaliação prévia da sua compatibilidade com a realidade encontrada em bacias urbanas brasileiras, gerando como resultados valores de carga de poluentes superestimados ou subestimados.

A aplicação de valores de CME incompatíveis com a realidade estudada compromete a determinação das cargas de poluente geradas na bacia. Assim, esta pesquisa se propôs a utilizar o método da Concentração Média do Evento, empregando valores obtidos através do monitoramento da área de estudo durante o período chuvoso.

A **limpeza de ruas** consiste na varrição das ruas e pode ser utilizada periodicamente em todos os tipos de solo para reduzir a acumulação de determinados agentes poluentes. É indicada pelo percentual da quantidade total do poluente disponível na superfície a ser removido com atividades de limpeza das ruas. Além do percentual, a eficiência está associada ao intervalo entre os dias de varrição e o tempo decorrido entre o evento de precipitação e a última varrição (CAMINHA, 2014). Neste trabalho, a eficiência da limpeza das ruas não foi considerada visto

que em nenhum dia de análise em campo foi observada a varrição das ruas.

4.3.4 Calibração

As previsões de qualidade por SWMM ou qualquer outro modelo de escoamento superficial são, na maioria das vezes, hipotéticas, a menos que os dados locais para a bacia sendo simulada estejam disponíveis para uso na calibração e validação. Não há substituto para os dados locais (medições de chuva, vazão e concentração) com os quais calibrar e verificar as previsões de qualidade (ROSSMAN e HUBER, 2016).

A modelagem hidráulica e hidrológica utilizando o programa computacional SWMM foi realizada na bacia de drenagem estudada. Nesta etapa foram inseridas no modelo as características físicas da bacia e o mesmo foi calibrado para um evento específico, o dia 8/6/2018, devido à maior confiabilidade dos dados disponíveis.

A calibração do modelo foi executada através de um processo iterativo. Para o caso em estudo, os resultados dos valores obtidos para os parâmetros do modelo foram alcançados manualmente através de um processo de tentativa e erro até que se obtivessem valores simulados compatíveis com os observados por medição. Quando os valores gerados pelo SWMM atingiram conformações próximas com os dados observados, finalizou-se a etapa de calibração.

4.3.5 Validação

A validação do método tem por objetivo legitimar os resultados obtidos durante as simulações por meio da interpretação e análise desses resultados. Para esta etapa, foram considerados o relatório de simulação e o resumo dos erros de continuidade apresentados pelo programa SWMM a cada simulação. De acordo com o que é estabelecido pelo modelo, tais erros não podem ultrapassar o valor de 10% (ROSSMAN, 2015).

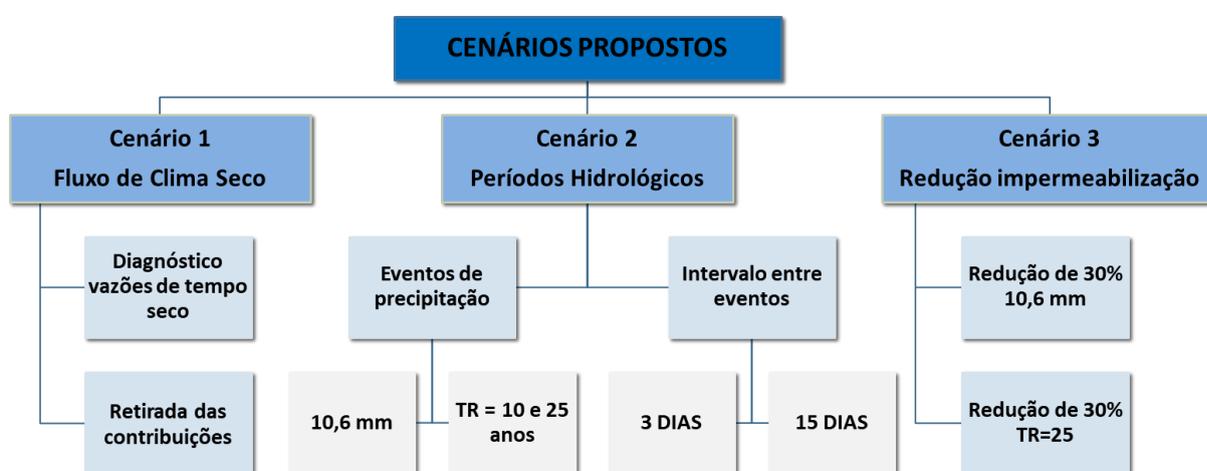
4.4 Cenários propostos

A partir dos dados observados em campo, do comportamento do sistema e das características da área em estudo, foram escolhidos distintos cenários para modelagem visando cumprir os objetivos propostos nesta pesquisa. Os cenários escolhidos estão descritos no organograma da Figura 17.

O primeiro é referente ao diagnóstico das vazões de tempo seco, correspondendo à realidade do sistema de drenagem nos períodos não chuvosos da cidade. Neste caso são

consideradas apenas as vazões contínuas que correspondem às águas residuárias que adentram ao sistema de drenagem, ou seja, as vazões dos esgotos que estão ligados ao canal. Esse cenário tem o objetivo de avaliar o comportamento das concentrações dos poluentes durante a propagação do fluxo e a resposta da modelagem matemática a uma proposta de intervenção, caso fossem retiradas as entradas que apresentam maior potencial poluidor (E, F e G), visado a melhoria da qualidade das águas do canal.

Figura 17 – Organograma dos cenários propostos



No segundo cenário são abordados os períodos hidrológicos, considerando a influência do número de dias antecedentes sem chuva no processo de acúmulo e o comportamento dos poluentes através da simulação de diferentes intensidades de chuvas. Com o intuito de se avaliar o processo de acúmulo de poluentes, os números de dias sem precipitação antecedentes à simulação foram de 3 e 15 dias.

Optou-se por simular o evento real ocorrido no dia 8/6/2018, uma vez que a precipitação anterior à do dia 8/6 ocorreu no dia 4/6, justificando assim o período de 3 dias sem chuva utilizados para simulação. O número de 15 dias foi escolhido para comparação com o total acumulado para 3 dias. Para avaliar o processo de lixiviação, ou seja, a lavagem desses poluentes pelas águas da chuva, foram simuladas precipitações com diferentes intensidades, sendo elas a chuva ocorrida no dia 8/6/2018 utilizada para calibração da chuva/vazão, e as precipitações com tempo de retorno de 10 e 25 anos, com intensidade calculada de 100,4 mm e 123,6 mm respectivamente.

Por fim, o terceiro cenário corresponde à análise da interferência da impermeabilização do solo na concentração de poluentes no escoamento. A partir desse cenário pretende-se avaliar o efeito da redução da impermeabilização na carga de poluentes gerada na área da bacia e transportada pelo escoamento. Nesse contexto, foram feitas duas simulações propondo uma redução de 30% das áreas impermeáveis da bacia, uma para a chuva real do dia 8/6 e outra com o período de retorno de 25 anos, comparando os resultados com os da impermeabilização atual.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Variáveis hidrológicas

Para cada tempo de retorno definido foram calculadas as intensidades para o evento com duração de 6 horas (Tabela 15). Os dados de intensidade de chuva, duração e frequência foram utilizados para as simulações dos cenários.

Tabela 15- Valores utilizados para intensidade da precipitação para TR 10 e TR 25 anos.

Tempo de retorno de 10 anos				Tempo de retorno de 25 anos			
Tempo (min)	i (mm/h)	Tempo (min)	i (mm/h)	Tempo (min)	i (mm/h)	Tempo (min)	i (mm/h)
6	134,92	186	24,62	6	166,11	186	30,31
12	104,09	192	24,17	12	128,15	192	29,76
18	86,93	198	23,74	18	107,03	198	29,23
24	75,71	204	23,33	24	93,22	204	28,73
30	67,68	210	22,94	30	83,33	210	28,25
36	61,59	216	22,57	36	75,83	216	27,79
42	56,78	222	22,21	42	69,91	222	27,35
48	52,85	228	21,87	48	65,07	228	26,92
54	49,58	234	21,54	54	61,05	234	26,52
60	46,80	240	21,22	60	57,62	240	26,13
66	44,40	246	20,92	66	54,67	246	25,76
72	42,31	252	20,63	72	52,09	252	25,40
78	40,46	258	20,34	78	49,81	258	25,05
84	38,81	264	20,07	84	47,78	264	24,71
90	37,33	270	19,81	90	45,96	270	24,39
96	35,99	276	19,56	96	44,31	276	24,08
102	34,77	282	19,31	102	42,81	282	23,78
108	33,66	288	19,08	108	41,44	288	23,49
114	32,64	294	18,85	114	40,18	294	23,20
120	31,69	300	18,63	120	39,02	300	22,93
126	30,82	306	18,41	126	37,95	306	22,67
132	30,01	312	18,20	132	36,95	312	22,41
138	29,25	318	18,00	138	36,02	318	22,16
144	28,54	324	17,80	144	35,14	324	21,92
150	27,88	330	17,61	150	34,33	330	21,68
156	27,26	336	17,43	156	33,56	336	21,46
162	26,67	342	17,25	162	32,84	342	21,23
168	26,11	348	17,07	168	32,15	348	21,02
174	25,59	354	16,90	174	31,50	354	20,81
180	25,09	360	16,73	180	30,89	360	20,60

Para o período de retorno de 10 anos, a intensidade calculada foi de 16,73 mm/h, resultando em um total precipitado de 100,4 mm após 6 horas de duração. Já para o período de retorno de 25 anos a intensidade foi de 20,6 mm/h, com total precipitado de 123,6 mm. As Figuras 18, 19 e 20 apresentam os hietogramas contendo cada precipitação simulada, em mm/h.

Figura 18- Gráfico da precipitação dia 08/06

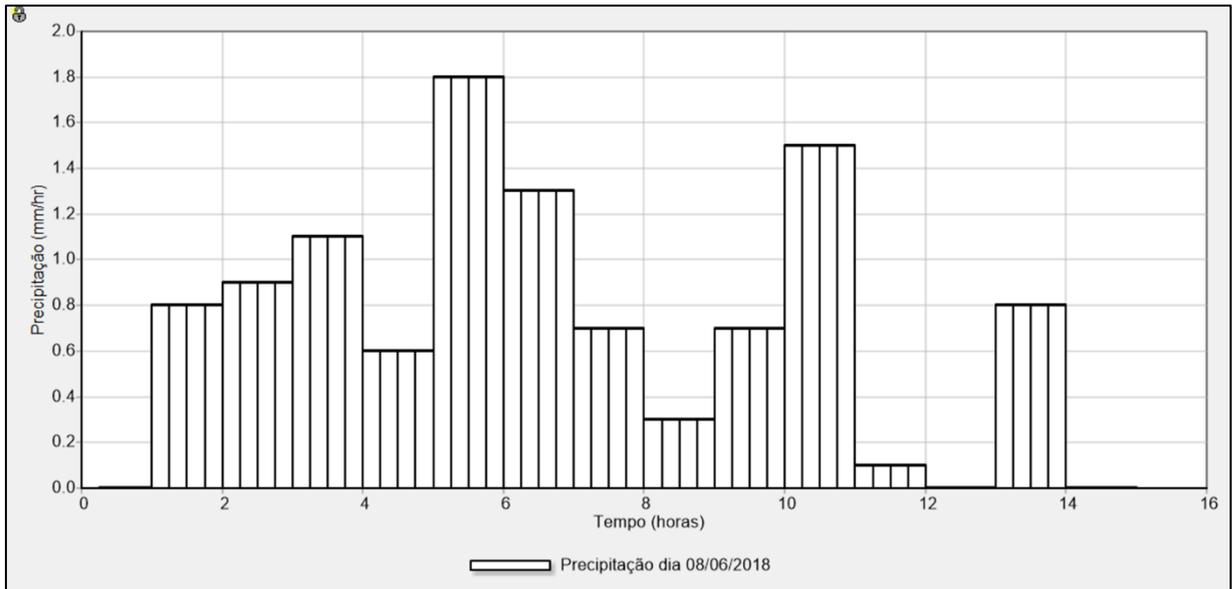


Figura 19 - Gráfico da precipitação TR= 10 anos

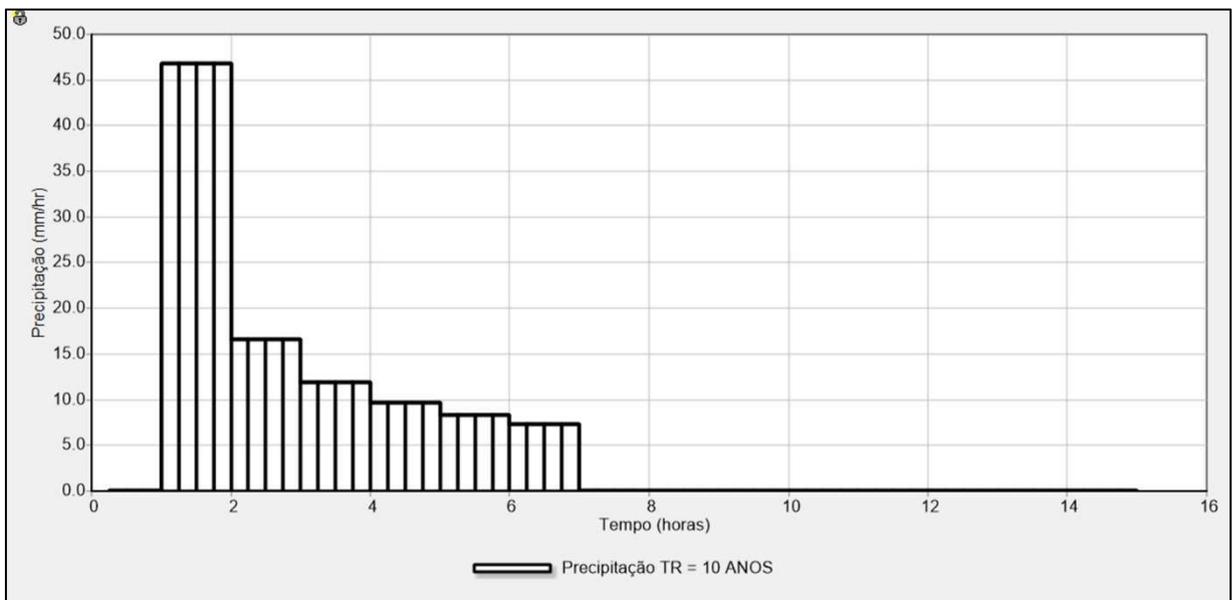
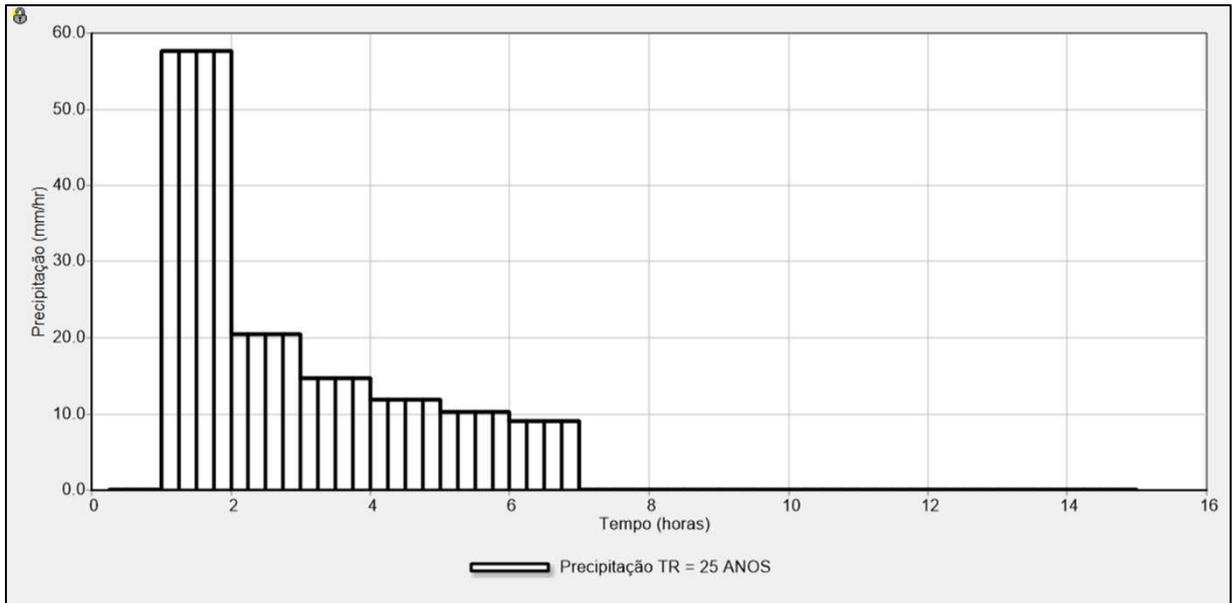


Figura 20 - Gráfico da precipitação TR= 25 anos



5.2 Variáveis hidráulicas

5.2.1 Vazão no canal de drenagem

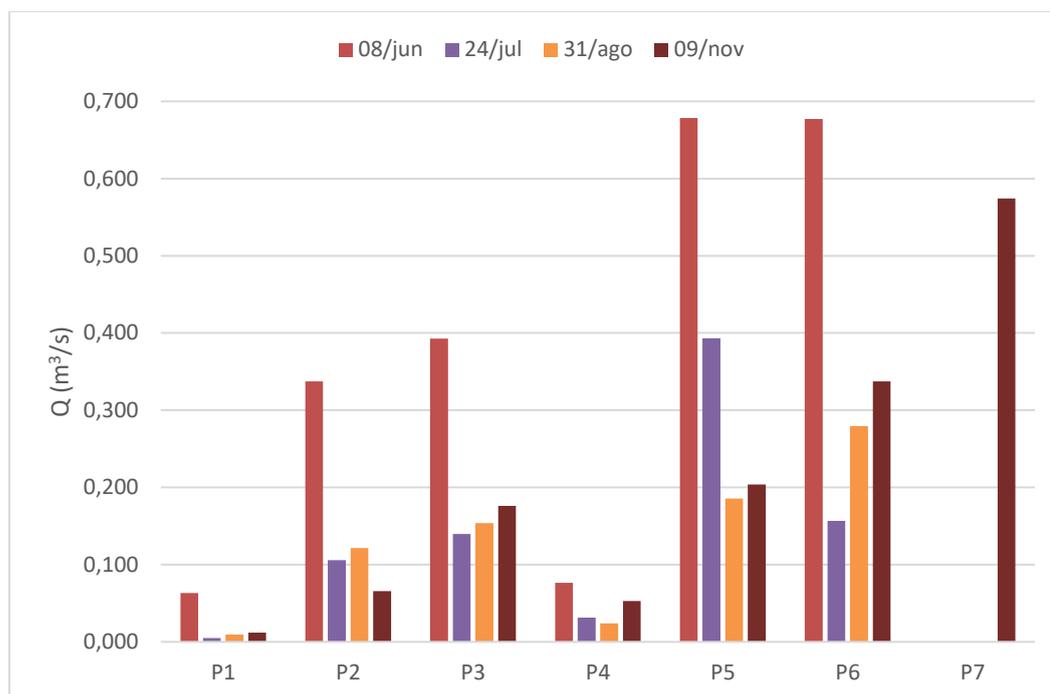
Na Tabela 16 são apresentados os dados das variáveis hidráulicas correspondentes às sete seções estudadas, obtidas durante as quatro medições realizadas no presente estudo. A Figura 21 mostra o gráfico de todas as vazões calculadas. Na Tabela 17 encontram-se os resultados da vazão específica para cada seção em estudo.

Não foi possível coletar dados de vazão da seção 8 pois o escoamento nesta seção apresentou velocidade muito baixa em todos os dias analisados, impossibilitando a realização da medição. Devido à dificuldade de acesso ao local, foi feita apenas uma medição na seção 7.

Tabela 16 – Variáveis hidráulicas das seções em estudo

Pontos	08/06/2018			24/07/2018		
	Altura da lâmina de água (m)	Velocidade (m/s)	Vazão (m ³ /s)	Altura da lâmina de água (m)	Velocidade (m/s)	Vazão (m ³ /s)
P1	0,13	0,41	0,063	0,06	0,10	0,005
P2	0,09	0,72	0,337	0,04	0,50	0,106
P3	0,07	0,63	0,393	0,04	0,37	0,140
P4	0,05	0,55	0,076	0,03	0,34	0,031
P5	0,20	0,39	0,678	0,13	0,34	0,393
P6	0,29	0,35	0,677	0,19	0,13	0,157
P7	-	-	-	-	-	-
Pontos	31/08/2018			11/09/2018		
	Altura da lâmina de água (m)	Velocidade (m/s)	Vazão (m ³ /s)	Altura da lâmina de água (m)	Velocidade (m/s)	Vazão (m ³ /s)
P1	0,05	0,20	0,01	0,07	0,22	0,01
P2	0,04	0,61	0,12	0,04	0,35	0,07
P3	0,04	0,48	0,15	0,05	0,43	0,18
P4	0,03	0,33	0,02	0,04	0,45	0,05
P5	0,09	0,31	0,19	0,09	0,34	0,20
P6	0,23	0,17	0,28	0,14	0,61	0,34
P7	-	-	-	0,19	0,78	0,57

Figura 21 – Gráfico dos valores de vazão para as quatro medições realizadas



Observaram-se maiores valores de vazão específica em todas as seções analisadas na primeira medição em consequência dos altos valores de vazão registrados nesse dia causados pela chuva ocorrida antes e durante a medição. Os maiores valores de vazão específica no período chuvoso são encontrados no ponto P2.

Tabela 17 – Dados de área de drenagem a montante (km²) e vazão específica em (L/s/km²) por ponto

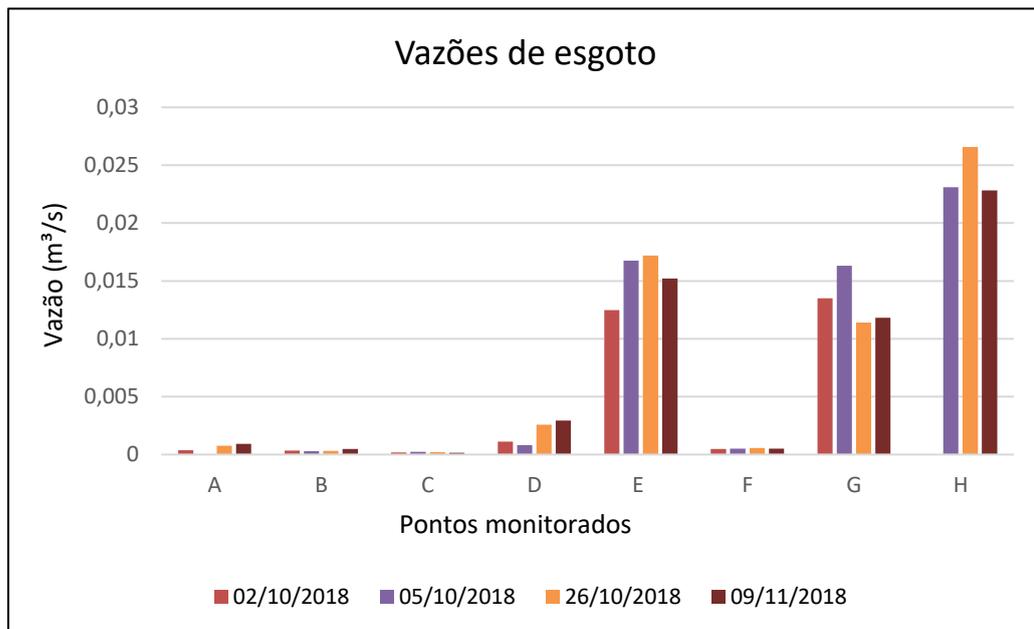
Pontos	Área de drenagem (km ²)	Vazão específica (L/s/km ²)			
		Dia 08/06	Dia 24/07	Dia 31/08	Dia 11/09
P1	1,81	0,035	0,003	0,005	0,007
P2	2,72	0,124	0,039	0,045	0,024
P3	7,36	0,053	0,019	0,021	0,024
P4	1,58	0,048	0,020	0,015	0,034
P5	10,56	0,064	0,037	0,018	0,019
P6	10,78	0,063	0,015	0,026	0,031
P7	15,76	-	-	-	0,036

5.2.2 Vazão das entradas de esgoto

Os valores obtidos das quatro medições de vazões referentes às entradas de esgoto no

canal estão apresentados na Figura 22. De acordo com a figura, é possível constatar que as maiores contribuições de esgoto são nos pontos E, G e H. Todos localizados em uma área predominantemente residencial, o que pode justificar essa grande contribuição de esgoto doméstico. Nesses três pontos foram obtidos, em todas as medições realizadas, valores de vazão superiores a $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ (864.000 l/dia), chegando a mais que $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$ na entrada H.

Figura 22 – Valores medidos de vazão de esgoto despejado no canal



Após análise, verificou-se um comportamento relativamente estável em todos os pontos monitorados no mesmo horário, assim, o valor adotado como a vazão de esgoto em cada ponto foi a média das quatro medições realizadas. A Tabela 18 apresenta os valores médios obtidos.

Para a estimativa das contribuições de esgoto das residências que se encontram nas margens do canal correspondentes à Entrada I, foi realizado um levantamento através de imagens de satélite, disponíveis no Google Earth, no qual foi obtido um número de 154 casas contribuindo para essa vazão. Em seguida, adotando o consumo per capita de água de 150 l/hab.dia , recomendado por Von Sperling (1996) para cidades com população superior a 250.000 habitantes, considerando uma média de $3,58 \text{ hab/domicílio}$ (PMSB-CG, 2015) e um coeficiente de retorno de $0,8$ (SABESP, 2006) obteve-se uma vazão de contribuição equivalente a $0,000788 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabela 18 - Vazões médias de esgoto medidas no canal do Prado

Entradas de esgoto	Vazão (m³/s)
ENT A	0,0007
ENT B	0,0004
ENT C	0,0002
ENT D	0,0019
ENT E	0,0154
ENT F	0,0005
ENT G	0,0133
ENT H	0,0242
ENT I	0,0008
ENT J	0,0831

5.3 Análise da qualidade das águas da drenagem urbana

5.3.1 Qualidade da água no período de estiagem

O Decreto 7.217/2010 que regulamenta a Lei 11.445/2007, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências, prevê penalidades para o lançamento de águas pluviais ou de esgotos não compatíveis com a rede de esgotamento sanitário. Assim, o sistema adotado no território brasileiro deve ser o separador absoluto.

No entanto, na grande maioria das cidades brasileiras, observa-se a ineficiência no funcionamento desse sistema devido ao lançamento de esgotos clandestinos nos canais de drenagem de águas pluviais, comprometendo assim a qualidade das mesmas e gerando sérios impactos ambientais. Em Campina Grande- PB o panorama não é diferente.

Por isso, nos períodos secos, onde quase não ocorrem precipitações ou, quando ocorrem, o volume total precipitado é muito baixo, existe dentro das galerias apenas uma pequena lâmina d'água proveniente das ligações clandestinas de esgoto predominantemente doméstico entre as redes. Foram feitas nove coletas da água do canal nessas condições (Tabela 5). Na Tabela 19 encontra-se um resumo estatístico dos dados de DBO, DQO, FT, Turbidez e CT.

Em 2013, Lima (2013) caracterizou as águas residuárias brutas de Campina Grande através de indicadores físicos, químicos e microbiológicos. Para a mesma área desse estudo, os valores médios obtidos pela autora para DBO, DQO e CT foram 405 mg/L, 808 mg/L e 1,96E+07, respectivamente. Nesta pesquisa, foram encontrados valores de DBO e DQO semelhantes aos de Lima (2013) para as águas do Canal do Prado no ponto P4, caracterizando-o como semelhante a água residuária bruta, sendo assim o ponto mais poluído do canal.

Tabela 19 – Estatística descritiva para as variáveis analisadas no período seco

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
DBO (mg/L)								
Mín	44,40	240,90	129,19	353,00	63,75	53,60	76,40	126,75
Méd	81,87	341,29	271,95	516,61	134,66	96,79	113,83	155,30
Máx	121,43	443,10	501,30	849,00	259,80	151,69	148,38	171,30
CV	27%	18%	45%	29%	51%	37%	32%	16%
N	8	8	8	8	8	8	3	3
DQO (mg/L)								
Mín	127,41	430,28	282,87	540,65	258,96	87,65	262,55	301,16
Méd	195,40	618,26	518,40	795,58	416,11	209,37	308,13	335,95
Máx	318,55	866,94	791,51	967,74	590,73	294,35	351,35	366,94
CV	34%	20%	32%	16%	31%	39%	14%	10%
N	9	9	9	9	9	9	3	3
FT (mg/L)								
Mín	1,77	7,27	4,82	9,00	2,08	2,28	3,70	3,53
Méd	3,20	8,83	7,70	10,87	5,47	3,91	4,38	4,22
Máx	3,64	10,15	9,95	12,40	8,36	5,90	5,00	4,64
CV	19%	11%	22%	12%	43%	30%	15%	14%
N	9	9	9	9	9	9	3	3
Turbidez (UNT)								
Mín	26,00	233,00	108,00	296,00	44,10	39,90	40,00	78,00
Méd	53,44	303,57	240,57	497,43	115,01	69,64	90,67	82,33
Máx	108,00	388,00	512,00	992,00	292,00	116,00	136,00	87,00
CV	51%	19%	55%	47%	80%	47%	53%	5%
N	7	7	7	7	7	7	3	3
CTT (UFC/100mL)								
Mín	4,0E+05	3,3E+06	2,8E+06	3,4E+06	2,1E+06	2,0E+06	2,2E+06	2,1E+06
Méd	2,7E+06	5,0E+06	4,2E+06	8,2E+06	3,6E+06	4,0E+06	2,8E+06	3,7E+06
Máx	4,7E+06	8,0E+06	5,5E+06	2,6E+07	6,6E+06	8,0E+06	3,3E+06	5,8E+06
CV	48%	38%	22%	90%	45%	51%	21%	51%
N	9	9	9	9	9	9	3	3

Nota: **Mín** – Mínimo, **Méd** – Média, **Máx** – Máximo, **CV** – Coeficiente de variação, **N** – Tamanho amostral.

Os dados apresentados na Tabela 19 também apontam para uma água de qualidade similar à de esgoto doméstico bruto quando comparadas com características do referido esgoto apresentadas por Jordão e Pessoa (2011), na Tabela 20. De acordo com o apresentado na tabela, apenas o ponto P4 apresenta características de esgoto forte para DBO e DQO. Os pontos P2 e P3 se adequam aos valores de esgoto médio, e, por fim, os pontos P1, P5, P6, P7 e P8 podem ser classificados como esgoto fraco, provavelmente diluídos por outras águas advindas de processos como lavagem de calçadas, áreas comuns de edifícios, roupas, entre outros.

Tabela 20 – Características de parâmetros típicas de esgoto doméstico bruto

Parâmetro	Forte	Médio	Fraco
DBO ₅ (mg/L)	400	200	100
DQO (mg/L)	800	400	200
FT (mg/L)	20	10	5

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2011)

Henriques (2014) estudando a distribuição da contaminação fecal na mesma área de estudo, encontrou valores compatíveis com os desta pesquisa. Os valores médios de concentração no período seco obtidos por Alvarez (2010) ao avaliar a qualidade da água de bacias urbanas da cidade de São Carlos- SP, foram 4,9 mg/L para DBO, 9,3 mg/L para DQO e 0,5 mg/L para FT, o que caracteriza um sistema expressivamente menos poluído do que o analisado neste estudo. Para a turbidez, os valores variaram de 15,3 a 36 UNT.

Para se avaliar a precisão experimental dos dados foi utilizado o coeficiente de variação (CV), que teve classificação determinada por Pimentel-Gomes (1985), conforme apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 - Classificação e intervalos dos coeficientes de variação

Classificação CV	Intervalos CV
Baixo	$CV \leq 10\%$
Médio	$10\% < CV \leq 20\%$
Alto	$20\% < CV \leq 30\%$
Muito alto	$CV > 30\%$

Fonte: Pimentel-Gomes (1985).

Pode-se observar que os valores das variáveis analisadas variaram muito nos diferentes pontos analisados em decorrência das características das contribuições de esgotos domésticos. Os coeficientes de variação dos dados obtidos, de forma geral, foram classificados como muito elevados conforme o abordado por Pimentel-Gomes (1985), com vários pontos apresentando valores acima de 30% em todas as variáveis, o que mostra a variabilidade dos resultados obtidos nos diferentes locais avaliados ao longo do Canal do Prado.

5.3.2 Qualidade da água em período chuvoso

Para as análises de qualidade da água de drenagem urbana no período chuvoso foram realizadas 11 medições. Em razão dos pontos P7 e P8 terem sido incluídos na análise durante a realização da pesquisa, todas as amostras coletadas nesses pontos foram referentes a dias secos,

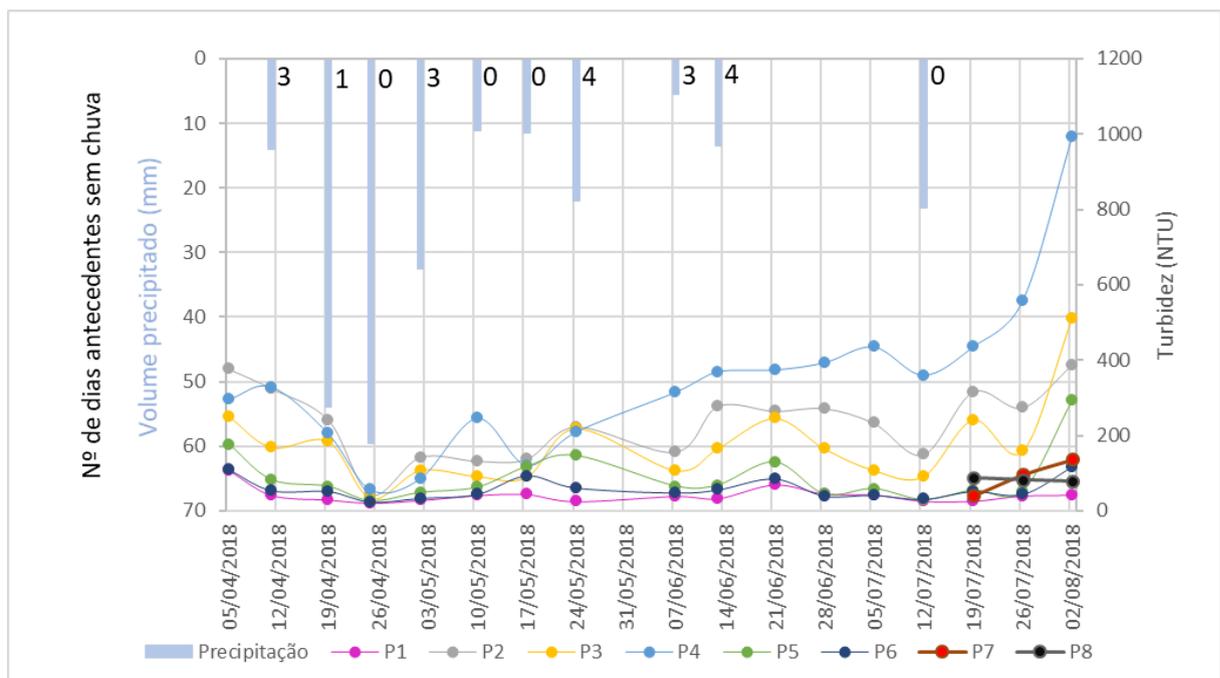
por isso, para a análise de qualidade da água no período chuvoso, serão apresentados os dados dos pontos P1 a P6. Foram realizadas análises de cinco indicadores físico-químicos (DBO, DQO, FT e Turbidez) e um biológico (CTT), que serão discutidos a seguir.

- **Turbidez**

A Figura 23 ilustra os valores de turbidez durante todo o período analisado (seco e chuvoso) com objetivo de mostrar a influência da precipitação nos valores encontrados, em cada ponto analisado. O volume precipitado em mm (colunas em azul claro) apresentado na figura se refere à soma do volume precipitado dos eventos que ocorreram antes da realização da coleta e assim tiveram influência nos valores encontrados. Ao lado das colunas, encontra-se o número de dias sem precipitação antecedentes à coleta.

A chuva é um fator importante para ser analisado. Os eventos ocorridos com pequeno intervalo de tempo posterior a outro apresentam menores valores de turbidez, como é o caso dos dias 19/4/2018 e 25/4/2018 (Figura 23), isso devido ao fato de que, provavelmente, não ocorreu acúmulo de sedimentos na bacia. Quando não há ocorrência de precipitação, os valores são mais elevados devido às concentrações de sedimentos dos esgotos domésticos, como no intervalo de 14/6/2018 e 21/7/2018 e de 21/7/2018 até 12/8/2018.

Figura 23 – Variação espaço temporal da turbidez em todos os eventos analisados



Na Tabela 22 pode-se observar um resumo estatístico dos dados de turbidez analisados

durante o período chuvoso da cidade. Os valores de turbidez variaram de 21 a 359 UNT considerando-se todos os pontos em todo o período monitorado. Os menores valores ocorreram no dia 25/04/2018, devido a sucessivos eventos de precipitação nos dois dias anteriores à coleta. Os coeficientes de variação dos dados obtidos foram classificados como muito elevados (PIMENTEL-GOMES, 1985) para todos os pontos analisados, menos o ponto P1.

Tabela 22 – Parâmetros estatísticos dos valores de turbidez

Parâmetros Estatísticos	TURBIDEZ					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Mínimo	21,0	43,0	34,0	56,0	26,0	24,0
Média	32,8	182,7	126,3	229,7	70,7	49,7
Máximo	44,0	325,0	219,0	369,0	146,0	93,0
CV	25%	45%	44%	50%	52%	39%
Nº de Amostras	10	10	10	10	10	10

Os valores de turbidez encontrados estão compatíveis com os encontrados por Costa (2013) em sua análise do comportamento qualitativo das águas de drenagem urbana em uma bacia de Brasília - DF, cujos valores médios encontrados variaram entre 30,2 e 483 UNT. Entretanto, o valor médio nos pontos P2 e P4 é elevado quando comparado com o valor máximo de 120 UNT obtidos por Pimentel (2009) para um riacho que, semelhante ao estudado, recebe várias contribuições de esgotos *in natura*.

- **Demanda bioquímica de oxigênio – DBO**

Para o período analisado, os valores de DBO apresentaram uma elevada concentração de compostos orgânicos biodegradáveis. Os menores valores são encontrados no ponto 1 por não possuir nenhuma contribuição de esgoto, e nos pontos 5 e 6 por serem pontos onde já ocorreu a diluição das elevadas concentrações a montante. A Figura 24 mostra todos os valores de DBO em cada ponto analisado.

O menor valor em todos os pontos foi obtido 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. Quando há intervalos sem precipitação, os valores de concentração aumentam devido ao acúmulo do poluente.

Na Tabela 23 pode-se observar um resumo estatístico dos dados de DBO analisados durante o período chuvoso da cidade. A variabilidade dos resultados obtidos foi muito alta para todos os pontos avaliados no Canal do Prado, de acordo com Pimentel-Gomes (1985).

Figura 24 - Variação espaço temporal da DBO em todos os eventos analisados

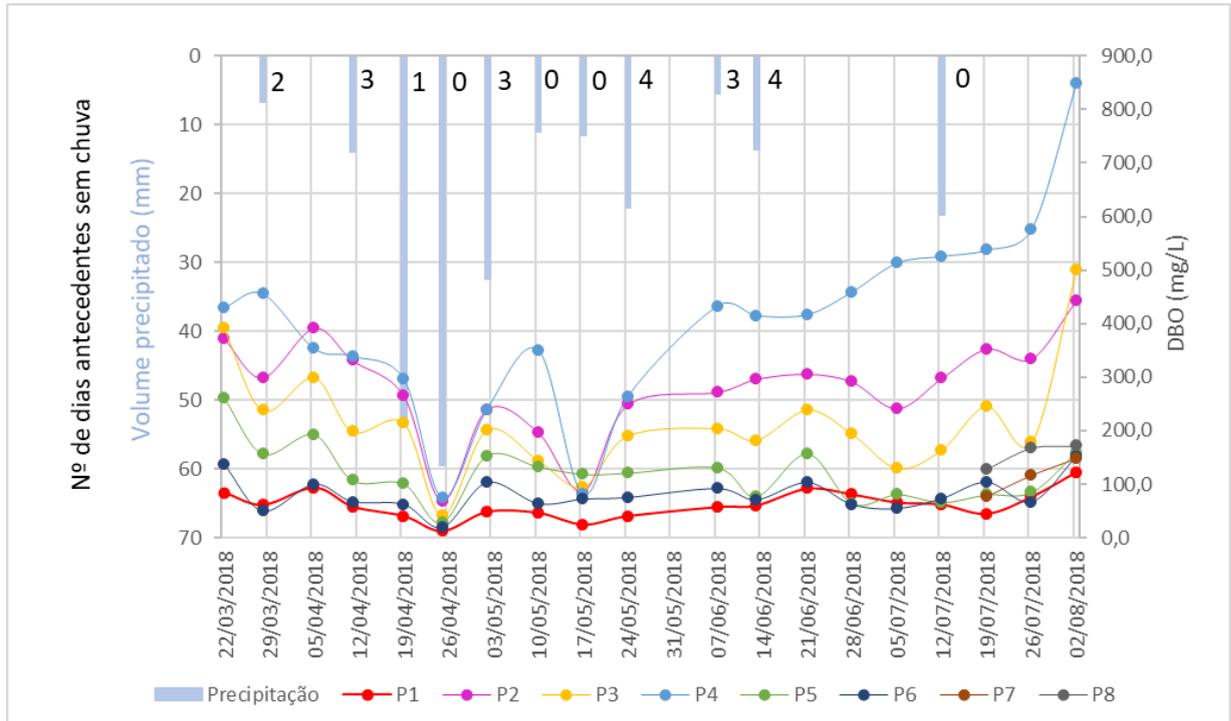


Tabela 23 - Parâmetros estatísticos dos valores de DBO

Parâmetros Estatísticos	DBO					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Mínimo	12,2	68,3	40,8	74,0	28,6	18,2
Média	46,1	236,5	169,9	315,4	108,0	67,3
Máximo	61,5	331,5	237,5	525,4	156,0	102,5
CV	35%	37%	34%	46%	36%	32%
Nº de Amostras	11	11	11	11	11	11

A Tabela 24 mostra as médias dos valores de DBO para os períodos seco e chuvoso. Através da tabela pode-se observar que houve reduções de 19,8% a 43,7% nas concentrações dos pontos P1 a P6 no período chuvoso, quando comparado ao período seco.

Tabela 24 – Comparativo das médias de DBO para o período seco e chuvoso

Pontos	Média DBO (mg/L)		Redução (%)
	Seco	Chuvoso	
P1	81,87	46,1	43,7%
P2	341,29	236,5	30,7%
P3	271,95	169,9	37,5%
P4	516,51	315,4	38,9%
P5	134,66	108	19,8%
P6	96,79	67,3	30,5%

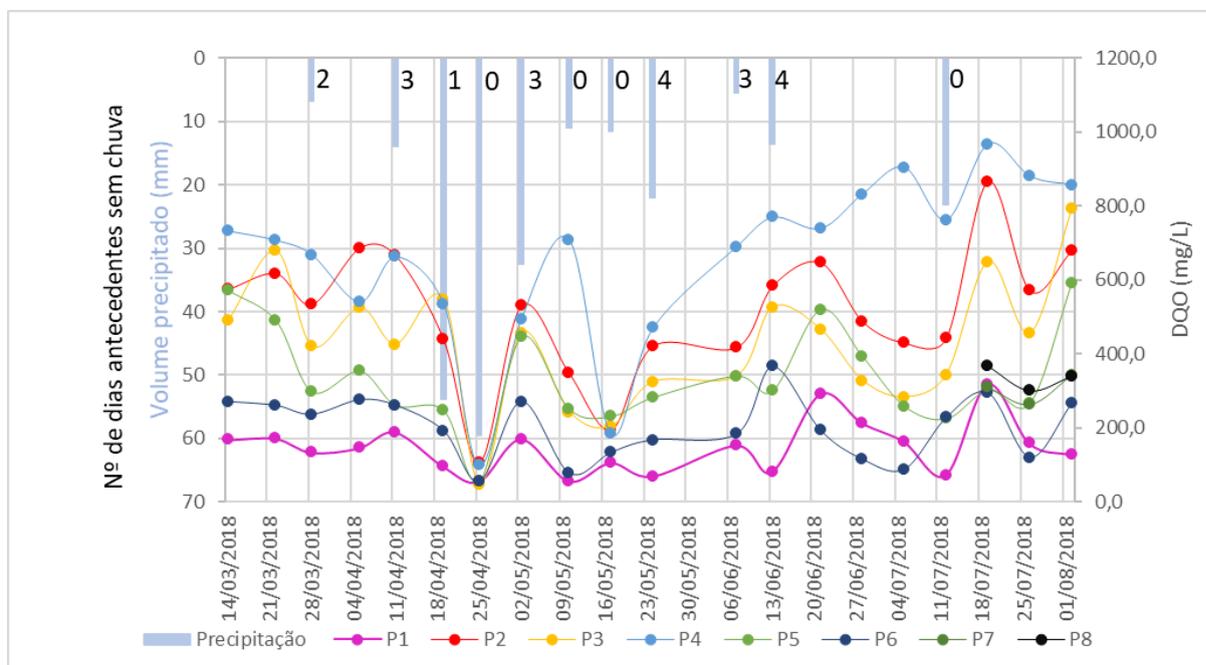
Caminha (2014), para a mesma área de estudo, encontrou valores médios de DBO para o período seco de 179 mg/L e para os eventos com influência da precipitação de 87 mg/L. Para a pesquisa atual, o valor médio de DBO no período seco foi de 240,4 mg/L e 157,2 no período chuvoso. Esses valores evidenciam que a poluição vem apresentando um aumento significativo ao longo dos anos.

- **Demanda química de oxigênio – DQO**

As médias dos valores de DQO variaram entre 197,4 a 795,6 mg/L. O valor máximo encontrado para o período chuvoso foi de 769,6 mg/L no ponto P4. O máximo para esse mesmo ponto no período seco foi de 967,7 mg/L. A DQO corresponde ao consumo equivalente de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica biodegradável e não biodegradável presentes (VON SPERLING, 2005), e um valor de DQO elevado indica um valor de matéria orgânica elevado.

A Figura 25 mostra os valores de DQO durante o período analisado. Percebe-se que os eventos ocorridos com 0 dias antecedentes sem chuva são os que apresentam menores valores.

Figura 25 – Variação espaço temporal da DQO em todos os eventos analisados



Na Tabela 25 pode-se observar um resumo estatístico dos dados de DQO analisados durante o período chuvoso. O comportamento da DQO foi semelhante ao relatado por Pimentel (2009), cujos valores diminuíram durante o período chuvoso devido à diluição dos efluentes *in*

natura pelas águas pluviais. Semelhante à DBO, os coeficientes de variação dos dados obtidos foram classificados como muito elevados (PIMENTEL-GOMES, 1985) para todos os pontos analisados.

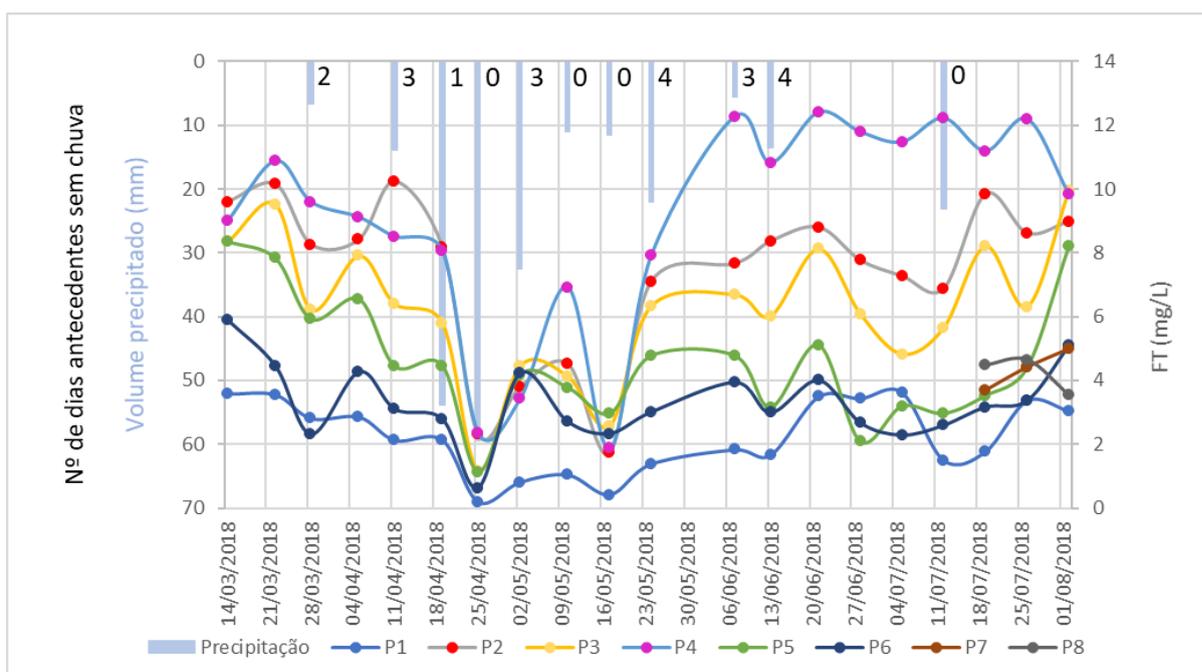
Tabela 25 - Parâmetros estatísticos dos valores de DQO

Parâmetros Estatísticos	DQO					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Mínimo	55,3	106,7	47,4	98,8	55,3	55,3
Média	107,7	426,3	352,7	549,5	267,0	197,4
Máximo	188,8	666,7	548,0	769,5	445,3	366,3
CV	44%	38%	42%	41%	35%	45%
Nº de Amostras	11	11	11	11	11	11

- **Fósforo total – FT**

O fósforo aparece em águas naturais em virtude do lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais (indústrias de fertilizantes, pesticidas, frigoríficos e laticínios). Os dados de fósforo total ao longo do tempo de monitoramento, juntamente com o volume precipitado (mm) dos eventos que influenciaram nos resultados coletados e o número de dias antecedentes a esses eventos, estão indicados na Figura 26.

Figura 26 – Variação espaço temporal do FT em todos os eventos analisados



Percebe-se que a variação do FT com a precipitação nem sempre apresenta a mesma

tendência. Os maiores valores de FT foram obtidos nos pontos P2, P3 e P4. Durante as visitas a campo, observou-se nas imediações do ponto P2 pequenas áreas de agricultura familiar, o que pode ter contribuído para os elevados valores de FT nessa localidade. A grande quantidade de resíduos sólidos como também a presença de animais na área, também podem ter influenciado no aumento do FT. O ponto P3, situado a jusante do ponto P2, por consequência da sua proximidade, também apresenta valores elevados. Já o ponto P4 localiza-se em uma área predominantemente residencial, o que pode justificar a elevada concentração de detergentes fosfatados advindos das atividades domésticas.

A partir dos dados do resumo estatístico apresentados na Tabela 26, fica visível o grande intervalo entre os valores de máximo e mínimo encontrados. Constata-se a variabilidade desse parâmetro através do alto CV em todos os pontos.

Tabela 26 - Parâmetros estatísticos dos valores de FT

Parâmetros Estatísticos	FT					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Mínimo	0,2	1,7	1,2	1,9	1,1	0,6
Média	1,4	6,3	5,0	7,6	3,9	2,8
Máximo	2,8	10,2	6,7	12,3	5,9	4,2
CV	55%	44%	35%	48%	33%	34%
Nº de Amostras	11	11	11	11	11	11

Costa (2013) observou que o valor máximo de fósforo total em águas de drenagem urbana em uma bacia de Brasília - DF não ultrapassou 0,7 mgP/L e concluiu que esse seria um indicador da presença de águas cinzas, águas residuais oriundas de lavagens onde se faz uso de detergentes, que se encontram diluídas pelas águas pluviais.

Na pesquisa atual, o valor máximo de FT encontrado foi de 12,3 mgP/L. Os pontos P1, P5 e P6 obtiveram médias bem mais baixas quando comparadas aos pontos P2, P3 e P4, que apresentaram médias acima de 5,0 mgP/L, sendo classificados, assim, como esgoto médio, de acordo com o apresentado por Jordão e Pessoa (2011).

- **Coliformes termotolerantes – CTT**

A concentração de CTT se apresentou de forma mais expressiva nos pontos P2, P3 e P4, como pode-se observar na Figura 26. Todos os valores médios observados foram da ordem de 10^6 (Tabela 27), apresentando características condizentes ao esgoto bruto, que, segundo Jordão e Pessoa (2011), apresenta uma faixa de 10^5 a 10^8 microrganismos por 100 ml.

Figura 27 - Variação espaço temporal de CTT em todos os eventos analisados

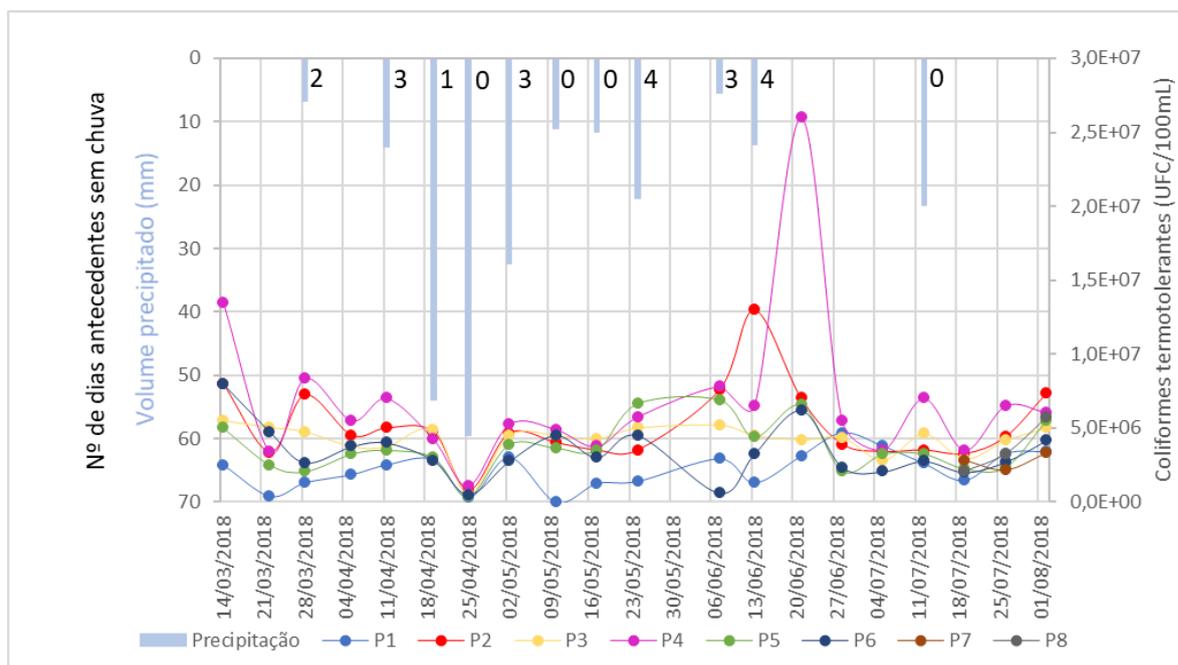


Tabela 27 - Parâmetros estatísticos dos valores de CTT

Parâmetros Estatísticos	CTT					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Mínimo	0,00E+00	7,50E+05	5,00E+05	1,10E+06	4,00E+05	4,90E+05
Média	1,76E+06	5,23E+06	4,22E+06	5,60E+06	3,75E+06	2,84E+06
Máximo	3,00E+06	1,30E+07	5,20E+06	8,35E+06	6,90E+06	4,50E+06
CV	60%	61%	31%	37%	49%	47%
Nº de Amostras	11	11	11	11	11	11

A Tabela 28 mostra as médias dos valores de CTT para os períodos seco e chuvoso. Através da tabela pode-se observar que houve uma redução nas concentrações dos pontos P1 a P6 entre os dois períodos.

Tabela 28 – Comparativo das médias de CTT para os períodos seco e chuvoso

Pontos	Média CTT (UFC/100ml)	
	Seco	Chuvoso
P1	2,71E+06	1,76E+06
P2	5,02E+06	5,23E+06
P3	4,19E+06	4,22E+06
P4	8,16E+06	5,60E+06
P5	3,64E+06	3,75E+06
P6	3,99E+06	2,84E+06
Média	4,62E+06	3,9E+06

Caminha (2014) encontrou valores médios de CTT para o período seco de $16E+05$ UFC/100mL e para os eventos com influência da precipitação de $8,3E+05$, ambos os valores são inferiores aos encontrados nesta pesquisa, evidenciando que a poluição associada à presença de contaminação predominantemente fecal vem aumentando ao longo dos anos, o que traduz num alto risco para a saúde ambiental. Esses dados demonstram o não avanço da gestão pública na cidade, pois no intervalo de 5 anos entre as pesquisas a problemática que deveria ter sido melhorada, encontra-se agravada.

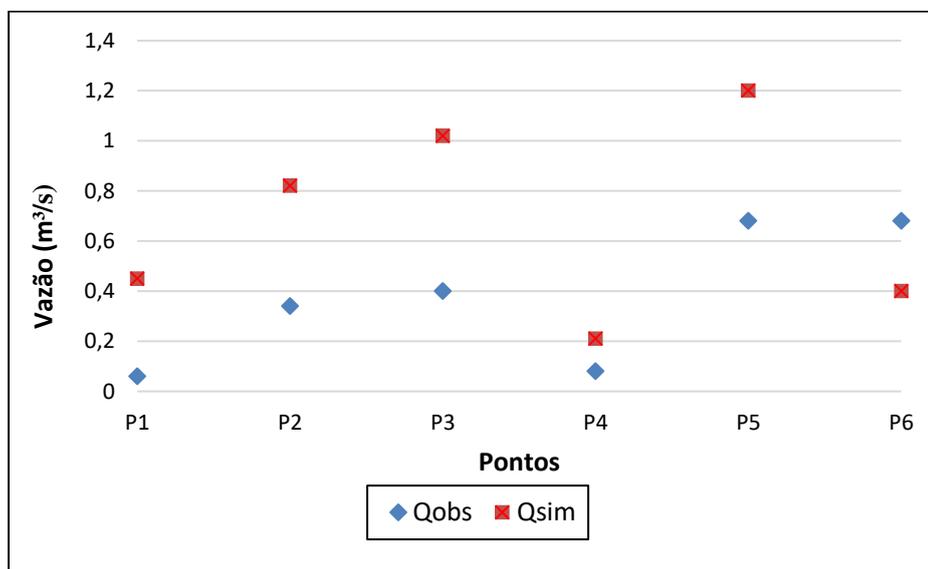
5.4 Modelagem no SWMM

5.4.1 Calibração chuva-vazão

A calibração consiste em uma importante etapa do trabalho de modelagem. Nesta etapa se avalia a consistência dos dados de caracterização da área estudada, bem como a sensibilidade de cada parâmetro utilizado no modelo. Desse modo, os resultados gerados pelo modelo devem representar o mais fielmente possível a realidade.

O resultado da simulação sem calibração pode ser verificado na Figura 28. Percebe-se que os valores de chuva-vazão modelados e observados foram divergentes.

Figura 28 – Qobs x Qsim para o evento do dia 08/06/2018.



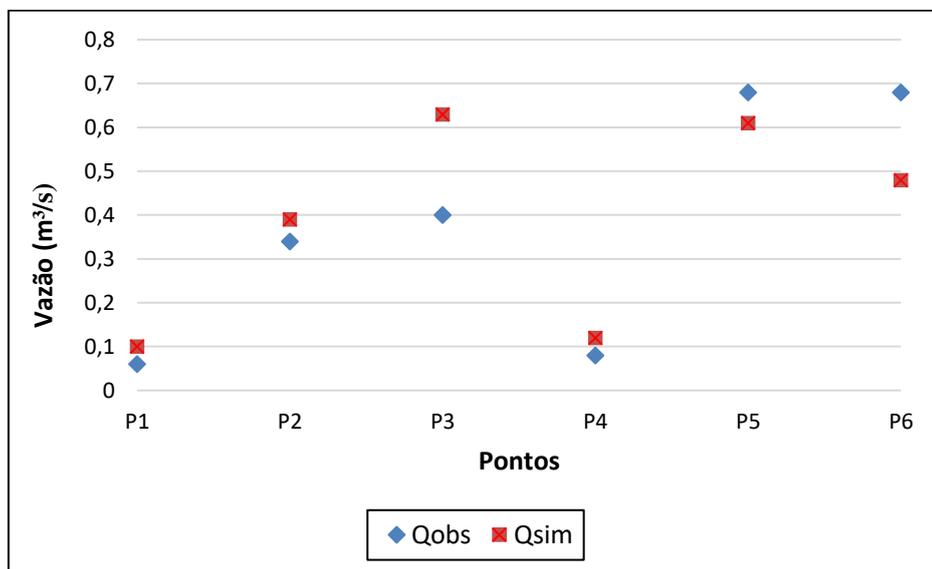
A limitação nessa etapa se deu pelo fato de não se ter acesso a um medidor de vazão automático, que permitisse a medição da vazão durante todo o evento de precipitação, gerando, dessa forma, o hidrograma. Assim, a calibração foi feita com apenas uma medida de vazão em determinada hora durante a ocorrência do evento chuvoso e em cada ponto analisado.

O volume escoado foi calibrado manualmente variando alguns parâmetros que incidem diretamente na produção do escoamento. Foram alterados parâmetros como a largura, declividade e a porcentagem de área impermeável das sub-bacias estudadas. Apesar de serem parâmetros físicos, esses puderam ser ajustados devido às incertezas quanto à sua determinação.

Os valores de NI, NP, DI e DP não foram alterados na calibração pelo fato de que os valores considerados para esses parâmetros foram resultados de calibrações já feitas por um trabalho anterior em um bairro pertencente à bacia hidrográfica analisada nesse estudo (ver item 4.3.1, Tabela 8). Esses resultados, ao serem considerados confiáveis, foram estendidos para toda a área em estudo no presente trabalho. Esses parâmetros, portanto, não precisaram ser calibrados.

Como resultado da calibração apresenta-se a Figura 29, onde estão plotados os dados da Qobs juntamente com os da Qsim. Percebe-se que, após a calibração, um melhor ajuste entre os valores simulados e observados, principalmente quando comparado aos resultados iniciais apresentados na Figura 28. Não constitui objetivo deste trabalho obter uma perfeita calibração, mas sim a tentativa de ajustar os parâmetros para melhorar a aplicabilidade e eficiência do modelo hidrológico SWMM. Assim sendo, o objetivo foi alcançado.

Figura 29 – Qobs x Qsim para o evento do dia 8/6/2018 após calibração.



5.4.2 Uso do solo

Para cada tipo de uso do solo atribuído às áreas das sub-bacias, podem ser definidos os processos de acumulação e lixiviação do agente poluente. A Bacia Hidrográfica Riacho do Prado possui diferentes características de uso e ocupação do solo, como se pode observar

através dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água resultantes da etapa de monitoramento da qualidade. As concentrações variaram muito em todos os pontos estudados, indicando diferenças significativas nas contribuições de cada área.

Devido a esse fato, os cálculos dos coeficientes utilizados nas funções de acúmulo e lavagem foram feitos para cada sub-bacia, levando-se em consideração as concentrações obtidas nos pontos de coleta referentes às suas respectivas contribuições.

a. Funções de acúmulo de poluentes

Os coeficientes C1 e C2 foram estimados empiricamente a partir dos dados das concentrações dos poluentes considerados na modelagem (DQO, DBO, FT e Coliformes termotolerantes), obtidas da análise de laboratório da água do canal no período seco. A Tabela 29 mostra os valores médios de concentração no período seco obtidos nos pontos analisados considerados no presente estudo, para cada sub-bacia.

Tabela 29 – Valores médios de concentração no período seco

Sub-bacia	Concentração média			
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	FT (mg/L)	CTT (UFC/100mL)
D1	325,2	591,2	8,4	4,72E+06
D2	77,9	181,5	3,0	2,52E+06
D3 e D4	257,7	490,8	7,3	4,38E+06
D5	498,1	786,9	10,5	7,31E+06
D6	113,7	297,9	4,5	3,67E+06
D7 a D9	113,8	308,1	4,4	2,75E+06
D10 a D13	155,3	336,0	4,2	3,68E+06

Considerando-se as áreas representativas das sub-bacias e os valores médios de concentração (Tabela 29), foi possível transformar a concentração dos poluentes de mg/L e UFC/100mL para kg/ha (quilogramas por hectare) e UFC/ha (unidades formadoras de colônia por hectare), respectivamente., para cada sub-bacia. A partir dos dados de precipitação do evento selecionado para este trabalho (10,6 mm) e com as áreas de contribuição de cada sub-bacia, calculou-se o precipitado total em litros para cada uma delas. Assim, utilizando as médias da Tabela 29, foram obtidas as concentrações por unidade de área dos poluentes estudados para

cada uma das sub-bacias. Os resultados obtidos podem ser visualizados na Tabela 30.

Os valores médios obtidos na Tabela 30 foram utilizados para indicar a concentração máxima de DQO, DBO, FT e Coliformes termotolerantes na equação de acúmulo dos poluentes, referente ao coeficiente C_1 da função. O valor do coeficiente C_2 (constante de acumulação) é o inverso do número de dias secos. Considerou-se a média dos 9 eventos precedidos por dias secos utilizados neste trabalho, resultando num total de 15 dias.

Tabela 30 - Valores médios de concentração de DBO, DQO, FT e CTT

Sub-bacia	C_1 (kg/ha)			C_1 (UFC/ha)	C_2 (1/dia)
	DBO	DQO	FT	CTT	
D1	44,2	80,4	1,1	6412400,0	0,07
D2	10,6	24,7	0,4	3420400,0	0,07
D3 e D4	35,1	66,8	1,0	5950000,0	0,07
D5	67,7	107,0	1,4	9941600,0	0,07
D6	15,5	40,5	0,62	4994600,0	0,07
D7 a D9	15,5	41,9	0,60	3740000,0	0,07
D10 a D13	21,1	45,7	0,57	5009333,3	0,07

b. Funções de lavagem de poluentes

A função de lavagem refere-se ao comportamento dos poluentes no processo de lixiviação. A Tabela 31 apresenta as concentrações médias (mg/L) para determinação do coeficiente C_1 da função de lixiviação dos poluentes considerados para modelagem.

Tabela 31 – Valores de concentração média dos poluentes em mg/L

Sub-bacias	DBO	DQO	FT	CTT
	mg/L			UFC/L
D1	240,25	434,1	6,5	5,40E+06
D2	46,1	176,6	1,5	1,90E+06
D3 e D4	172,4	363,7	5,1	4,20E+06
D5	312	533,6	7,7	5,70E+06
D6	86,7	239	3,3	2,30E+06
D7 a D9	113,8	308,1	4,4	2,80E+06
D10 a D13	155,3	336	4,2	3,70E+06

5.4.3 Validação das variáveis de qualidade da água

Neste trabalho foram simuladas as variáveis DBO, DQO, FT e Coliformes termotolerantes. Após a simulação, os erros de continuidade gerados pelo desencadeamento da simulação no SWMM foram verificados para cada variável simulada. Em todas as simulações, o erro percentual da DBO variou entre 0,355% e 0,651%, da DQO entre 0,293% e 0,657% e do FT entre 0,298% e 0,658%, sendo todos os valores inferiores a 1%, indicando, assim, um valor aceitável para a simulação, muito abaixo do valor limite de 10%.

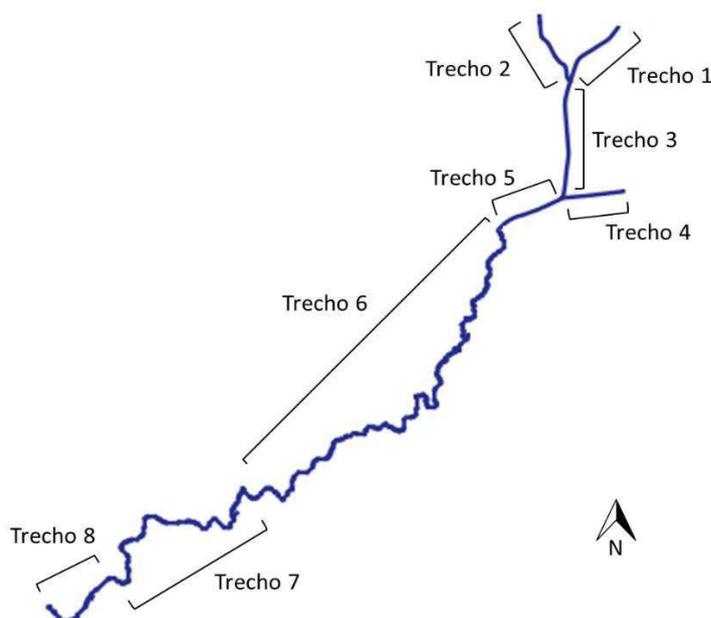
Em contrapartida, os erros para a variável Coliformes termotolerantes variaram entre 54,96% e 24,71%, valores muito acima do limite estabelecido de 10% e, por isso, não se prosseguiu com as análises e simulações dessa variável.

5.4.4 Resultados dos cenários propostos

Para facilitar a discussão, dividiu-se o canal em trechos cujos resultados apresentam o mesmo comportamento. A denominação dos trechos do canal encontra-se indicada na Figura 30. A nomenclatura apresentada será utilizada na análise dos cenários propostos.

Os resultados são apresentados no SWMM na forma de tabelas, gráficos ou mapas. Os mapas indicam os valores simulados através de uma escala de cores onde o vermelho aponta a situação mais crítica, seguida das cores amarela, verde, azul clara e, por último, azul escuro, que indica a melhor situação ou, no caso deste trabalho, as menores concentrações de poluentes.

Figura 30 – Divisão do canal em trechos



5.4.4.1 Cenário 1

O primeiro cenário se refere à simulação do Fluxo de Clima Seco (FCS), considerando-se apenas as vazões contínuas das águas residuárias que adentram ao sistema de drenagem. Para realizar a simulação do FCS, foram adotadas para as entradas de esgoto as concentrações de DBO, DQO e FT dos pontos de coleta que se localizavam mais próximos de cada ponto de entrada de esgoto. A calibração foi feita pelo método de tentativa e erro, ajustando valores de concentração e vazão de forma que os resultados da simulação se aproximassem dos valores medidos em campo no período seco. Os resultados das calibrações para DBO, DQO e FT são apresentados nas Figuras 31, 32 e 33.

Figura 31 - Comparação entre a concentração de DBO (Obs e Sim) após a calibração

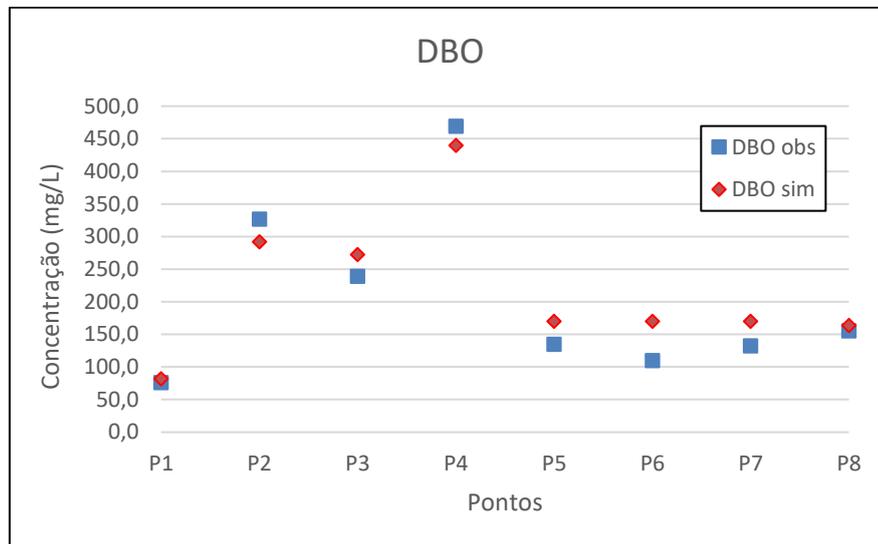


Figura 32 - Comparação entre a concentração de DQO (Obs e Sim) após a calibração

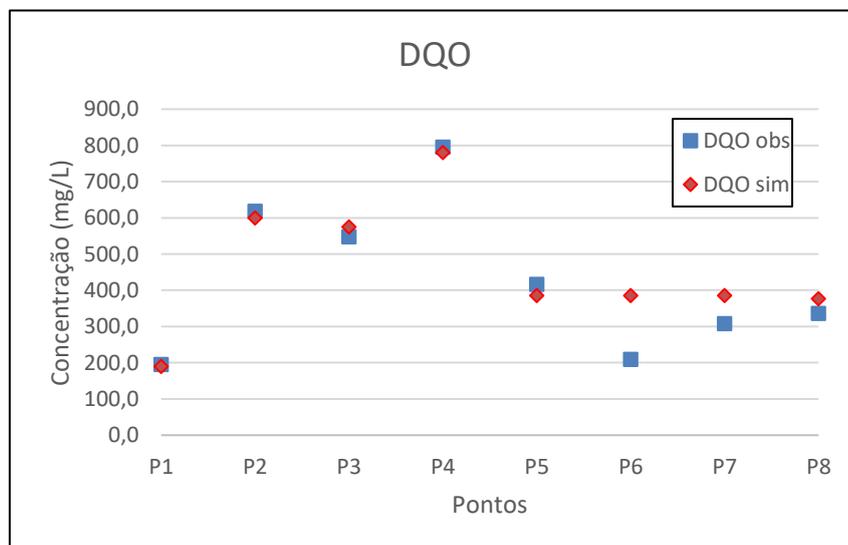
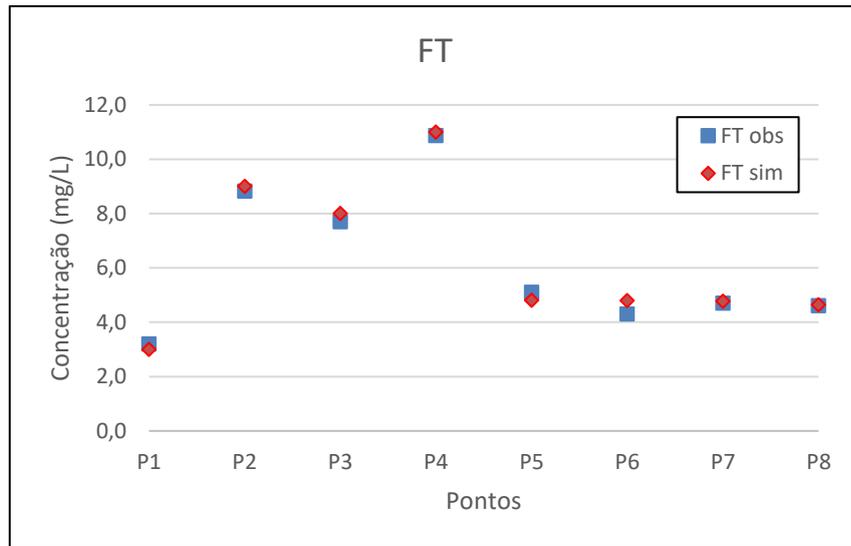


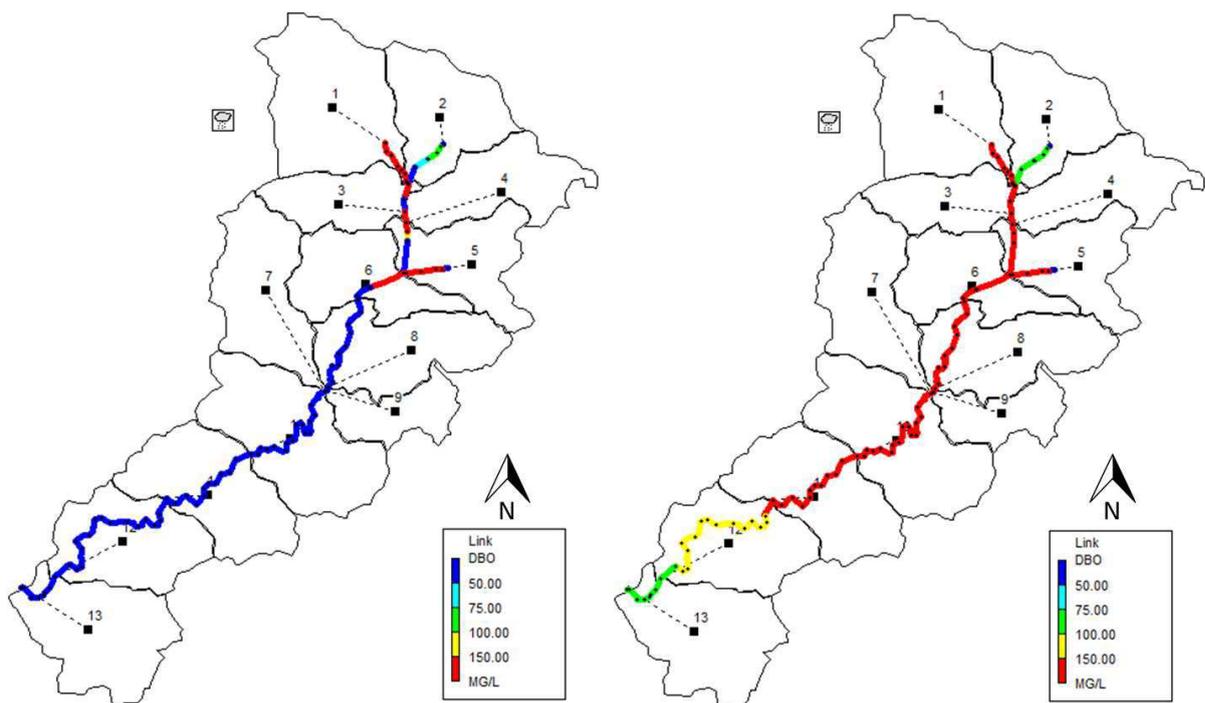
Figura 33 - Comparação entre a concentração de FT (Obs e Sim) após a calibração



A Figura 34 mostra o comportamento da concentração de DBO em mg/L decorridos 15 minutos do início da simulação e após 12 horas de simulação. Através dos mapas, observa-se que nos trechos logo após as entradas de esgoto há uma maior concentração de DBO no início da simulação. Após as 12 horas, há uma mudança no comportamento da DBO ao longo do canal devido à propagação dos fluxos e à mistura dos efluentes, resultando no aumento da concentração nos trechos 1, 3, 5, 6, 7 e 8.

Figura 34 - Mapa do comportamento da concentração de DBO (situação atual).

A) Início da simulação (15min). B) Final da simulação.

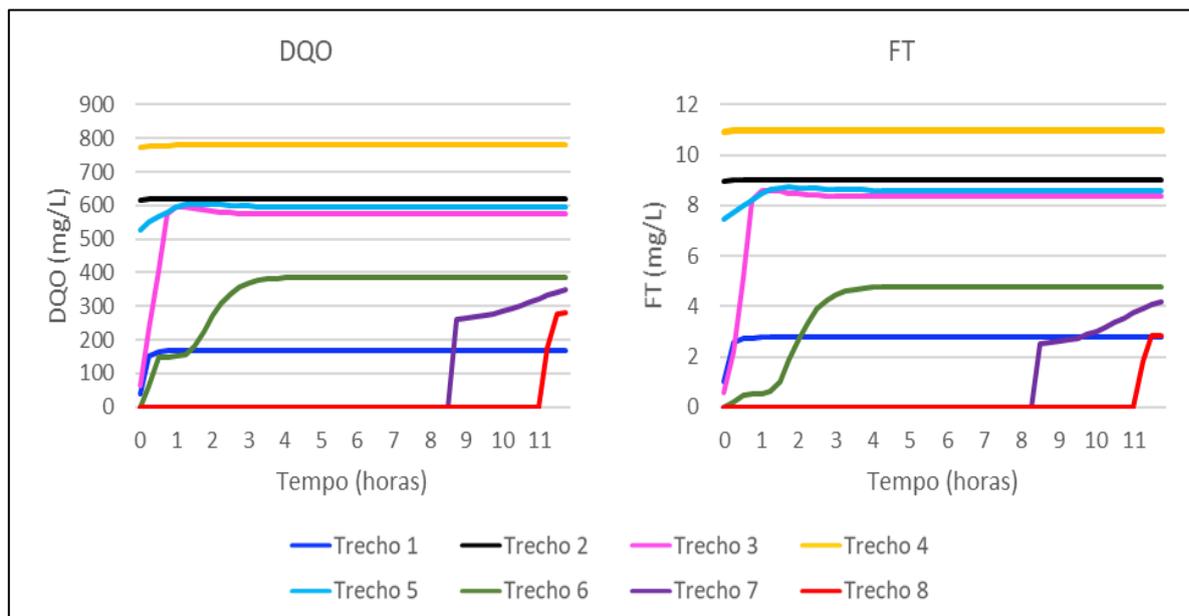


Os comportamentos das concentrações de DQO e FT ocorrem de forma similar ao observado para a DBO. A Figura 36 mostra os gráficos da propagação da DQO e FT em mg/L ao longo da simulação realizada.

Após as 12 horas de simulação, a concentração de DQO no exutório da bacia é de 279,6 mg/L. Analisando a mesma situação após 15 horas, esse valor sobe para 358,7 mg/L. E após 17 horas de simulação, chega ao valor máximo de 381,7 mg/L. De acordo com Jordão e Pessoa (2011), esses valores são considerados como típicos de esgoto médio.

Para o FT, após as 12 horas de simulação a concentração no exutório da bacia foi de 2,85 mgP/L. Após 15 horas, esse valor sobe para 4,3 mgP/L. E após 17 horas de simulação, chega ao valor máximo de 4,7 mgP/L.

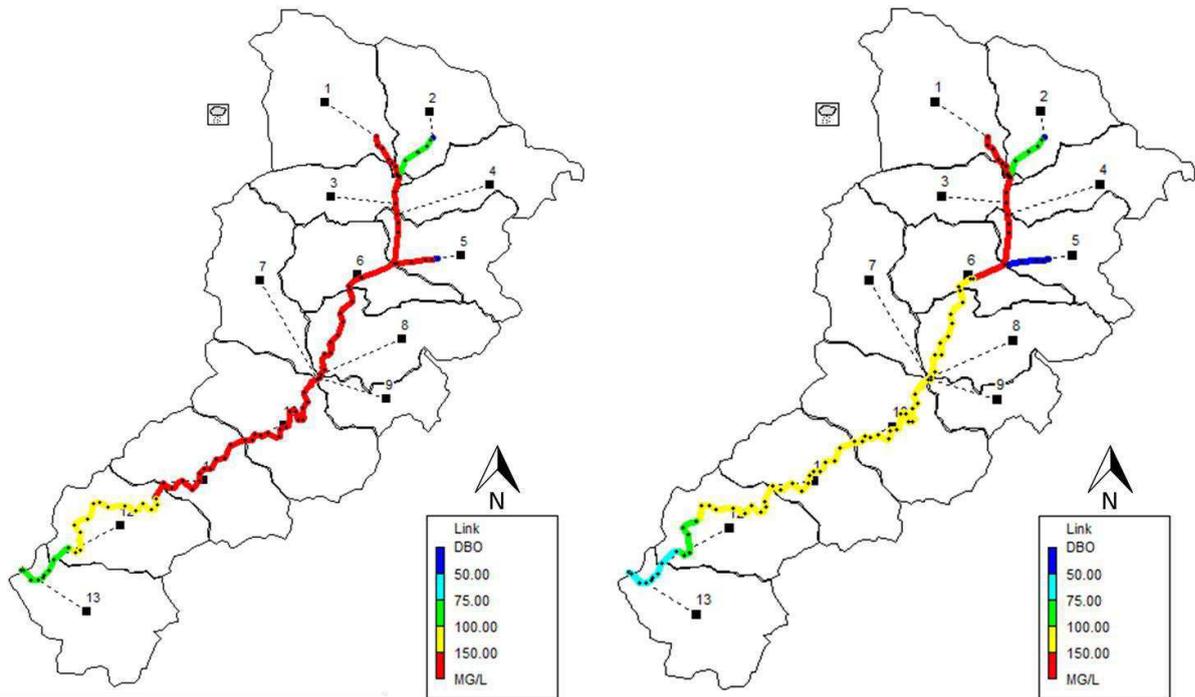
Figura 36 - Comportamento da concentração ao longo da simulação. A) DQO. B) FT.



Também foi simulada, para o cenário 1, uma proposta de intervenção no sistema, caso fossem retiradas as entradas mais críticas de esgoto, ou seja, com maior potencial poluidor, apresentando as maiores vazões e concentrações de poluentes. As entradas E, F e G se enquadram nesse quesito, juntas representam 20% da vazão total escoada pelo canal durante o período seco.

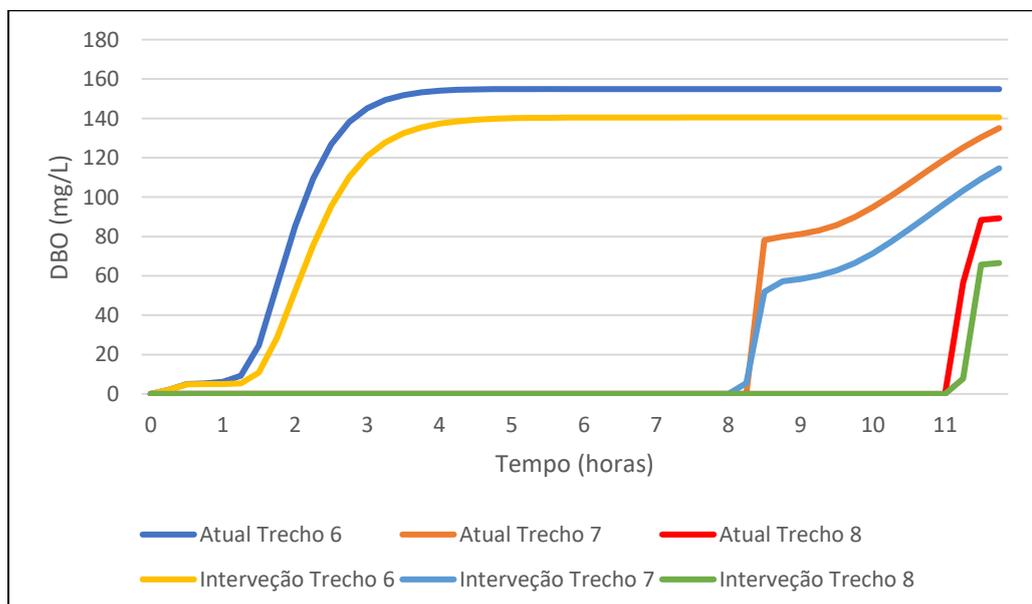
A Figura 37 compara os resultados obtidos com o SWMM para a DBO ao final da simulação do cenário atual e do cenário com a proposta de intervenção, caso fossem retiradas as entradas E, F e G.

Figura 37 – Mapa da concentração de DBO. A) Situação atual B) Retirada das entradas E, F e G.



A retirada das contribuições de esgoto resulta em mudanças nos trechos a jusante. A Figura 38 mostra a variação da concentração de DBO ao longo da simulação nos trechos 6, 7 e 8 antes e depois das retiradas E, F e G. Em relação à concentração de DBO houve uma redução de 10% no trecho 6, 15% no trecho 7 e de 25% no trecho 8. Já nas concentrações de DQO e FT não houve redução significativa nos trechos analisados.

Figura 38 – Comparação entre a concentração de DBO antes e depois da retirada das entradas E, F e G.



A partir desses resultados, pode-se concluir que pequenas intervenções que viessem a ser feitas no canal não iriam apresentar uma melhoria significativa na qualidade do sistema de drenagem da bacia como um todo, as melhorias seriam apenas locais. Entretanto, uma melhoria, mesmo que local, já é um grande avanço no combate às práticas ilegais de lançamento de esgotos no canal. Por outro lado, esse tipo de intervenção requer a implementação de medidas estruturais de realocação das entradas clandestinas de esgoto e sua ligação à rede coletora. Muitas vezes, intervenções dessa natureza são mais difíceis de serem executadas pelos gestores pois requerem grandes investimentos e apresentam maior complexidade construtiva, principalmente para ambientais já urbanizados.

5.4.4.2 Cenário 2

No segundo cenário foi analisada a influência do número de dias secos antecedentes à simulação (3 e 15 dias) e da intensidade da precipitação através de uma chuva ocorrida durante o monitoramento realizado pelo estudo e pelas chuvas com períodos de retorno de 10 e 25 anos.

Optou-se por simular o evento do dia 8/6/2018 com 3 dias antecedentes sem chuva. A segunda simulação foi igual à primeira, alterando apenas o número de dias secos, passando de 3 para 15 dias. Por fim, fez-se a simulação aplicando-se as precipitações com período de retorno de 10 e 25 anos, com total precipitado de 100,4 e 123,6 mm, respectivamente, para os números de 3 e 15 dias antecedentes sem chuva. A Tabela 32 apresenta as cargas acumuladas no início e no fim de cada evento simulado.

Tabela 32 - Carga poluente eventos simulados

Evento	Dias sem chuva	Carga (kg)					
		DBO		DQO		FT	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
10,6 mm	3 dias	17.101	7.268	37.129	14.874	528	211
	15 dias	38.748	27.935	83.952	59.035	1.194	839
TR = 10 anos	3 dias	18.310	2.341	39.771	5.580	566	80
100,4 mm	15 dias	40.183	3.616	87.113	9.018	1.239	129
TR = 25 anos	3 dias	18.299	2.270	39.754	5.402	565	77
123,6 mm	15 dias	40.173	3.518	87.097	8.774	1.239	125

Através dos dados apresentados na Tabela 32, pode-se notar o efeito no número de dias antecedentes sem chuva na quantidade de quilogramas de poluente acumulado. Para o evento

real do dia 8/6 (10,6 mm) houve um aumento de 126,58% na quantidade de DBO acumulada entre 3 e 15 dias, para DQO e FT o aumento foi de 126,1%. Para as precipitações com período de retorno de 10 e 25 anos o aumento para DBO, DQO e FT foi de aproximadamente 119%.

Por ter uma extensa área de contribuição, cerca de 24 km², e por apresentar diversos pontos de despejo irregular de águas residuárias, as concentrações de poluentes na área de estudo são muito elevadas. Após a chuva de 10,6 mm, 57,5% da carga de DBO foi lixiviada pelo escoamento para o cenário de 3 dias sem chuva. Já para 15 dias, como o acúmulo é consideravelmente maior, a quantidade de carga de DBO lixiviada caiu para 27,9%, ou seja, a chuva de 10,6 mm não foi suficiente para realizar uma lavagem considerável dos poluentes acumulados durante o intervalo de 15 dias. Para um maior número de dias secos, seria necessária uma chuva de grande intensidade para lixiviar os 100% de carga acumulada. Para DQO e FT, a carga lixiviada foi de 60% para o intervalo de 3 dias, e de 29,7% para 15 dias.

As chuvas com período de retorno de 10 e 25 anos têm maior intensidade que a do evento de 10,6 mm. Devido a isso, a quantidade lixiviada para os dois períodos aumenta, apresentando aproximadamente 87% de carga lixiviada com 3 dias sem chuva, e 91% com 15 dias, tanto para DBO, quanto para DQO e FT.

Considerando estes resultados, pode-se concluir que a intensidade da precipitação apresenta maior influência na redução das cargas acumuladas superficialmente na bacia e na concentração do escoamento gerado, visto que a carga acumulada não apresentou aumento significativo para as diferentes intensidades simuladas.

As Figuras 39 e 40 expõem esse comportamento, comparando a qualidade do escoamento gerado em cada sub bacia no início e no final da simulação feita para o evento de 10,6 mm e 123,6 mm (TR=25 anos), por meio de mapas de concentração.

Analisando as figuras, fica claro o comportamento da lixiviação dos poluentes através de cada volume precipitado. No evento com 10,6 mm, apenas 4 sub-bacias apresentam concentrações menores do que 50 mg/L de DBO, ao mesmo tempo em que no final do evento de 123,6 mm, todas as sub-bacias apresentaram coloração azul escuro. O mesmo comportamento é observado para as variáveis DQO e FT.

Figura 39 - Mapa da concentração de DBO no escoamento gerado nas sub-bacias para o evento de 10,6 mm. A) 03:30 horas após o início da simulação. B) Final do evento.

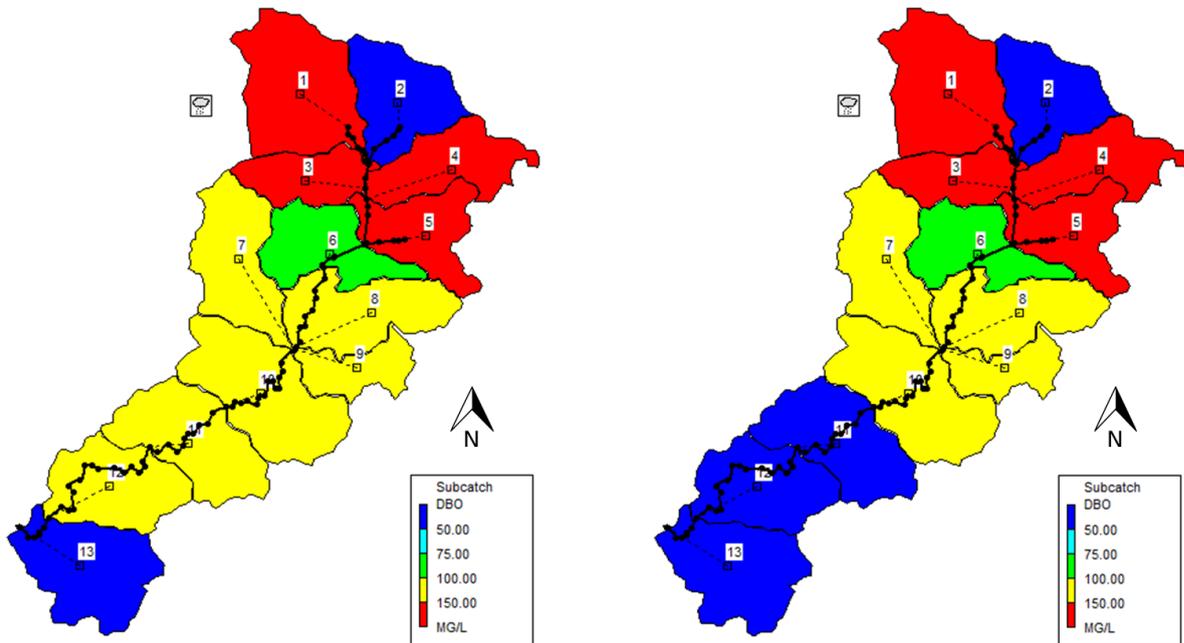
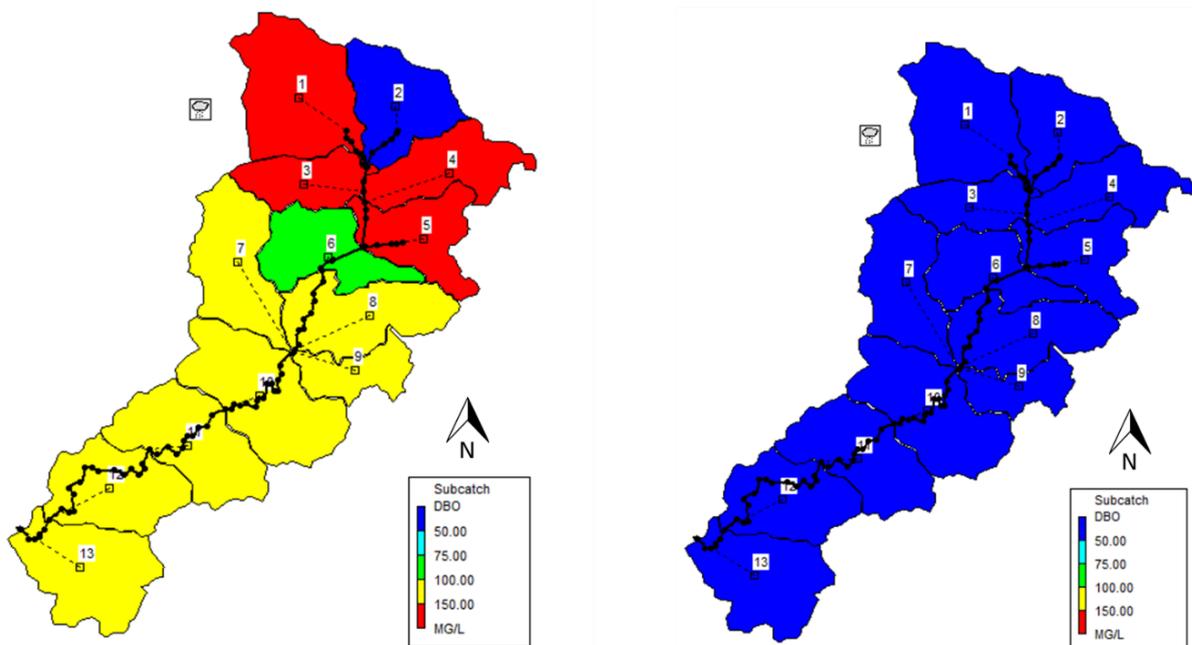


Figura 40 - Mapa da concentração de DBO no escoamento gerado nas sub-bacias para o evento de 123,6 mm. A) 01:15 horas após o início da simulação. B) Final do evento.



As Figuras 41 e 42 exibem o comportamento da DBO nos trechos do canal do Prado ao

longo das 15 horas simuladas para cada evento.

Figura 41 - Gráfico da concentração de DBO nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm

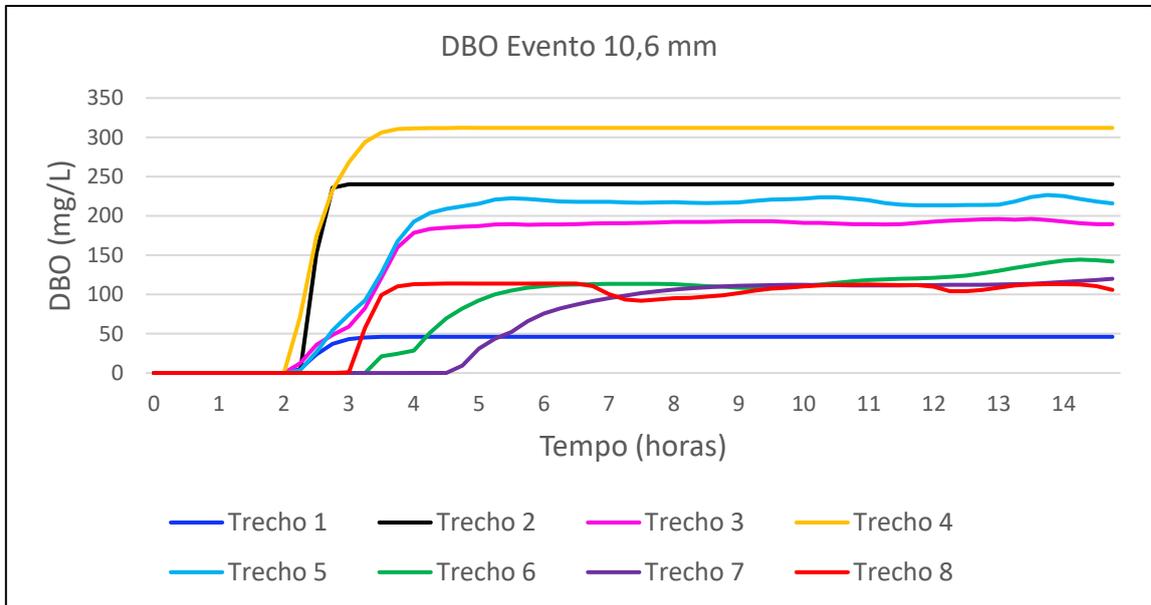
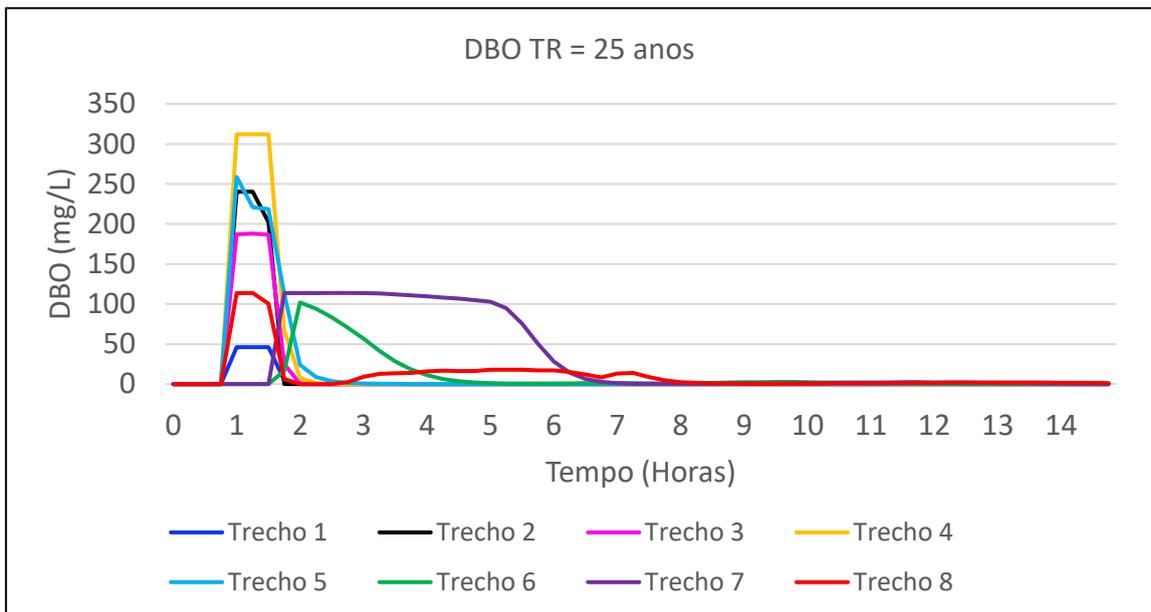


Figura 42 - Gráfico da concentração de DBO nos trechos do canal para o evento de 123,6 mm



Observando o comportamento da concentração do poluente ao longo do tempo, percebe-se que ocorre uma estabilização do valor da DBO no evento de 10,6 mm em todos os trechos, não ocorrendo redução na concentração durante as 15 horas do evento simulado. Após uma hora, ou seja, às 16 horas de simulação, a concentração dos poluentes começa a diminuir.

Os trechos 2 e 4 são tributários do canal principal e o trecho 1 é o início do canal do Prado, assim, eles não recebem nenhuma outra contribuição, não há mistura com águas de concentrações diferentes, por isso o valor da DBO se apresenta sem alterações no gráfico. Já os trechos restantes, por se localizarem no canal principal, recebem as contribuições dos trechos 2 e 4, quando ocorre a propagação desses fluxos e a mistura de efluentes com concentrações diferentes.

Já na simulação do evento de 123,6 mm é visível que praticamente toda a concentração de poluente é lixiviada pela chuva, sendo apenas os trechos 7 e 8 os que não apresentaram valor nulo no final da simulação. Os trechos 1, 2, 3 e 4 tiveram toda sua carga lixiviada nas primeiras 3:00 horas do evento, o trecho 5 depois de 5:00 horas e os trechos 7 e 8 apresentaram concentrações de 0,27 e 1,23 mg/L ao final da simulação.

A partir das simulações realizadas, fica clara a ligação da melhoria das águas do sistema de drenagem com às chuvas com grande volume precipitado, eventos que são raros devido às características de semiaridez da região em que da cidade está localizada. Assim, a melhoria da qualidade deve ser pensada em relação a redução do lançamento de efluentes e resíduos sólidos em locais inadequados, como também da modificação dos hábitos da população. A prática da varrição de ruas também pode ser adotada para esse objetivo.

O comportamento das curvas para DBO e FT é o mesmo mostrado nas Figuras 41 e 42, variando apenas as concentrações referentes a cada poluente. Nas Figuras 43 e 44 são apresentadas as curvas simuladas para DQO e FT para o evento de 10,6 mm.

Figura 43 - Gráfico da concentração de DQO nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm

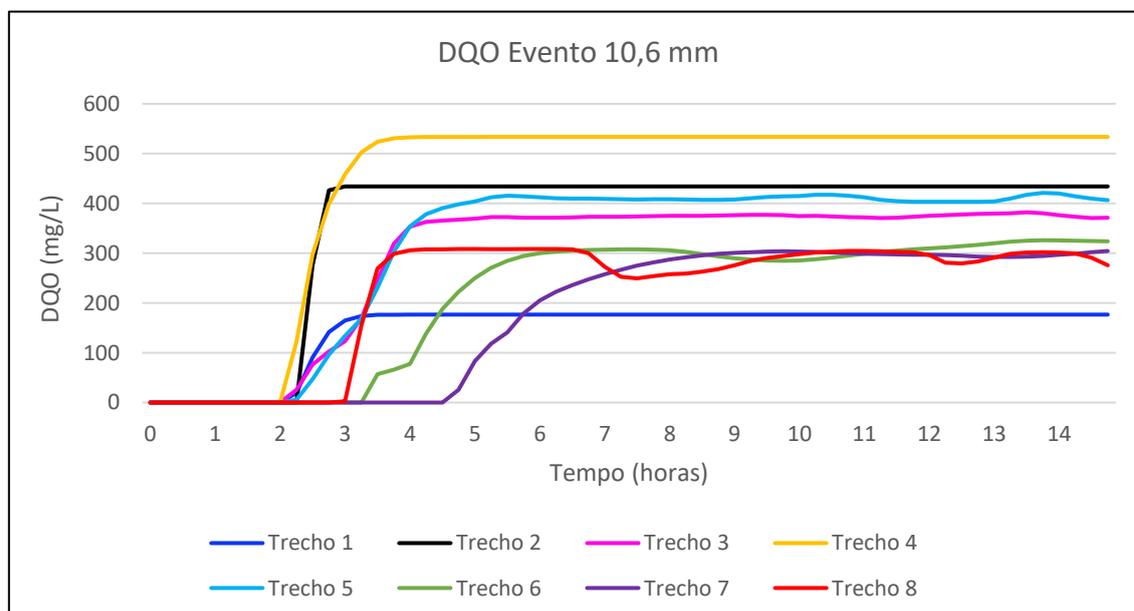
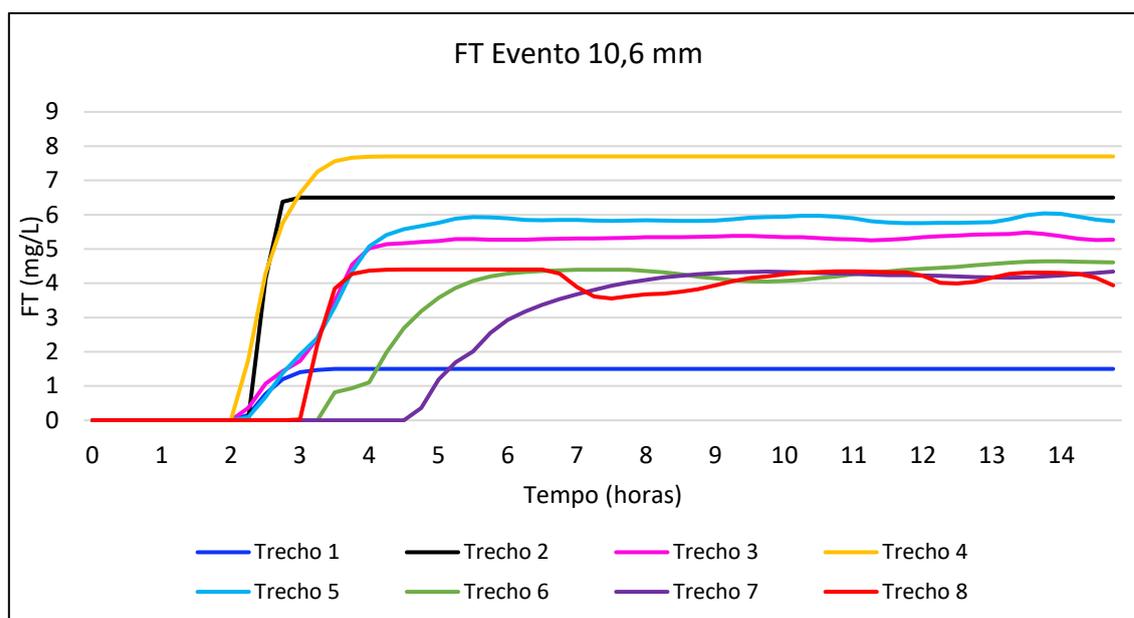


Figura 44 - Gráfico da concentração do FT nos trechos do canal para o evento de 10,6 mm



5.4.4.3 Cenário 3

A simulação do cenário 3 buscou analisar qual resultado a redução da impermeabilização traria para a área de estudo em sua realidade atual. Em um cenário ideal, onde o sistema separador absoluto funciona corretamente, a redução da impermeabilização da área modelada resultaria na redução da carga de poluentes transportada pelo escoamento devido ao aumento da infiltração das águas pluviais no solo. Entretanto, esse fato não foi constatado na pesquisa.

Na cidade de Campina Grande, cujo sistema de drenagem recebe contribuições contínuas de águas residuárias, a redução da impermeabilização iria aumentar a infiltração da água no solo, reduzindo, assim, o volume que irá para o sistema de drenagem. A água da chuva atua diluindo essa carga de esgoto recebida pelo canal, melhorando a sua qualidade. Com a diminuição do volume escoado, o processo de lixiviação das cargas acumuladas na superfície da bacia será reduzido e resultará em um aumento nas cargas finais dos poluentes.

A Tabela 33 justifica essa afirmação, comparando as cargas de DBO, DQO e FT simuladas para a precipitação com tempo de retorno igual a 25 anos para o cenário atual (o mesmo simulado no cenário 2) e para um cenário propondo a redução de 30% nas áreas impermeabilizadas da bacia. Para essa simulação, os erros variaram entre 0,74 e 0,77%.

A redução da impermeabilização contribuiu para um pequeno aumento na carga acumulada. Com o aumento da infiltração, as cargas de DBO, DQO e FT escoadas diminuiriam, o que fez com que a carga final dos três poluentes analisados fosse maior do que a estimada

para a impermeabilização atual. Diferente do que se observa em uma abordagem meramente quantitativa, a redução das áreas impermeáveis não é uma ação interessante em relação à melhoria da qualidade das águas do canal.

Tabela 33 – Carga dos poluentes para os cenários avaliados com TR = 25 anos

Evento TR= 25 anos	Dias sem chuva	Carga (kg)					
		DBO		DQO		FT	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Impermeabilização atual	15 dias	40.173	3.518	87.097	8.774	1.239	125
Redução de 30% na impermeabilização	15 dias	40.411	4.178	87.550	10.359	1.245	148

O mesmo ocorre para a simulação do evento do dia 8/6 de 10,6 mm. Na Tabela 34 são apresentados os valores das cargas de DBO, DQO e FT para a impermeabilização atual e para a redução de 30% para esse evento.

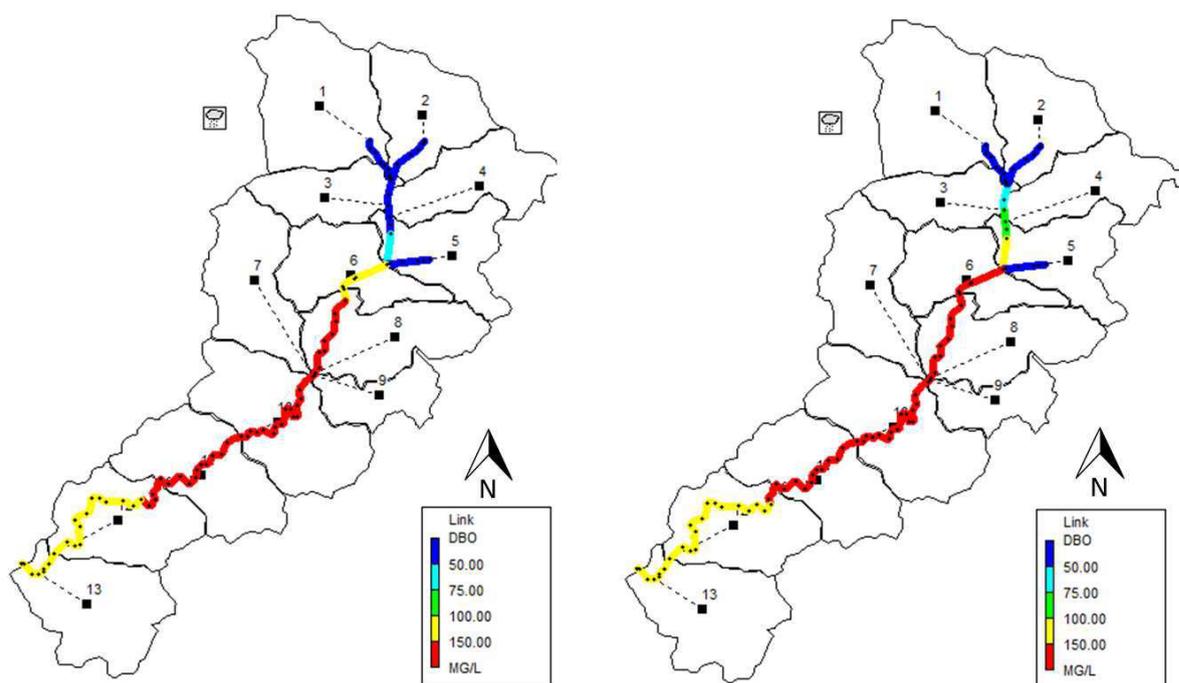
Tabela 34 – Carga dos poluentes para os cenários avaliados para o evento de 10,6 mm

Evento 10,6 mm	Dias sem chuva	Carga (kg)					
		DBO		DQO		FT	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Impermeabilização atual	15 dias	38.748	27.935	83.952	59.035	1.194	839
Redução de 30% na impermeabilização	15 dias	38.780	31.215	84.025	66.590	1.195	947

Em relação à qualidade da água no canal de drenagem, pode-se observar através da Figura 45 que houve uma piora na qualidade dos trechos 3 e 5 para o cenário com redução de 30% comparado com o cenário de impermeabilização atual. Esse fato reforça a compreensão que o aumento do volume das águas escoadas contribui para a diluição dos poluentes.

Esse cenário alerta para o quanto Campina Grande, assim como várias outras cidades do Brasil, ainda precisam avançar até que alcance o nível observado nas cidades de países desenvolvidos, em que, tendo sanado todos os problemas advindos dos lançamentos pontuais, pode dar maior atenção à problemática da poluição difusa.

Figura 45 - Mapa da concentração de DBO para o final do evento de 10,6 mm. A) Impermeabilização atual. B) Redução de 30% na impermeabilização.



Para o cenário atual em que a cidade se encontra e avaliando apenas o aspecto qualitativo da água, o investimento em práticas de drenagem sustentável apresentaria poucos resultados, frente à dimensão que a poluição pontual tem. É importante que se invista na melhoria do sistema de drenagem urbana das cidades, com foco no controle da poluição pontual por meio do correto funcionamento do sistema separador absoluto e do tratamento de esgotos coletados.

Henriques (2014) ressalta que diretrizes ou planos de ação de gestão das águas pluviais urbanas contemplam vários aspectos importantes, como por exemplo, a legislação vigente, os planos diretores, planos de contingência, risco de inundações, planejamento e controle de operações, aspectos construtivos, entre outros. No entanto, sob o ponto de vista da qualidade dessas águas, pouca e/ou quase nenhuma informação é mencionada. Este contexto ilustra o descaso que é dado à qualidade das águas de drenagem urbana, tendo em vista que estas têm grande influência no ciclo hidrológico, especialmente quando nelas estão contidos esgotos sanitários, resultando em problemas ambientais como o aumento das cargas poluidoras em mananciais, disseminação de doenças, perda de ecossistemas aquáticos, entre outros.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A investigação da ocorrência de pontos clandestinos de intrusão de esgotos sanitários no canal de drenagem identificou e mapeou dez pontos de entrada que despejam efluentes de forma contínua dentro do canal. Isso possibilitou a realização de um diagnóstico do que acontece na área de estudo durante os períodos secos, onde não há precipitação, e o canal funciona apenas para a propagação e mistura desses efluentes, apresentando uma pequena lâmina d'água. Além da contribuição dos esgotos, o sistema apresenta acúmulo de resíduos sólidos que, além de serem carreados pelo escoamento superficial, são também depositados pela própria população do entorno.

As amostras coletadas das águas do Canal do Prado, os dados de precipitação e de vazão permitiram a análise da qualidade em períodos secos e a influência da chuva na qualidade da água que escoam pelo canal. Recomenda-se a utilização de amostradores automáticos, para que seja possível a coleta das primeiras amostras dos eventos de chuva com o objetivo de avaliar o fenômeno *first flush*, que se trata da lavagem inicial das cargas.

Através da análise do comportamento das concentrações dos poluentes, constatou-se que as maiores concentrações são encontradas durante períodos secos. Foi visto também, ao comparar os dados com os encontrados por Caminha (2014) para mesma área de estudo, que a poluição na Bacia Hidrográfica Riacho do Prado aumentou durante o intervalo de tempo entre os estudos, o que implica em um maior grau de risco para a população que reside próxima ao canal.

No cenário 1 (Fluxo de Clima Seco), foi constatado que o modelo responde bem à simulação do Fluxo de Clima Seco (FCS), que é a descarga contínua de águas residuais sanitárias ou industriais diretamente na porção de transporte de um modelo SWMM, normalmente nos nós, simulando o cenário em que o canal trabalha na maior parte do ano, e concluiu-se que pequenas intervenções que viessem a ser feitas no canal não iriam apresentar uma melhoria significativa na qualidade do sistema de drenagem como um todo, as melhorias seriam apenas locais.

Através do cenário 2 (Períodos Hidrológicos), foi observado que o número de dias antecedentes sem chuva e o volume precipitado se mostraram importantes para a análise da carga poluente acumulada pelas sub-bacias e lixiviada pelas chuvas. A partir das simulações, fica clara a ligação da melhoria das águas do sistema de drenagem e às chuvas com grande volume precipitado, eventos que são raros na região em que a cidade está localizada. Assim, a melhoria da qualidade deve ser pensada em relação a redução do lançamento de efluentes e

resíduos sólidos em locais inadequados.

Com o cenário 3 (Redução impermeabilização), constatou-se que o volume escoado também é um fator importante, visto que influencia no transporte e diluição dos poluentes despejados ilegalmente pelas ligações de esgoto na galeria de drenagem. Diferente do que se observa em uma abordagem meramente quantitativa, a redução das áreas impermeáveis não é uma ação interessante em relação à melhoria da qualidade das águas do canal.

A aplicação do SWMM para a simulação chuva/vazão foi validada. Pode-se concluir que o programa respondeu bem a simulação dos fenômenos hidráulicos e hidrológicos que ocorrem na bacia e nas galerias de drenagem pluvial. Para uma melhor eficiência do modelo, recomenda-se que sejam feitas calibrações para outros eventos de precipitação, como também uma análise de sensibilidade para se observar quais parâmetros são mais sensíveis à calibração.

Quanto à modelagem da qualidade da água, os resultados obtidos para as simulações do comportamento dos poluentes em escala temporal para o evento real do dia 8/6/2018 foram condizentes com os valores observados nas análises laboratoriais, confirmando a eficiência dos resultados para as simulações feitas com os períodos de retorno de 10 e 25 anos, como também do cenário propondo redução na porcentagem de impermeabilização.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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, E. L. **Estimativa e análise do crescimento da demanda de água considerando cenários de uso e ocupação do solo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande, 2013.

AKAN, A. O; HOUGHTALEN, R. J. (2003). **Urban Hydrology, Hydraulics, and Stormwater Quality: Engineering Applications and Computer Modeling**. John Wiley & Sons, New Jersey.

ALVAREZ, R. P. P. **Estudo experimental e teórico da qualidade de água da drenagem urbana com base ecohidrológica**. 2010. 239p. Dissertação (Mestrado-programa em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

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.

APRÍGIO, P. de O. **Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas**. 2012. 113p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2012.

BARBOSA, A. E.; FERNANDES, J. N.; DAVID, L. M. Key issues for sustainable urban stormwater management. 2012. **Water Research**. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412003569>. Acesso em 26 de jun 2018.

BOLLMANN. H. A. **Relação da Densidade Populacional Sobre Variável de Qualidade Físico-Química das Águas Superficiais em Microbacias Hidrográficas Urbanas sem Cobertura Sanitária em Porto Alegre – RS**. 2003. 159 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade de água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira do Iguape, SP**. 2008. 188p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

BRASIL (2007). **Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, Brasília.

BRASIL (2010). **Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010**. Regulamenta a Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências, Brasília.

BRASIL (1981). **Lei n. 6.938, de 31 de agosto, 1981**. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. Jr. (1987). **The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2EUNCAS: Computer Program Documentation and User Manual**. Athens: United States Environmental Protection Agency, 1987, 189 p.

CABRAL JÚNIOR, J. B. **Comparação de dados diários de evapotranspiração de referência estimados pelos métodos de Penman-Monteith e tanque classe A, para Campina Grande-PB**. 2014. 75 p. Trabalho de conclusão de curso de especialização (GeoAmbiência e Recursos Hídricos do Semiárido) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

CAMINHA, M. J. **Degradação da qualidade da água do sistema de drenagem de sub-bacias urbanas de Campina Grande – Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.

CAMPBELL, N.; D'ARCY, B.; FROST, A.; NOVOTNY, V.; SANSOM, A. **Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions**. London: IWA Publishing, 2004. 310p.

CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S. Qualidade do escoamento na rede de drenagem pluvial urbana: a situação de Brasília-DF. **REGA**. v. 7, n. 2, p. 53-65, Jul./Dez. 2010.

CARNEIRO, P.R.F. & MIGUEZ, M.G. (2011) **Controle de inundações em bacias hidrográficas metropolitanas**. São Paulo: Annablume. v. 1. 330 p.

CIRF – Centro Italiano Per La Riquilificazione Fluviale. **La Riquilificazione Fluviale in Italia: Linee Guida, Strumenti ed Esperienze per Gestire I Corsi D'a Cqua e Il Territorio**. 1. Ed. Nardini A., Sansoni G. (Ed.). Venezia: Mazzanti, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. Ed. Edgar Blücher, 2004. 240 p.

COSTA, M. E. L. **Monitoramento e Modelagem de Águas de Drenagem Urbana na Bacia do Lago Paranoá**. 203 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2013.

DONIGIAN Jr., A.S.; HUBER, W.C. (1991). **Modelling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas**. Environmental Research Laboratory, US. Environmental Protection Agency, Athens.

FERREIRA, L.C.A. (2008) **Variação da qualidade da água do escoamento superficial de duas bacias de drenagem de Natal / RN– Brasil**. 100p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

FREIRE, J. R. P. **Análise do Sistema Separador Absoluto no Âmbito da Drenagem Pluvial da Cidade de Campina Grande - Estudo de Caso do Canal das Piabas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

FREITAS, F.R.S. (2013) **Avaliação progressiva da qualidade da água do escoamento superficial de uma bacia fechada de drenagem urbana**. 53p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

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.

GDF - Governo do Distrito Federal, Secretaria de Estado de Obras, (2009). **Plano Diretor de Drenagem Urbana do Distrito Federal**. Volume 5. Brasília, 2009.

GOMES, A. P.; PAIVA, E. M. C. D. de. Acumulação e transporte de sedimentos na microdrenagem: monitoramento e modelagem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.15, n. 4, p. 45-55, Out./Dez 2010.

GOMES, E; F. **Perdas de vazão e seus efeitos na operação do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande-PB**. 2013. 84p. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. PB. 2013.

GOMES, K. M. F. **Modelagem Da Poluição Difusa Em Uma Bacia De Drenagem Urbana**. 2014. 76 p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

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**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

HUBER, W. C; DICKINSON, R. E. **Stormwater Management Model**. Version 4: user's Manual, Environmental Research Laboratory, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. 2nd. printing. 1992.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. Rio de Janeiro. 6. ed. 2011.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BASSANESI, K. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguazu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 16, n.2 - Abr/Jun 2011, 75-88.

LIMA, N.; F. **Recuperação de ovos de helmintos em amostras de águas residuárias urbanas de populações de baixa renda da cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil**. 2013. 72p. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de

Campina Grande, Campina Grande, 2013.

MANAHAN, S. E. (1999) **Environmental Chemistry**. 7 ed. Lewis Publishers, Boca Raton.

MARTINS, R. G. **Modelagem da Carga de Poluição Difusa em Escala de Bacia com Valores De Concentração Média por Evento a Partir de Dados de uma Rede De Monitoramento Local**. 2017. 178 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

MASCARENHAS, F. C. B.; TODA, K.; MIGUEZ, M. G.; INOUE, K. **Flood risk simulation**. Boston: WIT; 2005.

MATTHIENSEN, A.; KLOCK, A. L. S.; BENEDO, G. C.; MARTINI, R. **Monitoramento e diagnóstico de qualidade de água superficial**. 2014. 20 p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

MCCUEN, R. et al. (1996), **Hidrology**, FHWA-SA-96-067, Federal Highway Administration, Washington, DC.

MENEZES FILHO, F. C. M. **Otimização de reservatórios de retenção para controle da qualidade das águas pluviais**. 2014. 167 p. Tese (Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª.ed. Porto Alegre, McGraw - Hill, 2016.

METHODS, H. DIETRICH, K. **Stormwater Conveyance Modelling and Design**. Bentley Institute Press. 2007.

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

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R. **Soil and Water Assessment Tool**. Theoretical Documentation, Temple, Texas, USA, 2005.

NEWCASTLE UNIVERSITY. **SHETRAN Version 4 data requirements, data processing and parameter values**. School of Engineering and Geosciences, Newcastle University: UK, 2001. Disponível em:

<<http://research.ncl.ac.uk/shetran/SHETRAN%20V4%20Data%20Requirements.pdf>> Acesso em: 04 mar 2018.

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.

NOVOTNY, V. **Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management**. Pennsylvani: TECHNOMIC, v. 9, 1995, 429 p.

NOVOTNY, V. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management**. 2. Ed. New

York: John Wiley & Sons, 2003. 888p.

OBROPTA C.C, KARDOS J.S. Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic, and hybrid approaches. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 1508–1523. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00124.x. 2007.

PAIXÃO, F.J.R.; ANDRADE, A.R.S.; AZEVEDO, C.A.V.; COSTA, T.L.; GUERRA, H.O.C. Ajuste da curva de infiltração por meio de diferentes modelos empíricos. **Pesquisa aplicada & Agrotecnologia**, volume 2, n° 1, p 108-112. Guarapuava-PR, 2009.

PEHOVAZ, R. P. A. **Avaliação experimental e teórica da qualidade da água de bacias urbanas com base na ecohidrologia**. 2010. 218p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 12. ed. Piracicaba: Livraria Nobel, 1985.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005. 285p.

POLIGNANO, M. V.; IBRAHIM, E.; ALVES, G.; VIEIRA, N. **Diagnóstico Preliminar, Revitalização da Bacia do Rio das Velhas**. Equipe Projeto Manuelzão- Fundep. Belo Horizonte, Minas Gerais. Junho de 2012.

PORTO, M. (1995) **Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas**. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.; BARROS, M.T. Drenagem urbana. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. p. 387-428.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE - PMCG. Secretaria De Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA). **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Campina Grande-PB**. Campina Grande, 2014a.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE - PMCG. Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande-PB**. Campina Grande, 2014a.

REZENDE, O. M. **Avaliação de medidas de controle de inundações em um Plano de Manejo Sustentável de águas pluviais aplicado à Baixada Fluminense**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2010.

RIBAS, J. R. Uma proposta para a construção de cenários alternativos combinando informações subjetivas e bases de dados secundários (p. 2-4). **Anais do Encontro de Administração de Informação (ENADI)**, Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração (ANPAD). Florianópolis - SC, Brasil, 2007.

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. p. 19-73.

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.

SABESP – **Norma Técnica NTS 025**. Projeto de redes coletoras de esgoto. São Paulo, julho 2006.

SANTOS, A. N. C. **Influência Da Precipitação No Rendimento Agrícola Do Feijão (*Phaseolus vulgaris L.*) e Algodão Herbáceo (*Gossypium hirsutum L.*) em Campina Grande – PB**. 2011. 65 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade Federal de Campina Grande Campina Grande, 2011.

SANTOS, L. D.; POLACINSKI, E.; PATIAS, J.; BATTISTI, J. F. Análise de Cenários: Uma Ferramenta Eficaz do Planejamento Estratégico para Eventos Acadêmicos. **Revista de Administração e Contabilidade**, n. 31, 2017, p. 96-113.

SHOEMAKER, L.; DAI, T.; KOENIG, J. **TMDL Model Evaluation and Research Needs**. EPA/600/R-05/149. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2005.

SILVA, J. C. A. **Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e difusas. Estudo de caso: Córrego Ibiraporã do Sapé**. 192p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SILVA, M. M. P.; OLIVEIRA, N. F.; CAVALCANTI, N. B. Probabilidade de ocorrência de dias secos e chuvosos. **Boletim Instituto Nacional de Meteorologia**. 146:51-90, 1981.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande, Paraíba: O autor, 2001. 266p.

SODRÉ, F. F. **Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle**. Grupo de Automação, Quimiometria e Química Ambiental (AQQUA), Instituto de Química, Universidade de Brasília. 2012. Brasília, DF. v. 1. P 9-16.

SOUZA, SF. P. **Monitoramento e Modelagem Hidrológica Da Sub-Bacia Do Lago Paranoá - Brasília/DF - e Avaliação De Bacia De Detenção**. 2014. 139 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental E Recursos Hídricos) - Universidade De Brasília, Brasília, 2014.

SPERLING, M. V. **Introdução a qualidade das águas e o tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

SPERLING, M V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005, 452p.

TSUYUGUCHI, B. B. **Macro drenagem e ocupação do solo no município de Campina Grande: Caracterização, simulação e análises sistêmicas**. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

TUCCI, C. E. M.; GENZ, F. **Controle do Impacto da Urbanização**. In: Tucci, C.E.M.; Porto, R.L.L.; Barros, M.T. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH, 1995, V.5, p.277-347.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia, Ciências e Aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: Universidade/UFRGS/ ABRH, 2005. 487 p.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O.M. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília, DF: UNESCO, 2001. p. 190.

TUCCI, C.E.M. (2005). Modelos hidrológicos. **ABRH**, Porto Alegre-RS.

U. S. Environmental Protection Agency (US EPA), “**Storm Water Technology Fact Sheet: Infiltration Trench**”, EPA-832-F-99-019, Office of Water, Washington, D.C., September 1999.

VTI - Virtuosa Tecnologia da Informação, 2018. **Fontes de Poluição da Água**. Disponível em <<https://www.sobiologia.com.br/conteudos/Agua/Agua7.php>>. Acesso em: 27 jun 2018.

YANG, Y.S.; WANG, L. A review of modeling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. **Water Resource Management**. n. 24. p.1819-1843. DOI 10.1007/s11269-009-9526-y, 2009.

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**. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

ZOPPOU, C., (2001). **Review of Urban Storm Water Models**. Environmental Modelling & Software, Volume 16, Issue 3, abril 2001, p. 195–231.

YANG, Y. S.; WANG, L. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resource Management**. N. 24, p. 1819–1843. DOI 10.1007/s11269-009-9526-y, 2009.

Anexo A

Sub-bacia	Perímetro	Área (m)	Kc	Le	W (m)
D1	9500	2719300	1,62459	670,567	4055,22
D2	7582	1806320	1,59087	562,854	3209,21
D3	6784	1204200	1,74335	405,736	2967,94
D4	9240	1625300	2,04387	386,397	4206,3
D5	8958	1578100	2,01091	388,269	4064,45
D6	8797	1629500	1,94337	411,301	3961,82
D7	9361	2030500	1,85255	487,293	4166,9
D8	9319	2004100	1,85635	482,868	4150,41
D9	7186	938400	2,09191	285,577	3285,98
D10	9884	2762500	1,67699	647,109	4268,99
D11	8857	2202000	1,68317	574,885	3830,33
D12	7790	1956900	1,57037	596,795	3279,02
D13	8898	2242200	1,67573	583,586	3842,11

Anexo B

Sub-bacia	Área (ha)	Largura (m)	Declividade média (%)	Áreas impermeáveis (%)	NI	NP	DI (mm)	DP (mm)	AINC (%)	CN
D1	271,93	4055,22	6,21	81%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	89,2
D2	180,63	3209,21	3,91	77%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	94,9
D3	120,42	2967,94	4,48	83%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	89,5
D4	162,53	4206,30	3,28	74%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	94,4
D5	157,81	4064,45	4,17	74%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	93,3
D6	162,95	3961,82	4,03	78%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	93,6
D7	203,05	4166,90	4,08	77%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	93,2
D8	200,41	4150,41	4,50	54%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	89,7
D9	93,84	3285,98	2,55	62%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	91,7
D10	276,25	4268,99	4,30	35%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	87,5
D11	220,2	3830,33	4,70	9%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	81,1
D12	195,69	3279,02	4,72	24%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	84,8
D13	224,22	3842,11	3,98	1%	0,014	0,05	1,91	5,08	10	79,9