



UEPB

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

SABRINA HOLANDA OLIVEIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DE ESCOAMENTO NO SISTEMA DE
MACRODRENAGEM EM UMA BACIA URBANA**

**CAMPINA GRANDE
2021**

SABRINA HOLANDA OLIVEIRA

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DE ESCOAMENTO NO SISTEMA DE
MACRODRENAGEM EM UMA BACIA URBANA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito obrigatório à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento.

CAMPINA GRANDE
2021

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

O48m Oliveira, Sabrina Holanda.
Modelagem da qualidade da água de escoamento no sistema de macrodrenagem em uma bacia urbana [manuscrito] / Sabrina Holanda Oliveira. - 2021.
66 p. : il. colorido.
Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2021.
"Orientação : Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento , Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Qualidade da água. 2. Modelagem matemática. 3. Águas pluviais. 4. Storm Water Management Model (SWMM). I.
Título
21. ed. CDD 628

SABRINA HOLANDA OLIVEIRA

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DE ESCOAMENTO NO SISTEMA DE
MACRODRENAGEM EM UMA BACIA URBANA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito obrigatório à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Aprovada em: 22 / 2 / 2021.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Rui de Oliveira
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Me. Cícero Fellipe Diniz de Santana
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Sandra e ao meu pai Francisco, pelo incentivo, apoio e paciência em todos os momentos da minha vida. À minha irmã Samea por estar sempre presente.

Aos professores Ruth Silveira do Nascimento e Rui de Oliveira, pela orientação, ensinamentos, confiança e amizade.

À mestra Lorena Rayssa Cunha França por todo suporte fornecido durante o desenvolvimento da pesquisa.

Aos amigos, em especial, Alicya Arruda Ferreira, Renaly Maria Pereira de Souza, Ariel Morais Junior, Amanda Raquel Bezerra de Lima e Wilton Camelo Pessoa de Farias, que durante toda a graduação me mostraram cumplicidade e apoio, podendo contar com eles em todos os momentos.

Ao meu namorado Daniel Epifânio Bezerra, pelo incentivo, companheirismo e paciência durante essa fase.

Aos professores do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB, pela dedicação e conhecimento compartilhado.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro para a realização do projeto de pesquisa.

Por fim, aos meus amigos e a todos que direta ou indiretamente me apoiaram e contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal.

RESUMO

O desenvolvimento urbano, as modificações no uso do solo e a ausência de estratégias de planejamento contribuem no aumento da carga de poluentes no sistema de drenagem. Neste contexto, o trabalho tem o objetivo de avaliar o comportamento hidrológico qualitativo de parâmetros indicadores da poluição difusa no sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, através do monitoramento e modelagem matemática utilizando o programa *Storm Water Management Model* (SWMM). Para isso, a metodologia divide-se em três etapas: monitoramento (com a caracterização do sistema e análises físico-químicas da água); tratamento dos dados; e simulação da área de estudo. Através das análises laboratoriais, verifica-se que as maiores concentrações dos poluentes ocorrem durante o período seco, que representa a descarga contínua de águas residuárias. A intensidade da precipitação mostra grande influência na concentração do escoamento gerado visto que ocorre a diluição dos poluentes. A partir da modelagem da qualidade da água, constatou-se que a retirada dos principais pontos de contribuição de esgotos proporciona uma relevante diminuição da concentração dos poluentes a jusante do sistema. A melhoria da permeabilidade não apresentou resultados satisfatórios frente à problemática da poluição pontual. O uso do software SWMM mostrou-se adequado para os objetivos deste trabalho, com resultados satisfatórios nas simulações.

Palavras-Chave: Qualidade da água. Modelagem matemática. Águas pluviais. Storm Water Management Model (SWMM).

ABSTRACT

Urban development, change in land use and the lack of strategic planning contribute to increasing the pollutant loads in the drainage system. Within this context, this work has the objective to evaluate the qualitative hydrological behavior of diffuse pollution indicators in the macro drainage system of the Riacho das Piabas Basin through monitoring and mathematical modeling using the Storm Water Management Model (SWMM) program. For this, the methodology is divided into three steps: monitoring (with the system characterization and physical-chemical analyzes of water); data processing; and simulation of the study area. Through laboratory analysis, the highest pollutants concentrations occur during the dry period, which simulates the continuous discharge of wastewater. The intensity of the precipitation shows a big influence on the concentration of the flow generated since the pollutants are diluted. From the water quality modeling, it appears that the removal of the main sewage contribution points provides a relevant decrease in the concentration of pollutants downstream of the system. The improvement in permeability did not present satisfactory results in face the problem of point source pollution. The use of the SWMM software proved to be adequate for the purposes of this work, with satisfactory results in the simulations.

Keywords: Water quality. Mathematical modeling. Stormwater. Storm Water Management Model (SWMM).

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fluxograma da metodologia adotada.	19
Figura 2 – Localização da área urbana do município de Campina Grande.	20
Figura 3 – Bacias hidrográficas no perímetro urbano de Campina Grande.	21
Figura 4 – Pontos de coleta de água.	23
Figura 5 – Localização dos pontos de coleta de água.	24
Figura 6 – Localização dos pontos de medição de vazão.	26
Figura 7 – Localização dos pontos de contribuição de esgoto.	27
Figura 8 – Pontos de contribuição de esgoto.	28
Figura 9 – Localização dos pontos analisados.	29
Figura 10 – Representação da área de estudo no <i>software</i> SWMM.	32
Figura 11 – Declividade das sub-bacias.	33
Figura 12 – Cenários propostos.	40
Figura 13 – Lançamento de resíduos e contribuição de esgoto no canal.	41
Figura 14 – Vazões aferidas no Canal das Piabas.	42
Figura 15 – Vazões de contribuição de esgoto.	43
Figura 16 – Ponto de lançamento de esgoto E ₃	43
Figura 17 – <i>Boxplots</i> dos valores de DBO.	44
Figura 18 – <i>Boxplots</i> dos valores de DQO.	45
Figura 19 – <i>Boxplots</i> dos valores de fósforo total.	46
Figura 20 – <i>Boxplots</i> dos valores de nitrogênio amoniacal.	46
Figura 21 – Relatório de erro da simulação.	48
Figura 22 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 6 horas de simulação.	50
Figura 23 – Comportamento dos poluentes (a) DBO (b) DQO (c) P _t (d) N _{am} ao longo da simulação.	51
Figura 24 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 6 horas de simulação com a remoção das contribuições de esgoto.	52
Figura 25 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 1 hora do fim da precipitação de 3,4 mm.	55
Figura 26 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 1 hora do fim da precipitação de 78 mm.	56

Figura 27 – Comportamento da DBO nas sub-bacias para o dia 11/07/2020 (a) 4h após o início da simulação (b) 1h após o fim da simulação.....	57
Figura 28 – Comportamento da DBO nas sub-bacias para a precipitação de 78 mm (a) 3h após o início da simulação (b) 1h após o fim da simulação.....	58
Figura 29 – Perfil da cota do nível de água entre os pontos P ₁ e P ₅	59
Figura 30 – Comportamento da DBO após 1 hora do final evento de precipitação (a) 11/07/19 (b) TR = 25 anos com a redução da impermeabilização.	60

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Localização e descrição dos pontos de coleta.	22
Quadro 2 – Análise físico-química e metodologia utilizada.	25
Quadro 3 – Localização e descrição dos pontos de medição de vazão.	25
Quadro 4 – Localização e descrição dos pontos de contribuição de esgoto.	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Média diária mensal de evapotranspiração para Campina Grande.....	30
Tabela 2 – Classificação entre período seco e chuvoso para o período monitorado.	30
Tabela 3 – Parâmetros das sub-bacias.	32
Tabela 4 – Valores dos parâmetros das sub-bacias.	34
Tabela 5 – Valores para o coeficiente de rugosidade de Manning.....	35
Tabela 6 – Parâmetros da capacidade de infiltração e da constante de decaimento.....	35
Tabela 7 – Valores de coeficiente de rugosidade para os canais.	36
Tabela 8 – Vazão de esgoto nos pontos de contribuição.....	44
Tabela 9 – Classificação do esgoto sanitário.....	47
Tabela 10 – Valores dos parâmetros calibrados.	47
Tabela 11 – Valores de acumulação máxima c_1 e constante de semi-saturação c_2	48
Tabela 12 – Coeficiente e_1 da Concentração Média do Evento.	49
Tabela 13 – Concentração de poluentes no período seco.....	53
Tabela 14 – Síntese da lixiviação do sistema.	54
Tabela 15 – Concentração de poluentes no período chuvoso.....	57
Tabela 16 – Área superficial impermeável.....	59
Tabela 17 – Concentração de poluentes no período chuvoso após diminuição da impermeabilização.....	61

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo geral	13
2.2	Objetivos específicos	13
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1	Bacia hidrográfica e o sistema de drenagem	14
3.2	Uso e ocupação do solo	14
3.3	Poluição difusa	16
3.4	Modelagem matemática	17
3.4.1	<i>Storm Water Management Model</i>	18
4	METODOLOGIA	19
4.1	Área de estudo	19
4.1.1	<i>Município de Campina Grande</i>	19
4.1.2	<i>Bacia Hidrográfica do Riacho das Piabas</i>	21
4.2	Monitoramento	22
4.2.1	<i>Pontos de coleta</i>	22
4.2.2	<i>Análises laboratoriais</i>	25
4.2.3	<i>Medição de vazão</i>	25
4.2.4	<i>Pontos de contribuição de esgoto</i>	26
4.2.5	<i>Dados de precipitação</i>	29
4.3	Modelagem dos poluentes	31
4.3.1	<i>Caracterização das sub-bacias</i>	31
4.3.1.1	<i>Sub-bacias</i>	31
4.3.1.2	<i>Infiltração</i>	35
4.3.1.3	<i>Conduitos</i>	35
4.3.1.4	<i>Nós</i>	36
4.3.2	<i>Dados hidrológicos</i>	36
4.3.3	<i>Dados de qualidade</i>	37
4.3.3.1	<i>Caracterização dos poluentes</i>	38
4.3.3.2	<i>Função de acumulação e lixiviação dos poluentes</i>	38
4.3.4	<i>Calibração</i>	39

4.3.5	<i>Validação</i>	39
4.4	Cenários propostos	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1	Diagnóstico do sistema de drenagem	41
5.2	Análise dos parâmetros monitorados	41
5.2.1	<i>Vazão do canal</i>	41
5.2.2	<i>Vazão de contribuição de esgoto</i>	42
5.2.3	<i>Qualidade da água</i>	44
5.3	Modelagem	47
5.3.1	<i>Calibração e validação</i>	47
5.3.2	<i>Acúmulo e lixiviação dos poluentes</i>	48
5.3.3	<i>Cenário 1 – Período seco</i>	49
5.3.4	<i>Cenário 2 – Período chuvoso</i>	54
5.3.5	<i>Cenário 3 – Redução da impermeabilização</i>	59
6	CONCLUSÃO	62
	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano e o adensamento populacional aliado à ausência de estratégias de planejamento acarretam em uma expansão territorial desordenada que modifica o uso e ocupação do solo e apresenta consequência direta no escoamento pluvial.

Segundo Tucci e Montenegro (2005), as principais alterações no ciclo hidrológico são o aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, antecipação da vazão de pico e alteração da qualidade da água escoada.

Além dessas alterações no ciclo hidrológico, as modificações no uso do solo, como a supressão das áreas permeáveis, promovem o aumento da carga de poluentes no corpo receptor. Durante o desenvolvimento urbano, o aumento dos sedimentos produzidos pela bacia hidrográfica é significativo devido às construções, limpeza de terrenos para novos loteamentos, construção de ruas, avenidas e rodovias entre outras causas (TUCCI, 2006).

Esse tipo de despejo difuso, ao contrário dos lançamentos pontuais, é um fenômeno aleatório de difícil mensuração, mas que vem sendo conhecido como uma importante fonte de degradação das águas (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. A aplicação de modelagem matemática tem ganhado destaque nessa questão por permitir a análise dos impactos das mudanças nas condições atuais e futuras, sob diferentes cenários (ZAFFANI, 2012).

Dentre os modelos hidrológicos disponíveis para estudo da drenagem urbana o presente estudo utiliza o *Storm Water Management Model (SWMM)*, um *software* capaz de modelar os problemas de quantidade e qualidade de escoamento em múltiplos espaços de tempo e eventos hidrológicos.

Caminha (2014) e Souza (2014) afirmam que o *software* permite determinar o comportamento do escoamento em período seco e chuvoso, identificar e avaliar possíveis falhas do sistema de drenagem e a eficiência de estratégias de gerenciamento para condições atuais e futuras.

Por fim, o presente estudo tem como objetivo simular o comportamento hidrológico qualitativo de parâmetros indicadores da poluição difusa das águas de escoamento na Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, localizada na área urbana de Campina Grande – PB, a fim de contribuir para a adoção de uma abordagem de gestão mais eficiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a poluição difusa no sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas através do monitoramento e modelagem matemática.

2.2 Objetivos específicos

- Modelar a evolução de cargas de agentes poluentes no escoamento do sistema de macrodrenagem utilizando o *software* SWMM 5.0.
- Propor cenários para avaliação do comportamento das concentrações dos poluentes ao longo do canal de drenagem da bacia.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Bacia hidrográfica e o sistema de drenagem

Denomina-se bacia hidrográfica uma área delimitada por divisores de água cujo escoamento de água se concentra em um único exutório (talvegue). Esses divisores são locais mais elevados, como montanhas ou morros, que atuam como uma fronteira, a partir da qual, para cada lado, a água escoar em direção a um sistema hídrico distinto (ARAÚJO, 2018).

Para Righetto *et al.* (2009), bacias com ocupações urbanas podem sofrer impactos em termos hidráulicos, pois, além do aumento do volume escoado superficialmente, também ocorre um aumento significativo da velocidade do escoamento superficial, devido a modificação no uso do solo e a redução da rugosidade da superfície do solo.

Tsuji (2018) afirma que, com o processo de urbanização verifica-se um aumento significativo na frequência das enchentes, provocando a desvalorização de propriedades e prejuízos sazonais. Devido à substituição de áreas que anteriormente proporcionavam a infiltração da água, a maior parcela da água precipitada passa a escoar superficialmente, necessitando, assim, da implantação do sistema de drenagem de águas pluviais urbano.

O sistema de drenagem urbana é um termo utilizado na definição do conjunto de medidas adotadas na retenção e condução de montante à jusante das águas em excesso das áreas urbanas, principalmente as de origem pluvial, com a finalidade de minimizar os possíveis impactos sobre o ambiente e a população local (CAMINHA, 2014).

Tradicionalmente, o sistema de drenagem é composto por dois sistemas distintos: microdrenagem e macrodrenagem. O sistema de microdrenagem é composto pelas pavimentações das ruas, bocas de lobo, sarjetas e canais de pequena dimensão destinados a receber e conduzir as águas pluviais advindas de diferentes loteamentos. Esse sistema é dimensionado para o escoamento de vazões de 2 a 10 anos de período de retorno. Enquanto o sistema de macrodrenagem é composto por canalizações de maior dimensão para receber a água concentrada pelo sistema de microdrenagem e projetado para escoamento de vazões de período de retorno entre 25 a 100 anos.

3.2 Uso e ocupação do solo

O desenvolvimento urbano acelerou na segunda metade do Século XX com a concentração da população em espaço reduzido, produzindo aumento na competição pelos

mesmos recursos naturais (solo e água) e destruindo parte da biodiversidade natural. O meio formado pelo ambiente natural e pela população (socioeconômico urbano) é um ser vivo e dinâmico que gera um conjunto de efeitos interligados que, sem controle, pode levar a cidade ao caos (TUCCI, 2008).

Para Grande *et al.* (2014), conforme citado por Santos (2015), a apropriação desordenada e desenfreada do solo urbano, além de causar danos ao meio ambiente através da ocupação de áreas de preservação pela população mais desfavorecida financeiramente, é um dos impactos que traz danos mais visíveis, uma vez que a ocupação sem planejamento condiciona a ocupação de áreas sem infraestrutura adequada.

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 (CAMELO, 2019).

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) destaca que, no processo de urbanização, o sistema de drenagem se sobressai como um dos problemas mais sensível devido, tanto à impermeabilização do solo, que dificulta a infiltração das águas pluviais e acelera o escoamento superficial do volume de água precipitado, quanto à interferência com os demais sistemas de infraestrutura (BRASIL, 2015). Portanto, faz-se necessário o controle do escoamento das águas pluviais para evitar os efeitos adversos, que podem representar sérios prejuízos à saúde, à segurança e ao bem-estar da sociedade.

Os impactos causados nos recursos hídricos, devido às modificações no uso e ocupação do solo, são explicitados de forma sucinta por Tucci (2012) nos seguintes pontos:

- Comprometimento da sustentabilidade hídrica das cidades. Com a redução da infiltração, o aquífero tende a diminuir o nível do lençol freático por falta de alimentação, reduzindo o escoamento subterrâneo.
- Aumento da demanda de água e da carga de poluentes, por causa do não tratamento ou tratamento inadequado do esgoto lançados nos rios próximos às cidades, devido ao aumento da densidade habitacional.
- Inundações em diferentes locais do sistema de drenagem ocasionadas pela excessiva impermeabilização das áreas públicas e canalização dos rios urbanos provocando a sobrecarga do sistema de microdrenagem (condutos) sobre a macrodrenagem (riachos e canais).

Além dos impactos citados, a impermeabilização e ocupação urbana proporcionam a deterioração da qualidade da água pluvial devido ao aumento das cargas poluidoras advindas do escoamento superficial.

Esse escoamento em áreas urbanizadas pode conter concentrações significativas de poluentes nocivos que impactam a qualidade da água nos corpos hídricos (CAMELO, 2019) e possuem uma variedade de fontes, sendo as principais: áreas residenciais e comerciais, atividades industriais, construção, ruas e estacionamentos e deposição atmosférica (ROSSMAN, 2016).

Somado a isso, a introdução de efluentes de esgotos (com ou sem tratamento) nos rios e sistemas de drenagem é um grande agente de degradação dos corpos d'água (CAMELO, 2019).

Com o objetivo de minimizar os possíveis impactos sobre o ambiente e sobre a população, possibilitando o desenvolvimento urbano de forma sustentável, é necessária a quantificação dos impactos de diferentes condições de urbanização sobre o escoamento.

3.3 Poluição difusa

Os poluentes podem ser lançados no meio ambiente de forma pontual ou difusa. As descargas pontuais são caracterizadas como o lançamento de efluentes em locais específicos dos corpos d'água, sendo, na maioria dos casos, lançamentos contínuos e independentes de eventos de precipitação (NOVOTNY, 1995 *apud* CAMELO, 2019).

A carga poluente advinda de diferentes fontes, associada às precipitações pluviométricas, é carregada para os corpos d'água receptores em um processo denominado poluição difusa (GOMES, 2014). Em áreas urbanas, as superfícies impermeáveis e o tipo de ocupação da bacia estão associados na contribuição de poluentes para o escoamento superficial (LEE, HEANEY, 2003 *apud* TUOMELA, SILLANPÄÄ, KOIVUSALO, 2019; FREITAS, 2013).

Novotny (1992), citado por RIGHETTO, GOMES e FREITAS (2017), descreve cinco condições que caracterizam as fontes de poluição difusa:

- Lançamento da carga poluidora intermitente e relacionada à precipitação.
- Os poluentes transportados a partir de extensas áreas.
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir do seu ponto de origem, pois sua origem exata é impossível de ser identificada.

- O controle da poluição de origem difusa obrigatoriamente deve incluir ações sobre a área geradora da poluição, não somente controlar lançamento do efluente.
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia devido a diversos fatores, como intensidade e duração do evento pluviométrico e a extensão da área de produção naquele específico evento.

À medida que a água pluvial escoar e lava as superfícies urbanizadas, transporta uma diversidade de poluentes para os corpos d'água receptores (MIGUEZ, VEROL, REZENDE, 2016). Mas cabe destacar a presença de matéria orgânica que, conseqüentemente, aumenta as concentrações de nutrientes presentes na água, como nitrogênio e fósforo, e altas concentrações de hidrocarbonetos e metais, presentes em óleos, combustíveis, pneus e gases do escapamento de automóveis (CAMELO, 2019), podendo tornar a água tóxica ou ocasionar processos de biomagnificação.

Outro impacto para a qualidade da água é a presença de patógenos, devido a ligações clandestinas com o sistema de esgotamento, animais mortos ou fezes dos mesmos e vazamento de sistemas individuais de tratamento de esgoto (ReCESA, 2007; MIGUEZ, VEROL, REZENDE, 2016), trazendo riscos à saúde humana e inviabilizando o uso recreativo.

Os sedimentos, por sua vez, contribuem para o aumento da turbidez, a redução do oxigênio disponível e degradação da vida aquática (CAMELO, 2019).

Assim, é necessário enxergar o escoamento superficial como potencial fonte poluidora, uma vez que está relacionada com a ocorrência de endemias e doenças de veiculação hídrica, e aprofundar o conhecimento da dinâmica das interações entre as atividades de desenvolvimento, ocupação e uso do espaço urbano, qualidade ambiental e qualidade de vida da população (RIGHETTO *et al.*, 2009).

3.4 Modelagem matemática

Diversos estudos já foram realizados com o objetivo de avaliar o impacto da carga de poluentes advindos da drenagem urbana sobre um corpo receptor. Porém, o monitoramento da qualidade do escoamento superficial requer extensos recursos.

Para Zhu *et al.* (2012), *apud* TUOMELA, SILLANPÄÄ, KOIVUSALO (2019), a modelagem matemática é essencial para se compreender a qualidade e quantidade das águas pluviais.

Tucci (1998) define modelo hidrológico como uma ferramenta, desenvolvida pela ciência, utilizada para representar o comportamento da bacia hidrográfica e prever as consequências das diferentes ocorrências em relação aos valores observados.

Para Gomes (2014), os modelos são capazes de estimar eventos pluviométricos, de deflúvios, cargas poluidoras advindas do escoamento superficial e auxiliar na avaliação de estratégias de controle, visando à melhoria das condições ambientais e a qualidade de corpos de água receptores.

De acordo com Camelo (2019), esses modelos possibilitam a análise de diferentes situações, tanto atuais quanto futuras, podendo ser utilizados em diferentes funções como análise de risco e de sensibilidade, favorecendo o planejamento de ações e estabelecimento de metas de gestão.

Entre os *softwares* disponíveis atualmente, o *Storm Water Management Model* (SWMM) merece destaque por ser um software livre, amplamente utilizado, com grande aceitação científica, além de permitir incorporar o nível de detalhamento desejado pelo usuário. Por esses motivos o mesmo foi escolhido como ferramenta de análise neste trabalho.

3.4.1 *Storm Water Management Model*

O *Storm Water Management Model* - SWMM é um *software* de modelação e gestão de águas pluviais desenvolvido pela U.S. EPA (*Environmental Protection Agency*) de domínio público e que permite modificações no seu código de programação.

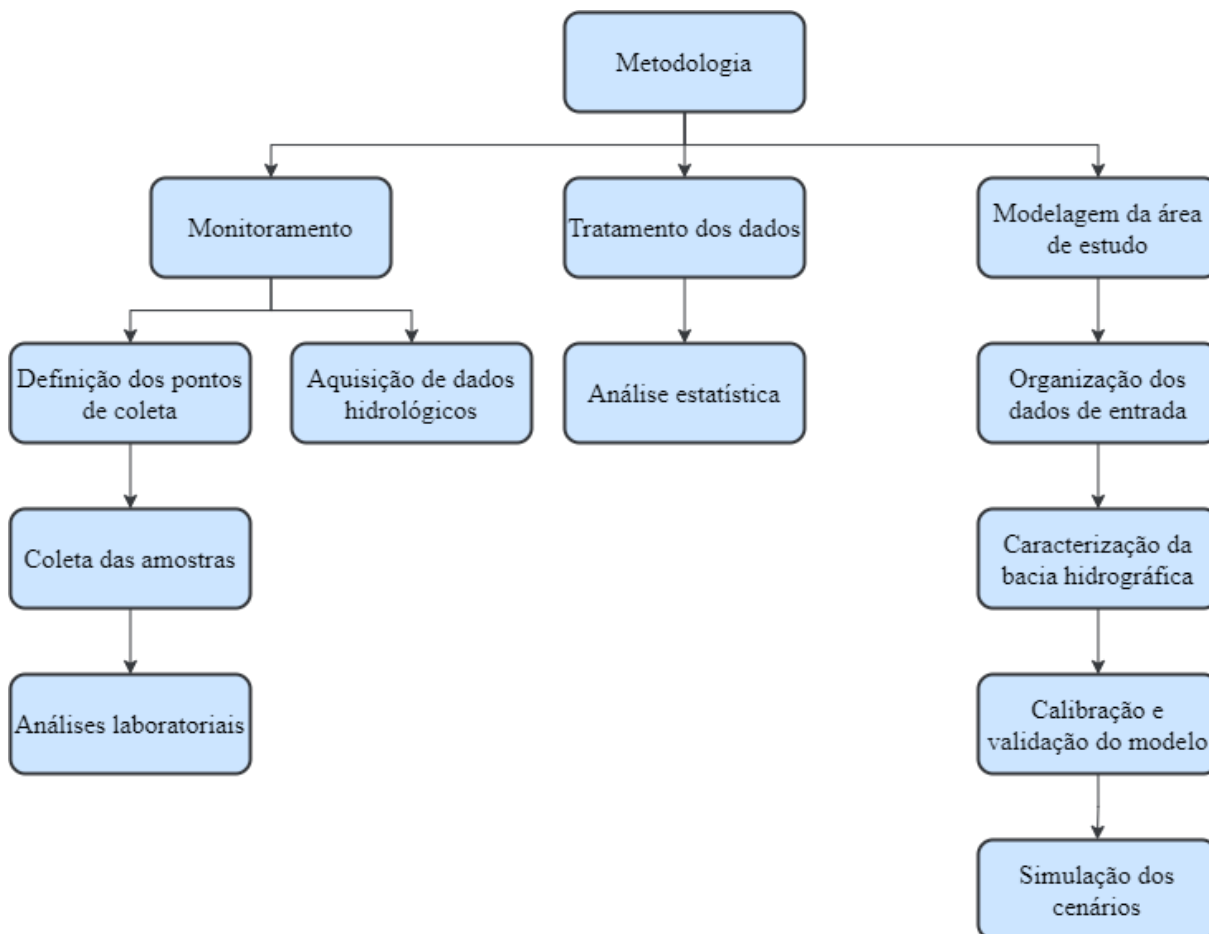
Utilizado para a gestão de drenagem urbana, o mesmo simula a quantidade e a qualidade do escoamento superficial, especialmente em áreas urbanas. Garcia (2005) o considera como um dos modelos computacionais mais detalhados e abrangentes utilizados para simular quali-quantitativamente os deflúvios de áreas urbanas

Com esse modelo é possível prever cargas de contaminantes ao longo do tempo de vários eventos pluviométricos, a partir de parâmetros de ajustes preliminares do modelo, como parâmetros hidráulicos, hidrológicos, de qualidade, uso e ocupação do solo, intervalos de varrição das ruas, entre outros (GOMES, 2014).

4 METODOLOGIA

O fluxograma da Figura 1 retrata a metodologia adotada no presente estudo.

Figura 1 – Fluxograma da metodologia adotada.



Fonte: a autora (2021).

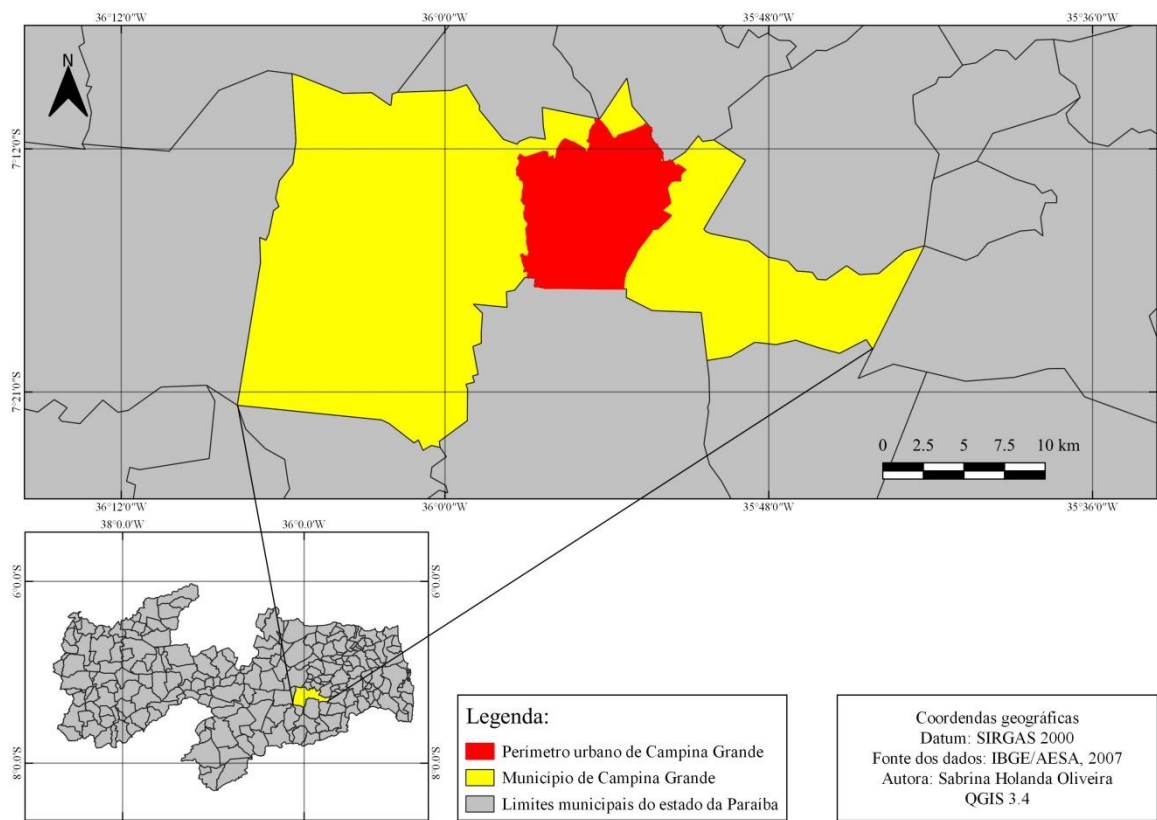
4.1 Área de estudo

4.1.1 Município de Campina Grande

O município de Campina Grande (Figura 2) está localizado a 7°13'50'' Sul do Equador e 35°52'52'' Oeste de Greenwich. Possuindo uma área territorial de 594,182 km², limitando-se ao Sul com os municípios Caturité, Queimadas e Fagundes, ao Norte com Pocinhos, Puxinanã, Lagoa Seca e Massaranduba, a Leste com Riachão do Bacamarte e a Oeste com Boa Vista.

A população de Campina Grande é de 385.213 habitantes conforme o último Censo Demográfico, sendo aproximadamente 95% pertencente à zona urbana, e sua densidade populacional é de 648,31 hab/km² (IBGE, 2010). O município está constituído pela cidade de Campina Grande (sede), os distritos de Galante, Santa Terezinha, Catolé de Boa Vista, Catolé de Zé Ferreira, São José da Mata e áreas rurais de entorno (NÓBREGA, 2012).

Figura 2 – Localização da área urbana do município de Campina Grande.



Fonte: a autora (2021).

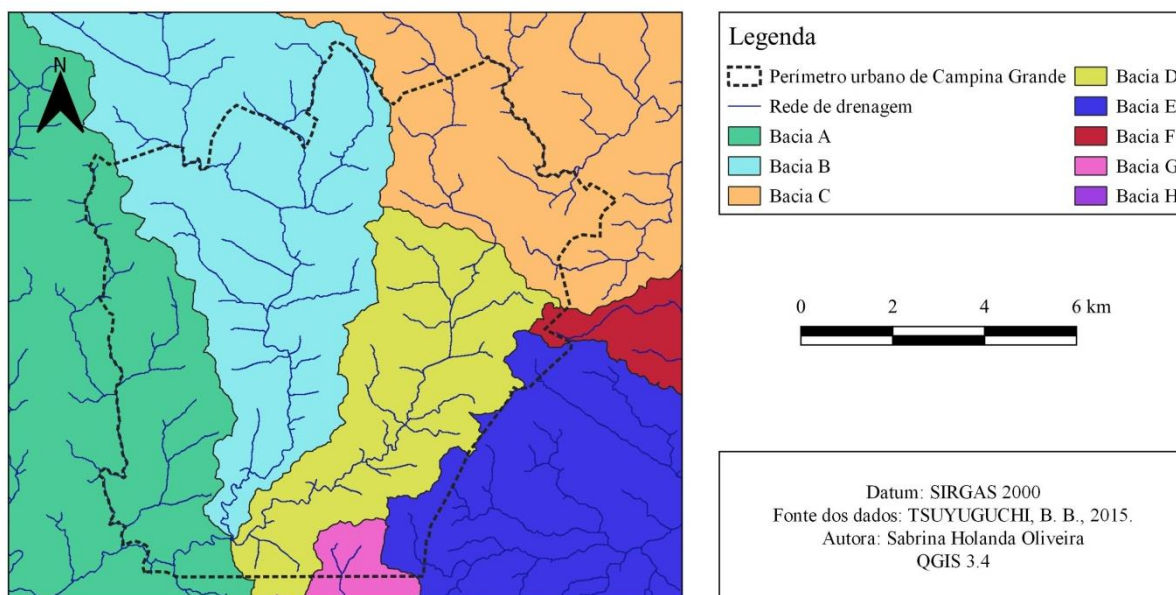
O sistema de drenagem pluvial da cidade de Campina Grande é composto pela rede de microdrenagem, como condutos, bocas de lobo, sarjetas, galerias e poços de visita, e pela rede de macrodrenagem, com canais trapezoidais, retangulares e parabólicos, em sua maioria abertos.

Entre as bacias hidrográficas delimitadas no perímetro urbano do município destacam-se três bacias (Figura 3):

- Bacia B - Bacia Hidrográfica Riacho do Bodocongó. Localizada na Zona Oeste da cidade, esta bacia é dividida 16 sub-bacias;

- Bacia C - Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas. Composta por 11 sub-bacias distribuídas nas Zonas Norte e Leste.
- Bacia D – Bacia Hidrográfica Riacho do Prado. Abrange a Zona Sul e é constituída por 13 sub-bacias.

Figura 3 – Bacias hidrográficas no perímetro urbano de Campina Grande.



Fonte: adaptado de Tsuyuguchi (2015).

A cidade adota o sistema separador absoluto, no qual o esgoto sanitário é coletado em um sistema totalmente separado do sistema de drenagem de 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.

4.1.2 Bacia Hidrográfica do Riacho das Piabas

A Bacia Hidrográfica do Riacho das Piabas possui uma área aproximada de 50 km², subdividida em 13 sub-bacias, compreendendo os bairros Louzeiro, Conceição, Alto Branco, Lauritzen, Santo Antônio, Centro, Monte Castelo e José Pinheiro (FRANÇA, 2020).

O riacho tem sua nascente localizada no bairro Louzeiro e a canalização do riacho inicia-se nas imediações do bairro Rosa Mística, possuindo um desvio que recebe contribuição das águas do Açude Velho em eventos críticos de precipitação. O talvegue da

Bacia na parte urbana, denominado popularmente como Canal das Piabas, sendo este o objeto de análise deste estudo, possui um comprimento de aproximadamente 3,5 km.

É um canal com alto grau de antropização, fontes pontuais e difusas de águas residuárias e resíduos sólidos e de seções transversais bem definidas (transversal: trapezoidal, retangular e parabólica). Após o ponto de coordenadas 7° 13' 25,10" Sul e 35° 51' 53,35" Oeste, local onde há uma queda d'água, o Canal deixa de ter seu revestimento artificial e segue seu percurso até desaguar no Rio Bacamarte.

4.2 Monitoramento

Para atingir os objetivos propostos, realizou-se o levantamento de informações qualitativas e quantitativas acerca do Canal das Piabas em parceria com o Grupo de Pesquisa Saúde Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)/Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

As campanhas de amostragens foram realizadas em pontos estratégicos do canal entre os meses de março e novembro de 2019 com frequência semanal durante o período da manhã. Foram analisados os indicadores físico-químicos DBO₅, DQO, Fósforo total e Nitrogênio amoniacal.

4.2.1 Pontos de coleta

Foram selecionados seis pontos ao longo do Canal para coleta de amostras de água, de forma que houvesse representatividade do sistema. No Quadro 1, tem-se a localização, obtida por meio de GPS portátil, bem como a descrição de cada ponto de amostragem. Os pontos de coleta estão representados na Figura 4 e na Figura 5.

Quadro 1 – Localização e descrição dos pontos de coleta.

Ponto	Coordenadas	Descrição
P ₁	7°12'27,11" S 35°53'13,24" O	Situado no final do 1º trecho de revestimento natural. Apresenta em seu entorno um elevado número de residências.
P ₂	7°12'54,84" S 35°52'52,32" O	Representativo da drenagem dos bairros Conceição, Lauritzen e Centro. Recebe contribuição de três sub-bacias distintas (C3, C4 e C5).

P ₃	7°13'10,84" S 35°52'30,85" O	Recebe contribuição advinda do Açude Velho em eventos críticos de precipitação. Recebe contribuições dos bairros Centro e Santo Antônio.
P ₄	7°13'20,20" S 35°52'1,37" O	Recebe contribuições dos bairros José Pinheiro e Monte Castelo
P ₅	7°13'24,42" S 35°51'55,08" O	Representativo do término do recobrimento artificial do canal.
P ₆	7°13'9,60" S 35°50'40,36" O	2° trecho do riacho com recobrimento natural

Fonte: a autora (2021).

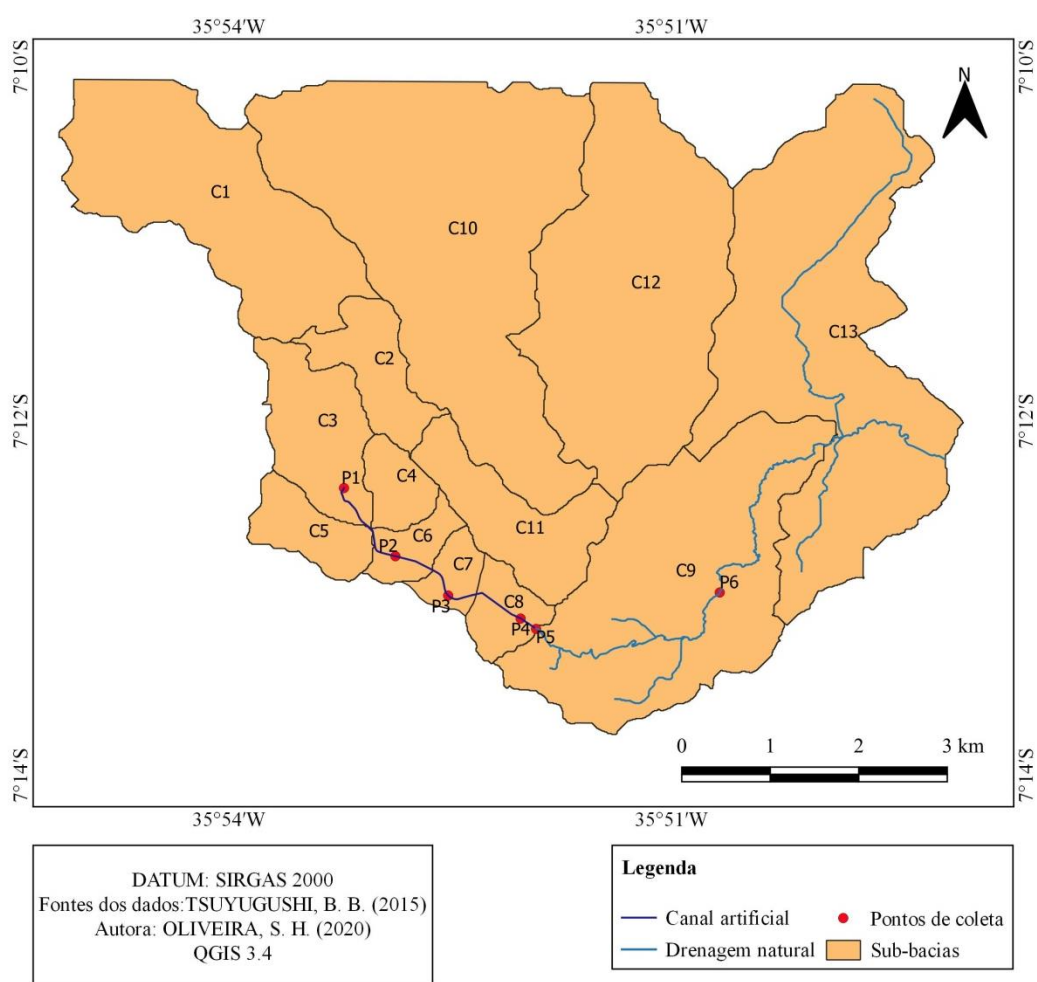
Figura 4 – Pontos de coleta de água.





Fonte: França (2020)

Figura 5 – Localização dos pontos de coleta de água.



Fonte: a autora (2021).

4.2.2 Análises laboratoriais

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, seguindo as recomendações descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012). Foram analisados os indicadores físico-químicos DBO₅, DQO, Fósforo total e Nitrogênio amoniacal pelos métodos apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Análise físico-química e metodologia utilizada.

Indicadores físico-químicos	Metodologia
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg/L)	Método de diluição em frascos padrões de DBO
Demanda química de oxigênio – DQO (mg/L)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio
Fósforo total (mg/L)	Método do ácido ascórbico após digestão em meio ácido
Nitrogênio amoniacal	Titulação com ácido sulfúrico após destilação em meio básico

Fonte: França (2020).

4.2.3 Medição de vazão

A medição da vazão no Canal das Piabas foi realizada pelo método do flutuador, recomendado para condutos livres por Azevedo Netto *et al.* (1998), nos dias 11/7/2019, 30/8/2019, 17/9/2019 e 22/10/2019. As localizações dos pontos de medição de vazão no canal encontram-se no Quadro 3 e na Figura 6.

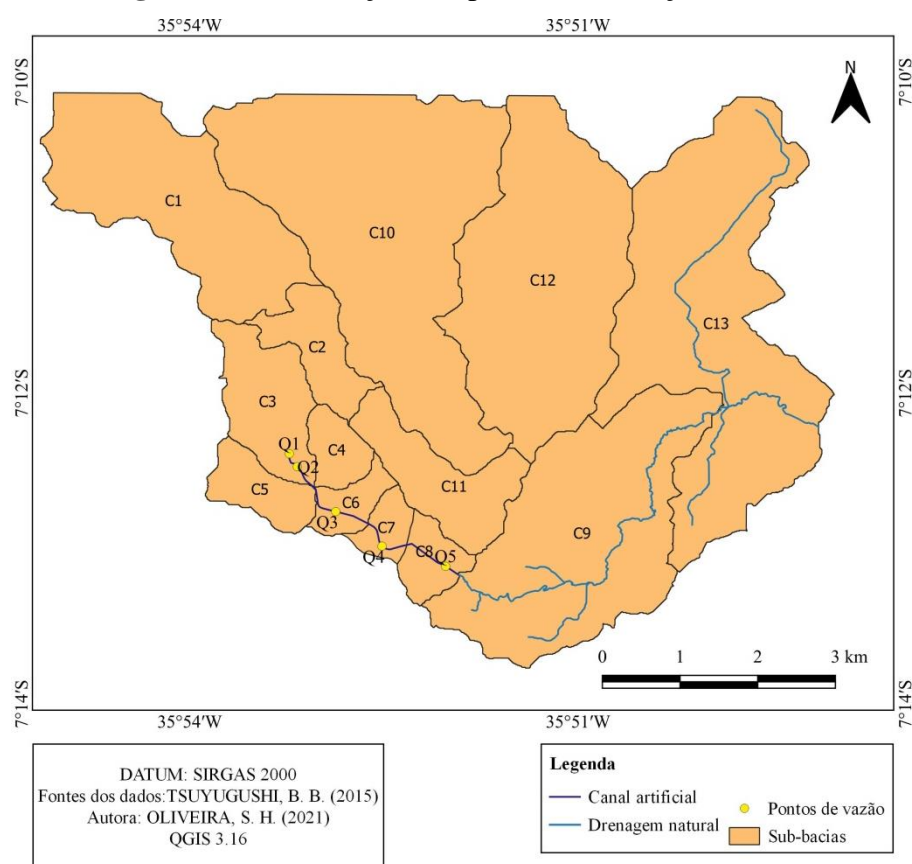
Quadro 3 – Localização e descrição dos pontos de medição de vazão.

Ponto	Coordenadas	Descrição
Q ₁	7°12'28,02" S 35°53'13,19" O	Situado no início do revestimento artificial. Seção transversal: trapezoidal.
Q ₂	7°12'33,28" S 35°52'10,86" O	Localizado imediatamente após mudança de seção transversal da canalização (trapezoidal para parabólica)

Q ₃	7°12'54,84" S 35° 52' 52,32" O	Mesmas coordenadas do ponto amostral P2.
Q ₄	7°13'10,84" S 35°52'30,85" O	Mesmas coordenadas do ponto amostral P3.
Q ₅	7° 13'20,20" S 35°52'1,37" O	Mesmas coordenadas do ponto amostral P4.

Fonte: a autora (2021).

Figura 6 – Localização dos pontos de medição de vazão.



Fonte: a autora (2021).

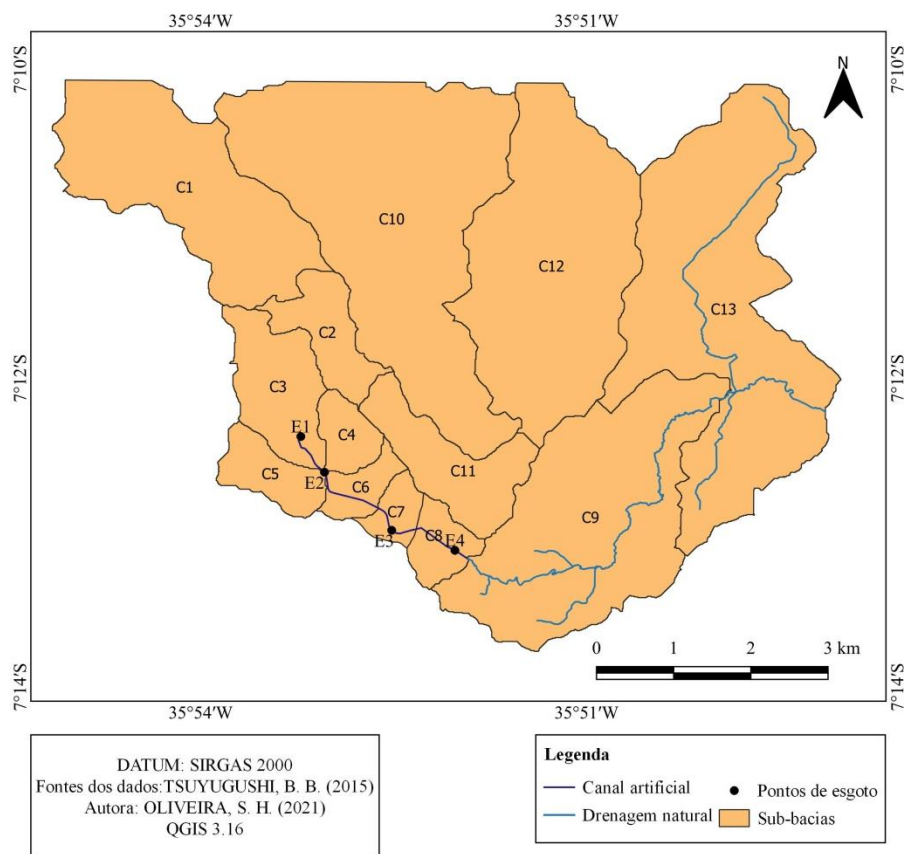
4.2.4 Pontos de contribuição de esgoto

A partir de visitas *in loco*, identificaram-se pontos de contribuição de esgoto no Canal das Piabas. A medição de vazão de esgoto foi realizada onde se constatou que essa contribuição ocorre de maneira significativa. Sua localização e descrição são apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 – Localização e descrição dos pontos de contribuição de esgoto.

Ponto	Coordenadas	Descrição
E ₁	7°12'27,11" S 35°53'13,24" O	Situado no final 1° trecho do revestimento natural. Mesmas coordenadas do ponto amostral P ₁ . Vazão intermitente.
E ₂	7°12'43,51" S 35°53'2,21" O	Localizado no Ponto de Cem Réis no bairro Conceição. A montante de P ₂ . Ponto de difícil acesso.
E ₃	7°13'10,84" S 35°52'30,85" O	Mesmas coordenadas do ponto amostral P ₃ .
E ₄	7°13'20,20" S 35°52'1,37" O	Mesma localização que P ₄ . Ponto de difícil acesso.

Fonte: a autora (2021).

Figura 7 – Localização dos pontos de contribuição de esgoto.

Fonte: a autora (2021).

Por se tratar de uma contribuição intermitente de esgoto, a vazão da saída E₁ foi estimada com base no número de residências no entorno do ponto de coleta P₁, estimado através de imagens de satélite (totalizando 113 casas), número médio de habitantes por

moradia (3,58 hab/domicílio) (PMCG, 2014), consumo *per capita* de água (130 L/hab.dia) e coeficiente de retorno de 0,8, valores aproximados aos utilizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA).

As vazões dos pontos E₂ e E₄, por serem locais de difícil acesso, foram determinadas a partir da diferença entre as vazões, antes e após o lançamento de esgoto, obtidas com o método do flutuador. Para a contribuição do ponto E₃ foi utilizado o método volumétrico, ao cronometrar o tempo necessário para encher um recipiente de volume conhecido. A Figura 8 representa os referidos pontos de contribuição.

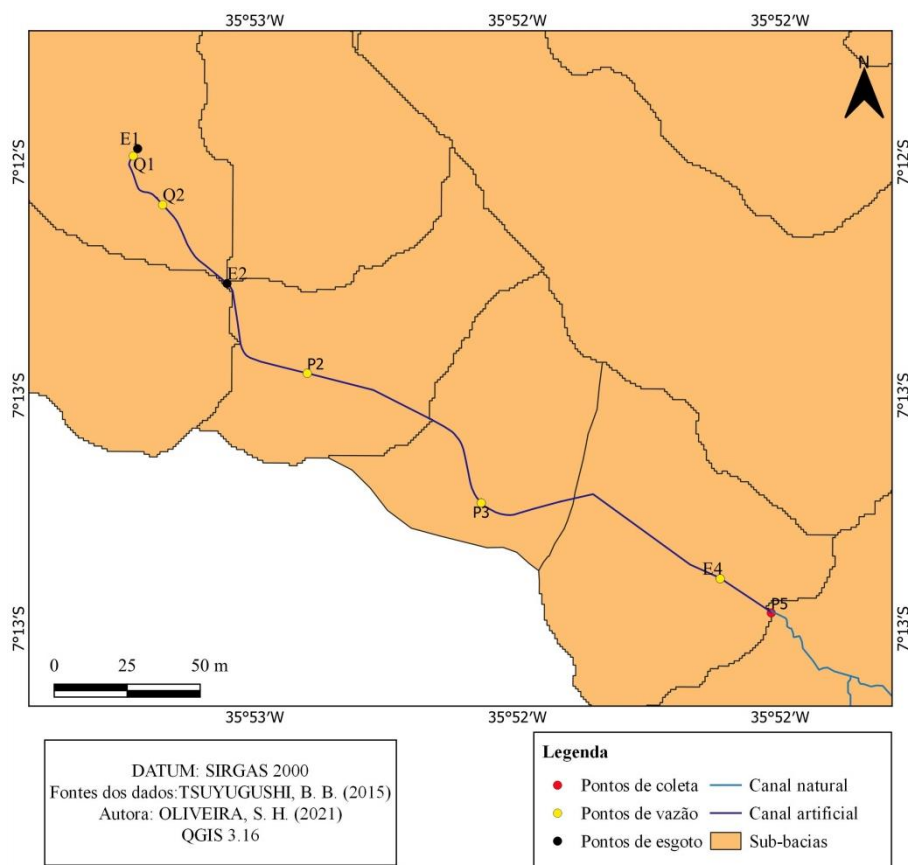
Figura 8 – Pontos de contribuição de esgoto.



Fonte: França (2020)

Para facilitar a visualização e localização dos pontos, optou-se por apresentá-los na Figura 9. Como P₁ e E₁ compartilham a mesma localização, E₁ sobrepôs esse. O mesmo acontece com: P₂ e Q₃; P₃, E₃ e Q₄; e P₄, E₄ e Q₅.

Figura 9 – Localização dos pontos analisados.



Fonte: a autora (2021).

4.2.5 Dados de precipitação

Os dados de precipitação diária para a cidade de Campina Grande foram obtidos no site da Estação Meteorológica Principal da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da UFCG, localizada nas coordenadas 7°12'55" S e 35°54'22"O, no período de 27 de março de 2019 a 6 de novembro de 2019.

Com base nesses dados foram classificados os dias secos e chuvosos conforme metodologia utilizada por Camelo (2019), baseada na afirmação de Silva *et al.* (1981) que classifica um dia seco como um dia no qual a evapotranspiração real ultrapassa o índice pluviométrico desse dia. As médias diárias mensais da evapotranspiração (EVT_o) de referência estimadas para Campina Grande, exibidas na Tabela 1, foram obtidas do trabalho realizado por Cabral Júnior (2014) no período de 01/01/1997 a 31/12/2013.

Tabela 1 – Média diária mensal de evapotranspiração para Campina Grande.

Mês de referência	Evapotranspiração adotada (mm)
Março	4,00
Abril	3,30
Maio	2,60
Junho	2,50
Julho	2,50
Agosto	3,00
Setembro	3,50
Outubro	4,00
Novembro	4,30

Fonte: Cabral Júnior (2014).

A classificação dos dias de monitoramento e a contagem de dias antecedentes sem chuva encontram-se dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação entre período seco e chuvoso para o período monitorado.

Coleta	Data	Precipitação (mm)	EVTo (mm)	Período	Dias antecedentes sem chuva
1	27/03/2019	3,90	4,00	Seco	11
2	03/04/2019	0,00	3,50	Seco	1
3	17/04/2019	0,00	3,50	Seco	1
4	24/04/2019	7,10	3,50	Chuvoso	1
5	03/05/2019	0,00	3,00	Seco	0
6	08/05/2019	10,40	3,00	Chuvoso	5
7	15/05/2019	0,00	3,00	Seco	6
8	22/05/2019	1,60	3,00	Seco	0
9	29/05/2019	0,00	3,00	Seco	7
10	05/06/2019	1,20	2,50	Seco	14
11	12/06/2019	0,00	2,50	Seco	21
12	26/06/2019	0,00	2,50	Seco	0
13	03/07/2019	0,00	2,50	Seco	1
14	10/07/2019	0,00	2,50	Seco	8

Coleta	Data	Precipitação (mm)	EVT_o (mm)	Período	Dias antecedentes sem chuva
15	17/07/2019	0,00	2,50	Seco	1
16	24/07/2019	0,00	2,50	Seco	0
17	31/07/2019	7,30	2,50	Chuvoso	1
18	07/08/2019	8,20	3,50	Chuvoso	0
19	14/08/2019	14,30	3,50	Chuvoso	6
20	21/08/2019	0,00	3,50	Seco	1
21	28/08/2019	0,50	3,50	Seco	8
22	04/09/2019	0,00	3,50	Seco	1
23	11/09/2019	0,00	3,50	Seco	8
24	18/09/2019	4,50	3,50	Chuvoso	3
25	25/09/2019	0,00	3,50	Seco	1
26	09/10/2019	0,00	4,00	Seco	15
27	17/10/2019	0,00	4,00	Seco	2
28	22/10/2019	0,00	4,00	Seco	0
29	30/10/2019	0,00	4,00	Seco	8
30	06/11/2019	0,20	4,50	Seco	15

Fonte: França (2020).

4.3 Modelagem dos poluentes

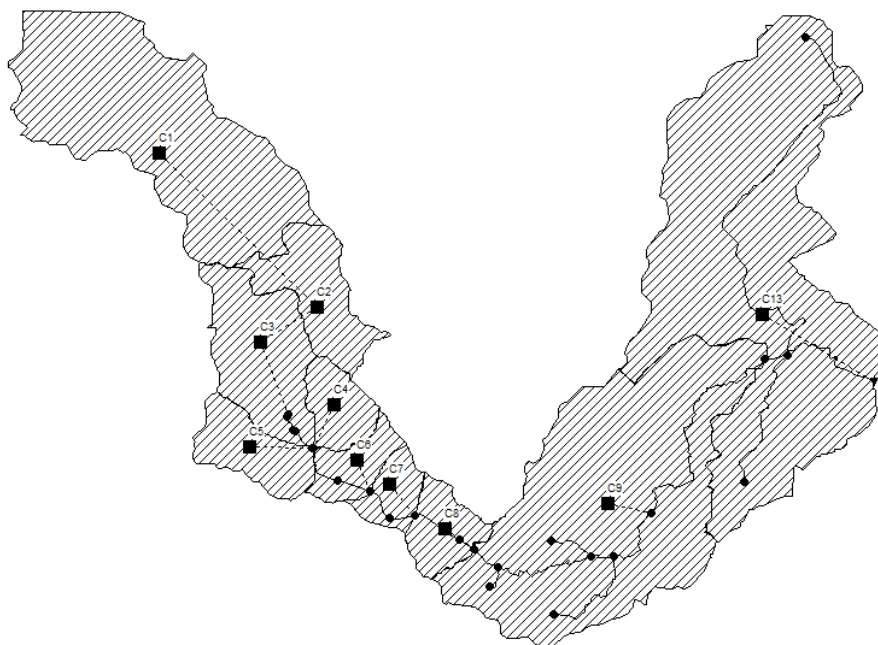
O sistema de drenagem é representado no SWMM através da discretização em sub-bacias, condutos e nós. Os parâmetros necessários para a caracterização são apresentados nos tópicos seguintes.

4.3.1 Caracterização das sub-bacias

4.3.1.1 Sub-bacias

O presente trabalho se concentrou em analisar as sub-bacias que contribuem para o Canal das Piabas em eventos de precipitação (Figura 10).

Figura 10 – Representação da área de estudo no *software* SWMM.



Fonte: a autora (2021).

Para a simulação no *software* SWMM, é necessária a caracterização das sub-bacias através dos parâmetros apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros das sub-bacias.

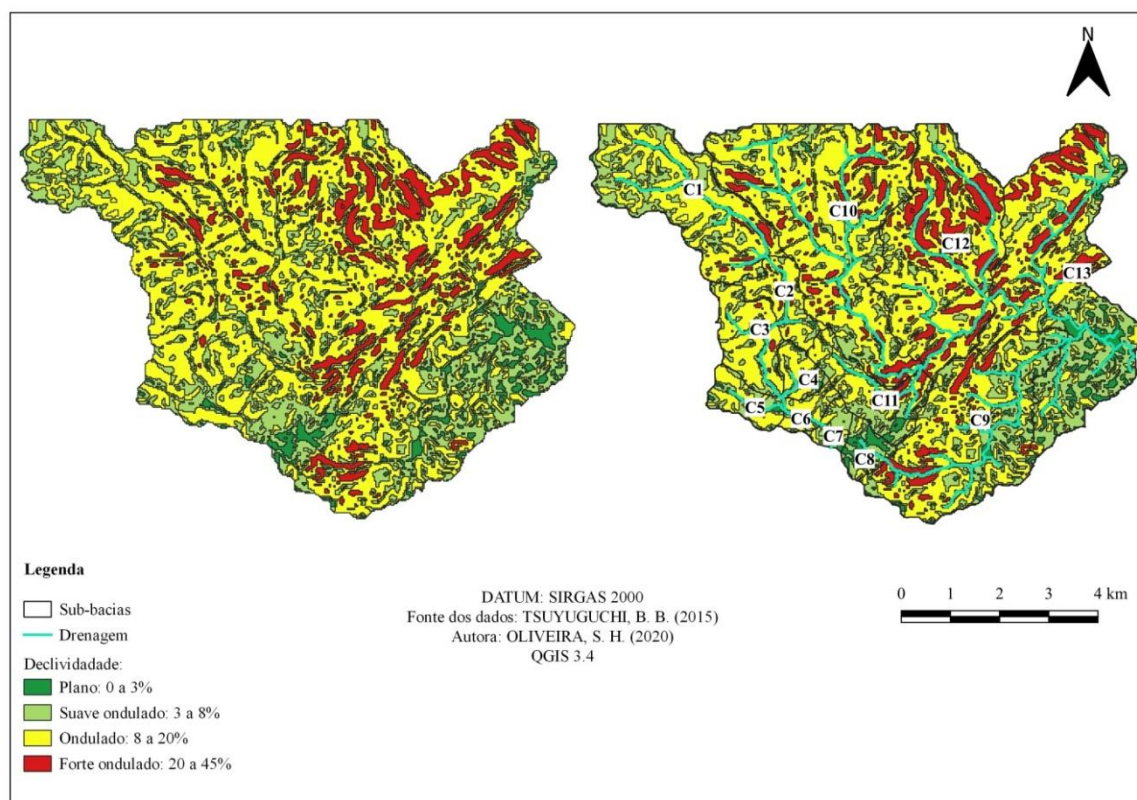
Parâmetros	Sigla	Unidade
Área da sub-bacia	A	ha
Largura da sub-bacia	W	m
Declividade da sub-bacia	S	%
Áreas impermeáveis	AI	%
Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis	NI	-
Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies permeáveis	NP	-
Capacidade de armazenamento em depressões em superfícies impermeáveis	DI	mm
Capacidade de armazenamento em depressões em superfícies permeáveis	DP	mm
Áreas impermeáveis não conectadas	AINC	%

Fonte: Collodel (2009).

Áreas, declividades e áreas impermeáveis das sub-bacias foram determinadas com o auxílio de ferramentas estatísticas do *software* QGIS a partir de *shapefiles* e do Modelo Numérico de Terreno (MNT) cedidos por Tsuyuguchi (2015).

De acordo com a distribuição das classes de declividade estabelecida pela EMBRAPA (1979) na bacia, observa-se a predominância de declive da classe ondulado (Figura 11).

Figura 11 – Declividade das sub-bacias.



Fonte: adaptado de Tsuyuguchi (2015).

A largura das sub-bacias (W) foi definida através do cálculo da largura do retângulo equivalente (Le), que representa as sub-bacias em formato retangular, com as Equações 1 e 2.

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

$$K_c = 0,282 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (2)$$

Onde:

Le = largura do retângulo equivalente (m);

K_c = coeficiente de compacidade (adimensional);

A = área da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m^2);

P = perímetro da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m).

A partir de tais valores calculam-se as larguras das sub-bacias (Equação 3).

$$W = \frac{A}{Le} \quad (3)$$

A Tabela 4 apresenta todos os parâmetros utilizados para a obtenção da largura de cada sub-bacia (W) e a caracterização da área de estudo no modelo.

Tabela 4 – Valores dos parâmetros das sub-bacias.

Sub-bacia	Perímetro (m)	A (ha)	S (%)	AI (%)	K_c	Le (m)	W (m)
C1	16.560	639,99	9,76	1,96	1,8466	868,64	7.367,78
C2	9.140	152,29	13,56	15,31	2,0893	364,34	4.179,88
C3	9.000	223,67	12,99	24,83	1,6976	572,79	3.904,92
C4	4.580	78,34	10,21	83,97	1,4597	421,40	1.859,06
C5	6.100	111,79	8,42	97,04	1,6275	428,88	2.606,56
C6	5.400	70,21	8,89	91,61	1,818	293,46	2.392,47
C7	3.879	58,03	5,75	98,16	1,4368	371,93	1.560,14
C8	4.944	84,70	4,07	94,56	1,5156	413,60	2.047,78
C9	18.900	864,19	11,70	4,29	1,8137	1.032,69	8.368,30
C13	28.440	115,84	10,97	1,19	2,3573	276,18	4.194,24

Fonte: França (2020).

O coeficiente de rugosidade de Manning de uma bacia é determinado pelas superfícies que a compõem. Através das visitas em campo, constatou-se que as superfícies mais comuns nas sub-bacias da área de estudo são o asfalto liso e o solo com vegetação natural nas áreas impermeáveis e permeáveis, respectivamente. A Tabela 5 apresenta o intervalo de valores para o coeficiente de rugosidade de Manning recomendados por Rossman (2015).

Tabela 5 – Valores para o coeficiente de rugosidade de Manning

Superfície	n
Asfalto liso	0,011
Solos com vegetação natural	0,04 – 0,8

Fonte: adaptado de Rossman (2015).

A capacidade de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis (DP) e impermeáveis (DI) e as áreas impermeáveis não conectadas (AINC) foram calibrados a partir dos eventos de precipitações ocorridos na referida área em estudo pelo método iterativo de tentativa e erro.

4.3.1.2 Infiltração

No modelo SWMM é possível a inserção dos dados de infiltração a partir das equações de Horton, do Método de Green-Ampt e do Método *Soil Conservation Service* (SCS).

A infiltração foi modelada utilizando a equação de Horton com valores determinados por Paixão *et al.* (2009), indicados na Tabela 6, em estudos para estimar a velocidade de infiltração da água no solo em Lagoa Seca - PB, município vizinho de Campina Grande, devido à semelhança e proximidade entre essas localidades.

Tabela 6 – Parâmetros da capacidade de infiltração e da constante de decaimento.

Parâmetros	Sigla	Valor	Unidade
Capacidade de infiltração inicial	I0	396,10	mm/h
Capacidade de infiltração final	If	7,10	mm/h
Constante de decaimento	k	2,677	1/h

Fonte: Paixão *et al.* (2009).

4.3.1.3 Condutos

Os parâmetros para caracterização dos condutos são: comprimento, coeficiente de rugosidade e determinação da seção transversal.

O comprimento das galerias foi considerado como a distância entre dois nós e medido automaticamente pelo SWMM a partir da inserção das coordenadas geográficas no desenho.

O sistema de macrodrenagem da área em estudo é constituído por canais naturais e artificiais com seções abertas e fechadas. Os valores médios do coeficiente de rugosidade de Manning adotados para os trechos do canal são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores de coeficiente de rugosidade para os canais.

Seção	Recobrimento	Coeficiente de rugosidade (n)
Fechada	Revestimento de concreto liso	0,013
	Revestimento de concreto áspero	0,016
Aberta	Concreto	0,016
	Natural irregular	0,070

Fonte: adaptado de Rossman (2015).

As características e condições das seções transversais foram verificadas através das visitas *in loco*.

4.3.1.4 Nós

Segundo Rossman (2015), os nós representam a convergência de canais ou de tubulações. Neste estudo, foram considerados como nós a saída de escoamento de cada sub-bacia, os pontos de monitoramento da qualidade e das vazões e pontos de mudança de seção.

Para a caracterização dos nós foi necessária à inserção das coordenadas geográficas, cota de fundo e profundidade máxima obtidas em campo.

4.3.2 Dados hidrológicos

A seleção do dado de precipitação para simulação e calibração da carga de poluentes foi baseada na análise dos dias em que se realizou a coleta de amostras de água e a medição de vazão. O evento de precipitação escolhido foi o dia 11 de julho de 2019, classificado como chuvoso, no qual precipitou um total acumulado de 3,40 mm e realizou-se medição de vazão no canal imediatamente após esse evento.

Para simulação e calibração do período seco, escolheu-se o evento do dia 22 de outubro de 2019 pela disponibilidade dos dados de vazão e de análises laboratoriais.

Na simulação hidrológica dos cenários aqui propostos, as intensidades da precipitação acumulada foram obtidas através da calibração da curva Intensidade x Duração x Frequência (IDF) do município de Campina Grande (Equação 4) proposta por Aragão *et al.* (2000) a partir de uma série pluviométrica de 1966 a 1989.

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

Onde,

i = intensidade pluviométrica (mm/h);

T = tempo de retorno (anos);

t = duração da precipitação (min).

A duração da precipitação foi determinada de acordo com o tempo de concentração (t_c) das sub-bacias, calculado pela equação de Kirpich (Equação 5).

$$t_c = 57 \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (5)$$

Onde,

L = comprimento do talvegue (km);

H = desnível do talvegue (m/m).

Para as simulações, foi adotada uma precipitação com tempo de retorno de 25 anos, valor usualmente adotado no projeto de sistemas de macrodrenagem, com o objetivo de se avaliar o comportamento da poluição no canal.

Adotou-se uma chuva com duração de duas horas, subdividida em intervalos de cinco minutos, considerando que as sub-bacias apresentaram tempos de concentração variados, entre 39 minutos para a sub-bacia C7 e 1 hora e 20 minutos para a sub-bacia C10. Tsuyuguchi (2015) sugere um intervalo equivalente a 1/5 do tempo de concentração da bacia. O intervalo adotado foi de 5 minutos

4.3.3 Dados de qualidade

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).

4.3.3.1 Caracterização dos poluentes

No SWMM é possível simular a geração, entrada e transporte de qualquer número de poluentes definidos pelo usuário. Para a área de estudo e modelagem da poluição difusa e pontual foram utilizadas as variáveis DBO, DQO, fósforo total (Pt) e nitrogênio amoniacal (N_{Am}). As concentrações dos poluentes foram inseridas no *software* com base no resultado das análises laboratoriais para cada ponto de coleta.

4.3.3.2 Função de acumulação e lixiviação dos poluentes

Os processos de acumulação e lixiviação dos poluentes são definidos de acordo com o tipo de uso e ocupação do solo atribuído para cada sub-bacia

A acumulação de agentes poluentes ocorre em função do número de dias sem precipitação antecedente ao dia que há precipitação. Pode ser calculada pela função potência, função exponencial, função saturação ou por série temporal externa. Para esta pesquisa optou-se por utilizar a função saturação (CAMELO, 2019).

Na função saturação a acumulação do agente poluente (B) inicia de forma linear e, progressivamente, decresce ao longo do tempo (t) até alcançar um determinado valor de saturação (Equação 6).

$$B = \frac{c_1 t}{c_2 + t} \quad (6)$$

Onde,

B = acúmulo do poluente (kg);

c_1 = acumulação máxima possível do poluente (kg/ha);

c_2 = constante de semi-saturação que controla a taxa de acúmulo dos agentes poluentes (kg/dia).

A partir dos valores médios da concentração dos poluentes obtidos nos dias secos, dos volumes precipitados e das áreas de contribuição foram obtidas as concentrações máximas possíveis dos poluentes analisados. A constante de tempo c_2 foi calculada como a metade da média do número de dias antecedentes sem chuva durante o período seco.

A lixiviação de agentes poluentes ocorre durante os períodos chuvosos e pode ser representada pelas funções de lixiviação exponencial, curva de taxa de lixiviação e concentração média do evento (CME).

Para este trabalho, foi utilizada a função CME por ser eficiente e de fácil compreensão. Esta função estabelece uma relação linear entre o poluente lixiviado e a vazão de escoamento (Equação 7).

$$D = e_1 Q \quad (7)$$

Onde,

D = carga do poluente lixiviado (kg/dia)

e_1 = concentração do poluente lixiviado (kg/L);

Q = vazão de escoamento (L/dia);

Para determinação do coeficiente e_1 , consideraram-se os valores médios das concentrações dos poluentes durante o período chuvoso analisado (Tabela 12).

4.3.4 Calibração

No SWMM, a calibração permite a comparação dos resultados obtidos de uma simulação com as medições realizadas em campo. As calibrações dos modelos ocorreram através de um processo iterativo para os eventos específicos do dia 11 de julho de 2019 (período chuvoso) e 22 de outubro de 2019 (período seco) até que se obtivessem valores de poluentes simulados similares aos observados por medição.

Os dias foram escolhidos por haver tanto dados da qualidade de água quanto de medição de vazão.

4.3.5 Validação

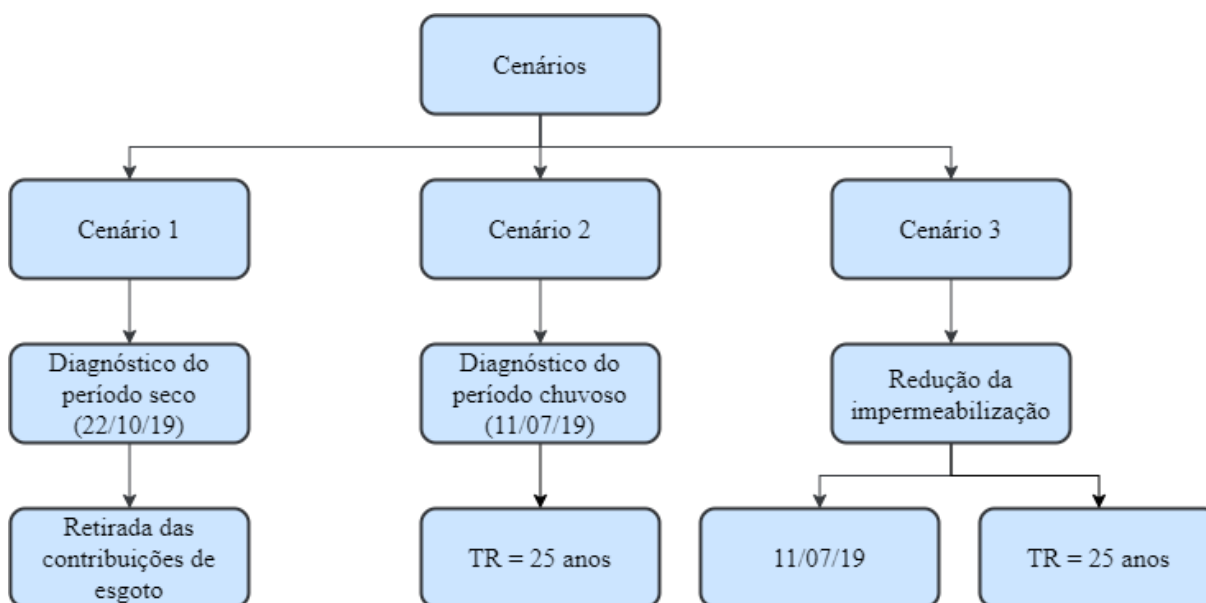
A validação do método tem por objetivo legitimar os resultados obtidos durante as simulações por meio da interpretação e análise desses resultados. De acordo com Rossman (2015), os erros de continuidade apresentados no relatório de simulação não podem ultrapassar o valor de 10%.

4.4 Cenários propostos

A partir da caracterização realizada para a Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, propõe-se três cenários distintos na etapa de modelagem visando analisar o comportamento do

sistema e cumprir os objetivos propostos nesta pesquisa. Os cenários propostos podem ser observados na Figura 12.

Figura 12 – Cenários propostos.



Fonte: a autora (2021).

O primeiro cenário proposto consiste na análise das vazões durante períodos não chuvosos. Assim, nesse cenário são consideradas apenas as vazões oriundas das contribuições de vazões dos esgotos que estão ligados ao canal. Tal cenário tem o objetivo de avaliar o comportamento das concentrações dos poluentes durante a propagação do fluxo e a resposta do modelo caso haja a retirada das entradas que apresentam maior potencial poluidor (E_2 , E_3 e E_4), visando a melhoria da qualidade das águas do canal.

No segundo cenário é analisado o processo de lixiviação, ou seja, a lavagem dos poluentes para diferentes intensidades de precipitação, sendo elas a chuva do dia 11 de julho de 2019 e a precipitação com tempo de retorno de 25 anos, com uma precipitação total de 78 mm.

Por fim, o terceiro cenário corresponde à análise da redução da impermeabilização nas bacias que apresentam maiores índices de urbanização (C_4 , C_5 , C_6 , C_7 e C_8) e o efeito na concentração de poluentes no escoamento. Nesse contexto, simulou-se uma redução de 20% nas áreas impermeabilizadas das sub-bacias citadas para as precipitações do dia 11 de julho de 2019 e com o tempo de retorno de 25 anos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Diagnóstico do sistema de drenagem

Durante as visitas *in loco*, foi observado que, embora o sistema de drenagem da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas esteja desempenhando de maneira satisfatória a sua função, apresenta problemas de limpeza, manutenção, poluição pontual e altos índices de urbanização como é possível observar na Figura 13, propiciando a contaminação da população que mora no entorno do canal por doenças de veiculação hídricas.

Figura 13 – Lançamento de resíduos e contribuição de esgoto no canal.



Fonte: França (2020) e autora (2019).

5.2 Análise dos parâmetros monitorados

5.2.1 Vazão do canal

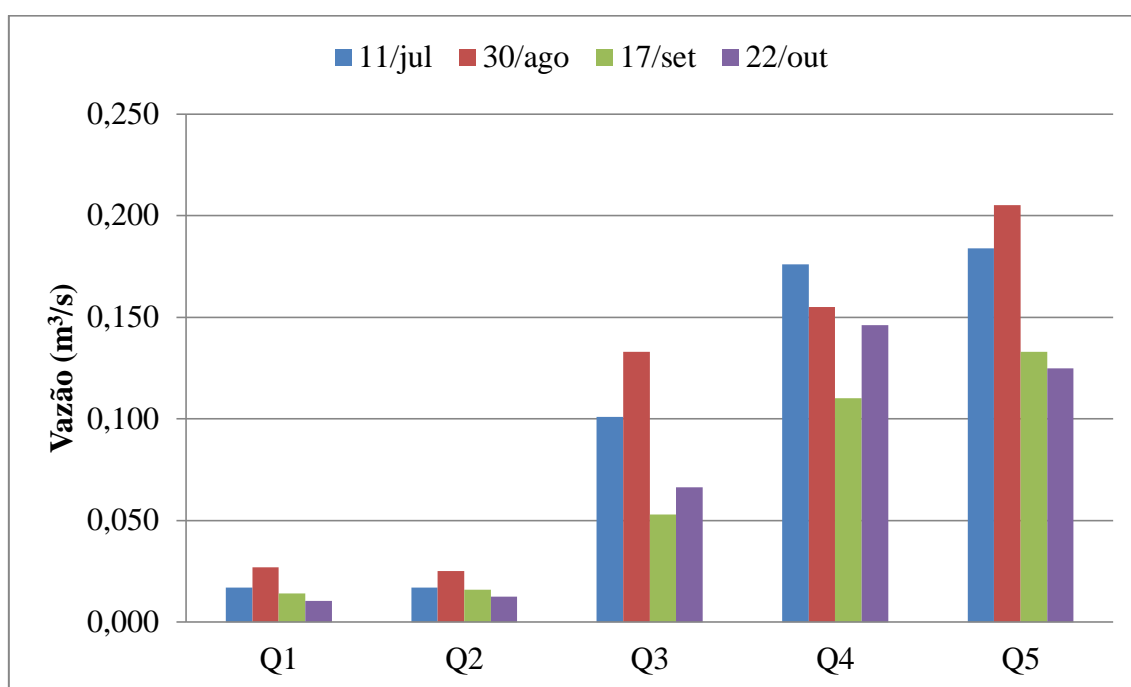
A partir da análise da Figura 14, constata-se que os pontos Q_1 e Q_2 apresentaram as menores vazões, tanto no período seco quanto no chuvoso. A área no entorno desses pontos é

caracterizada como uso residencial e a presença de gramados e jardins promovem a infiltração, reduzindo o volume de água escoada para o Canal das Piabas.

Os pontos Q₃, Q₄ e Q₅ apresentam as maiores vazões devido ao maior índice de impermeabilização com a utilização de pavimento asfáltico, maior área de drenagem e pontos significativos de contribuição de esgoto.

A diferença de vazão entre os períodos seco e chuvoso não foi significativa devido aos baixos índices pluviométricos durante o período monitorado.

Figura 14 – Vazões aferidas no Canal das Piabas.



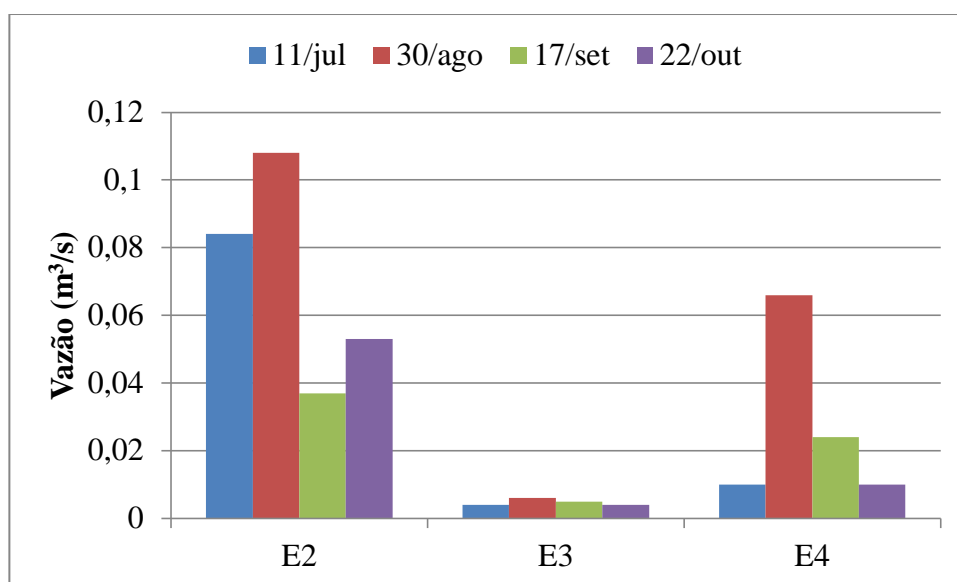
Fonte: a autora (2021).

5.2.2 Vazão de contribuição de esgoto

Os valores obtidos durante as medições de vazões referentes às entradas de esgoto no canal estão apresentados na Figura 15. Percebe-se que as vazões das contribuições de esgoto apresentaram o mesmo padrão nos períodos seco e chuvoso.

A maior contribuição de esgoto ocorre na saída E₂. Localizado no Ponto de Cem Réis, esse ponto de contribuição apresentou valores que variaram de 37 L/s a 108 L/s. A área no entorno se caracteriza como predominantemente comercial, com forte presença de oficinas mecânicas, lavanderias, lava-jatos, panificadoras e restaurantes, além de possuir histórico de inundações e alagamentos.

Figura 15 – Vazões de contribuição de esgoto.



Fonte: a autora (2021).

Localizado próximo à Feira Central, o ponto E₃ (Figura 16) apresentou as menores vazões de esgoto seguido pelo ponto E₄, situado em uma área predominantemente residencial. A vazão de contribuição da saída E₁ foi de 0,0005 m³/s.

Figura 16 – Ponto de lançamento de esgoto E₃.



Fonte: autora (2019)

O valor inserido no SWMM foi a média das quatro medições de vazão realizadas, conforme Tabela 8.

Tabela 8 – Vazão de esgoto nos pontos de contribuição.

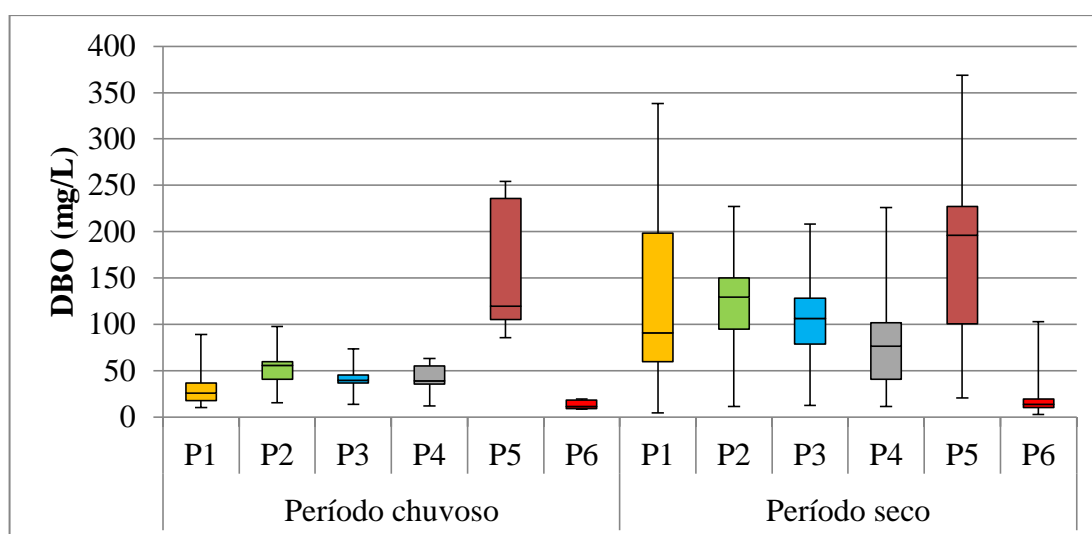
Ponto	Vazão (m ³ /s)
E ₁	0,0005
E ₂	0,0705
E ₃	0,0048
E ₄	0,0275

Fonte: a autora (2021).

5.2.3 Qualidade da água

Através dos resultados apresentados na Figura 17 é possível observar elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável, com uma variação entre 8,5 e 254 mg/L para o período chuvoso e entre 2,5 e 369 mg/L para o período seco. Devido ao processo de lavagem e diluição do poluente, o período chuvoso apresentou concentrações inferiores em comparação ao período seco.

Figura 17 – Boxplots dos valores de DBO.



Fonte: a autora (2021).

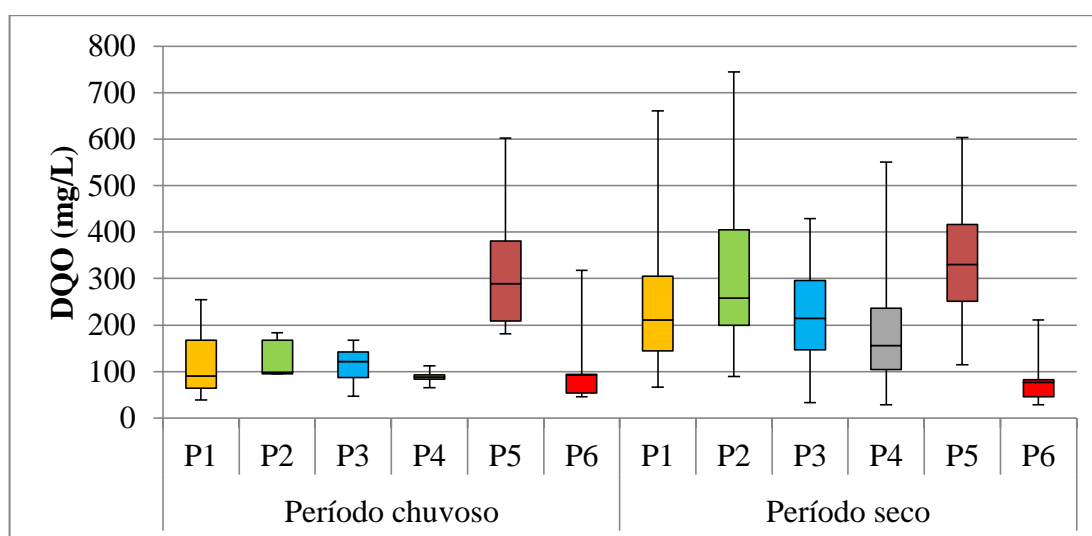
Ao longo do canal nota-se uma tendência decrescente nos valores medianos, exceto nos pontos P₂ e P₅. A montante de P₂ localiza-se a saída de contribuição de esgoto E₂, que

apresentou as maiores vazões durante o período monitorado. Os altos valores observados em P₅ advertem para as consequências do lançamento contínuo de resíduo sólido por parte da população.

O tempo de percurso, a presença de afluentes e de área vegetada contribuem para que os menores valores de DBO sejam encontrados em P₆.

As concentrações de DQO encontram-se em uma faixa de 29 a 744 mg/L, conforme a Figura 18, apresentando comportamento análogo ao da DBO.

Figura 18 – *Boxplots* dos valores de DQO.

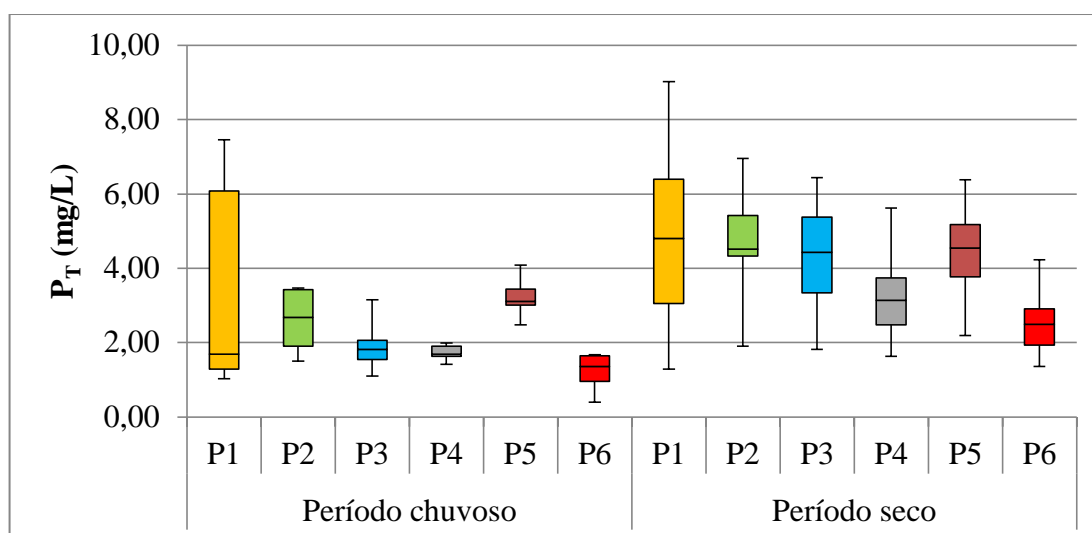


Fonte: a autora (2021).

As principais origens de fósforo nas águas de drenagem urbana são a utilização de fertilizantes na adubação de gramados e jardins, excrementos de animais e despejos domésticos e industriais.

Os maiores valores de P_T foram obtidos nos pontos P₁ e P₂ (Figura 19). P₁ localiza-se em uma área residencial enquanto P₂ situa-se em uma área predominantemente comercial, com presença de oficinas mecânicas, lavanderias e lava-jatos. A utilização de detergentes fosfatados justifica esses valores.

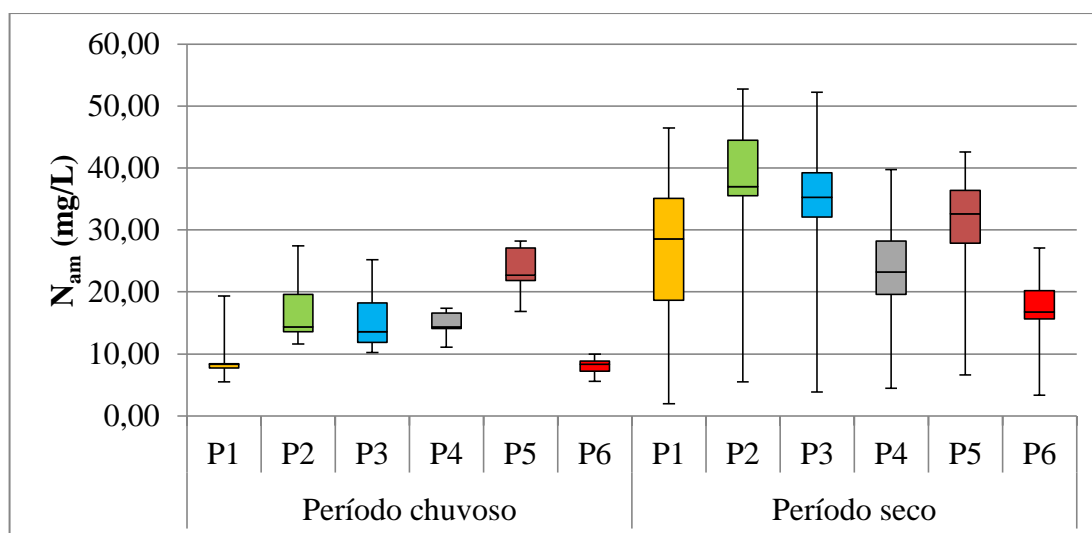
Figura 19 – *Boxplots* dos valores de fósforo total.



Fonte: a autora (2021).

O nitrogênio amoniacal apresentou valores que variaram entre 5,5 e 27 mg /L no período chuvoso e de 1,9 a 53 mg/L no período seco (Figura 20).

Figura 20 – *Boxplots* dos valores de nitrogênio amoniacal.



Fonte: a autora (2021).

De acordo com critérios estabelecidos por Metcalf & Eddy (1991), mostrados na Tabela 9, a qualidade da água no Canal das Piabas oscilou entre esgoto sanitário fraco e médio em decorrência das contribuições de esgotos domésticos e do lançamento de resíduos.

Tabela 9 – Classificação do esgoto sanitário.

Característica	Forte	Médio	Fraco
DBO (mg/L)	400	220	110
DQO (mg/L)	1.000	500	250
Pt (mg/L)	15	08	04
Nam (mg/L)	50	25	12

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy (1991).

5.3 Modelagem

5.3.1 Calibração e validação

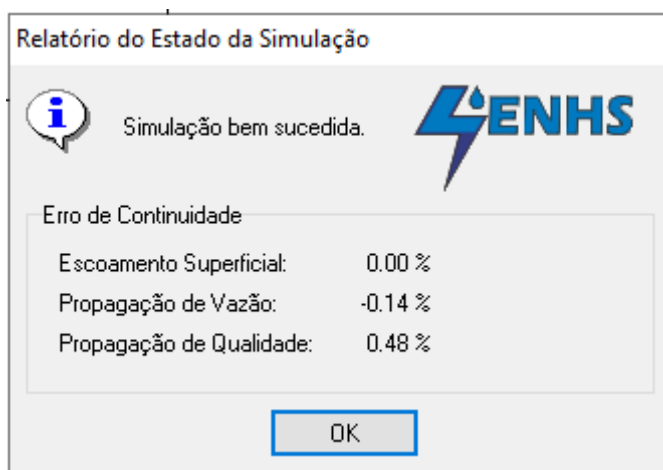
Os valores calibrados por tentativa e erro para os parâmetros DP, DI e AINC estão dispostos na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores dos parâmetros calibrados.

Parâmetro	Valor
Capacidade de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis - DP	5,08 mm
Capacidade de armazenamento em depressões para superfícies impermeáveis - DI	2,54 mm
Áreas impermeáveis não conectadas - AINC	5%

Fonte: a autora (2021).

Todos os valores de erro de continuidade apresentados durante as simulações foram inferiores ao limite aceitável de 10%, como exemplificado pela Figura 21. Sendo assim, as variáveis de qualidade da água foram validadas.

Figura 21 – Relatório de erro da simulação.

Fonte: a autora (2021).

5.3.2 Acúmulo e lixiviação dos poluentes

A acumulação máxima possível c_1 e a constante de semi-saturação obtidos a partir dos valores médios da concentração dos poluentes nos dias secos, dos volumes precipitados e das áreas de contribuição estão apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores de acumulação máxima c_1 e constante de semi-saturação c_2 .

Sub-bacia	c_1 (kg/ha)				c_2 (kg/dia)
	DBO	DQO	P_T	N_{am}	
C1, C2 e C3	4,5	9,4	0,2	1,0	0,17
C4 e C5	4,4	10,6	0,2	1,3	0,17
C6	3,8	7,5	0,1	1,2	0,17
C7	2,9	7,5	0,1	0,8	0,17
C8	6,4	11,8	0,1	1,1	0,17
C9	0,5	3,2	0,1	0,6	0,17

Fonte: a autora (2021).

O coeficiente e_1 , determinado com base nos valores médios das concentrações dos poluentes durante o período chuvoso, inserido no SWMM, está apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 – Coeficiente e_1 da Concentração Média do Evento.

Sub-bacia	DBO (kg/L)	DQO (kg/L)	P_T (kg/L)	N_{am} (kg/L)
C1, C2 e C3	30,63	126,12	3,37	8,53
C4 e C5	48,58	140,26	2,51	15,53
C6	36,88	122,22	1,90	13,83
C7	36,13	88,42	1,76	12,99
C8	136,86	302,41	3,11	20,55
C9	12,19	63,09	1,36	7,19

Fonte: a autora (2020).

5.3.3 Cenário 1 – Período seco

Para o primeiro cenário considerou-se apenas as vazões contínuas dos esgotos que adentram o canal de drenagem. Para esta simulação atribuiu-se aos pontos de contribuição de esgoto a qualidade verificada em campo.

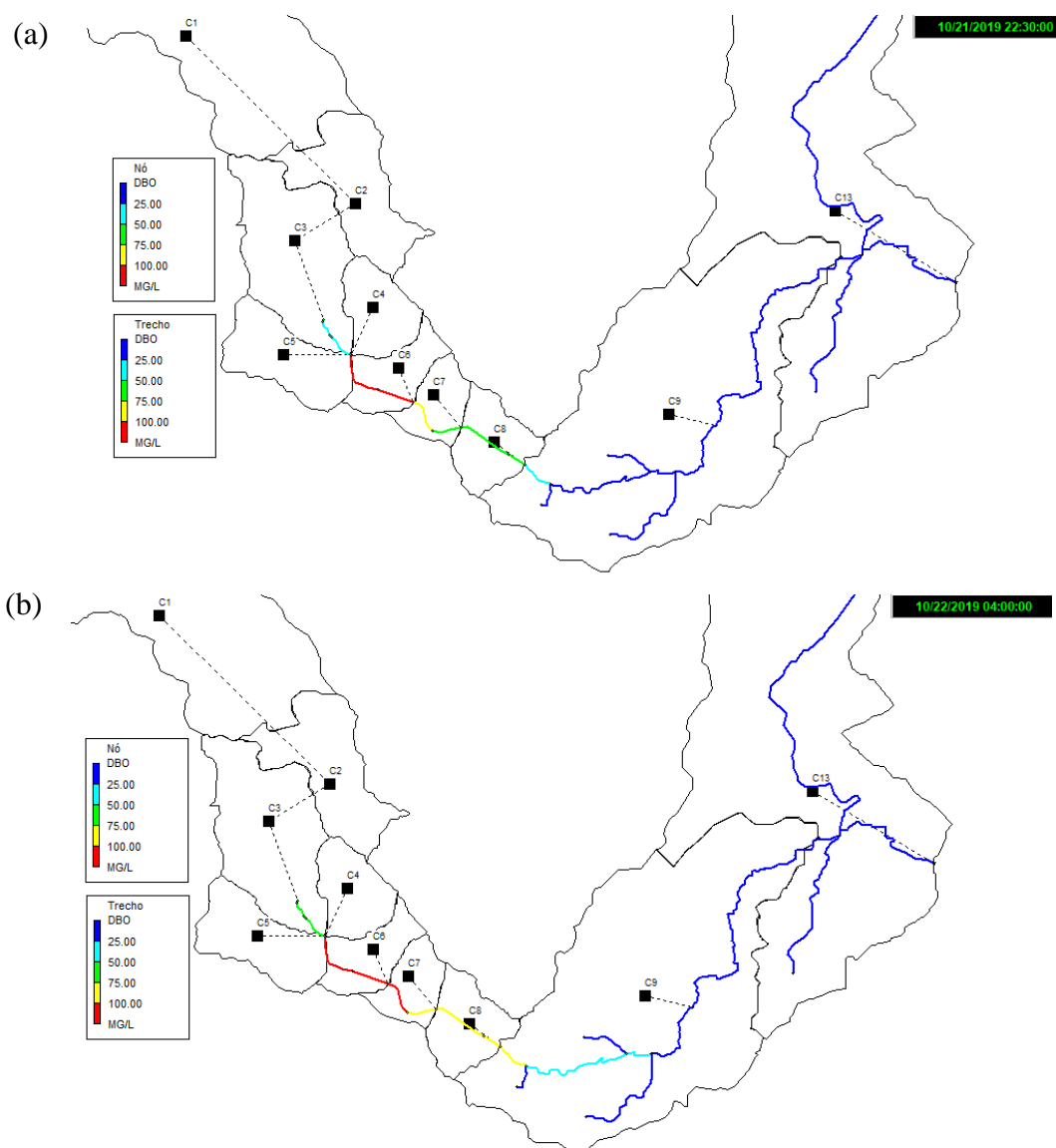
A Figura 22 representa o comportamento da concentração da DBO após 30 minutos e 6 horas do início da simulação. A partir de sua análise é possível observar que as maiores concentrações de DBO, no início da simulação, ocorrem no trecho logo após a contribuição das bacias C4 e C5.

Esse trecho se situa após a entrada de esgoto E2, que apresenta o maior potencial poluidor entre os pontos de lançamentos monitorados.

Após 6 horas de simulação, ocorre um aumento da DBO nos trechos intermediários devido à propagação dos fluxos e à mistura de efluentes ao longo do canal.

Ao longo da simulação, os trechos finais, localizados nas bacias C9 e C10, apresentaram as menores concentrações de DBO. Essa melhora na qualidade da água é devido à presença da queda d'água e das afluências que essa parte do Riacho das Piabas recebe. Esses comportamentos se repetem para os demais parâmetros analisados.

Figura 22 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 6 horas de simulação.



Fonte: a autora (2021)

Para avaliar o comportamento dos poluentes no Canal, foram selecionados os seguintes cinco trechos.

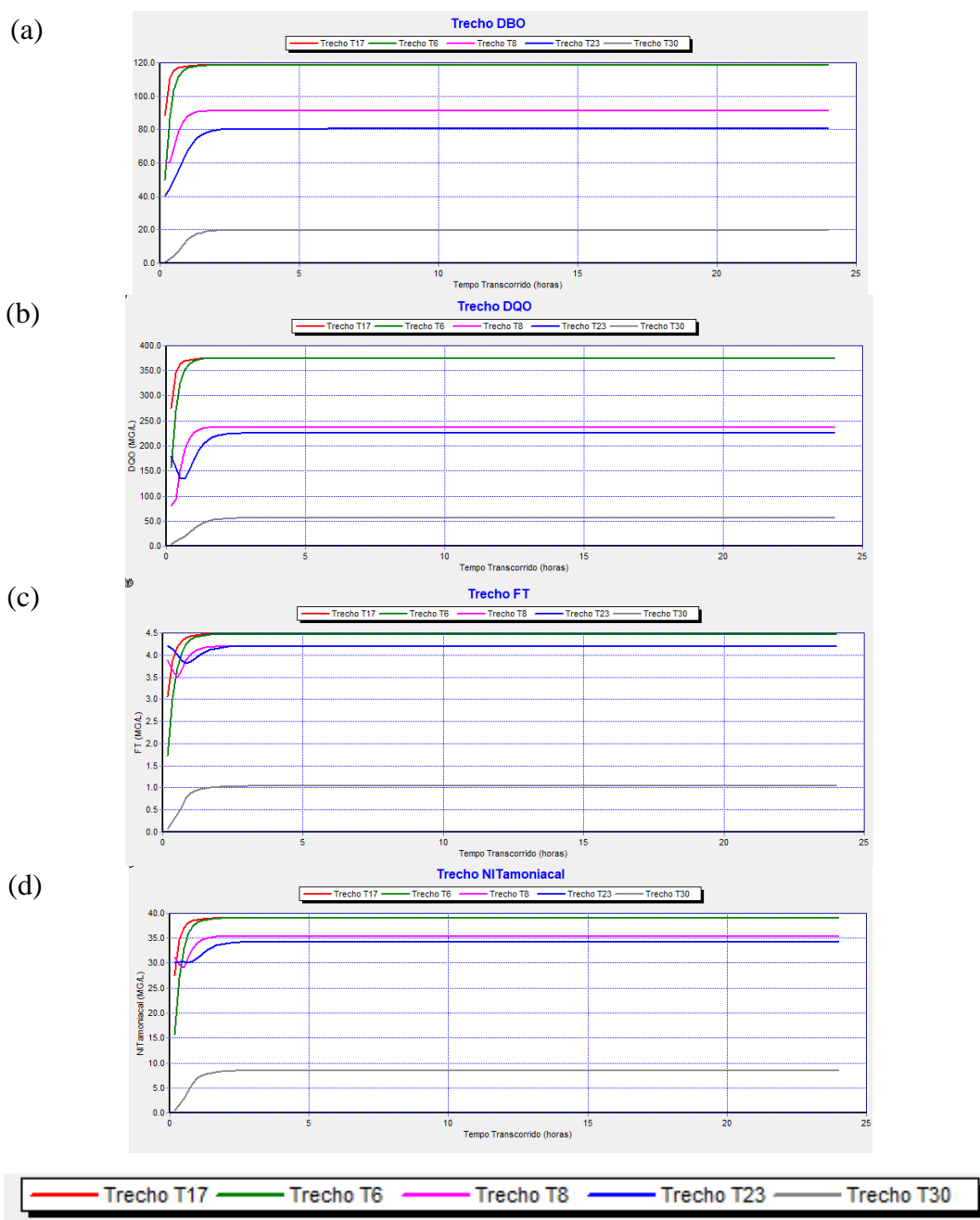
- Trecho T17: após a saída de esgoto E2.
- Trecho T6: imediatamente após o ponto de coleta P2.
- Trecho T8: imediatamente após P3 e saída de esgoto E3.
- Trecho T23: imediatamente após P5.
- Trecho T30: último trecho da sub-bacia C9, canal com revestimento natural.

A Figura 23 ilustra o comportamento dos poluentes analisados ao longo da simulação nos referidos trechos. Nas primeiras horas da simulação nota-se o aumento da concentração

dos poluentes devido à propagação do fluxo e transporte dos mesmos para os trechos subsequentes.

Após duas horas da simulação, os poluentes se dispersaram até o ponto final do monitoramento, resultando na estabilização das concentrações.

Figura 23 – Comportamento dos poluentes (a) DBO (b) DQO (c) P_t (d) N_{am} ao longo da simulação.

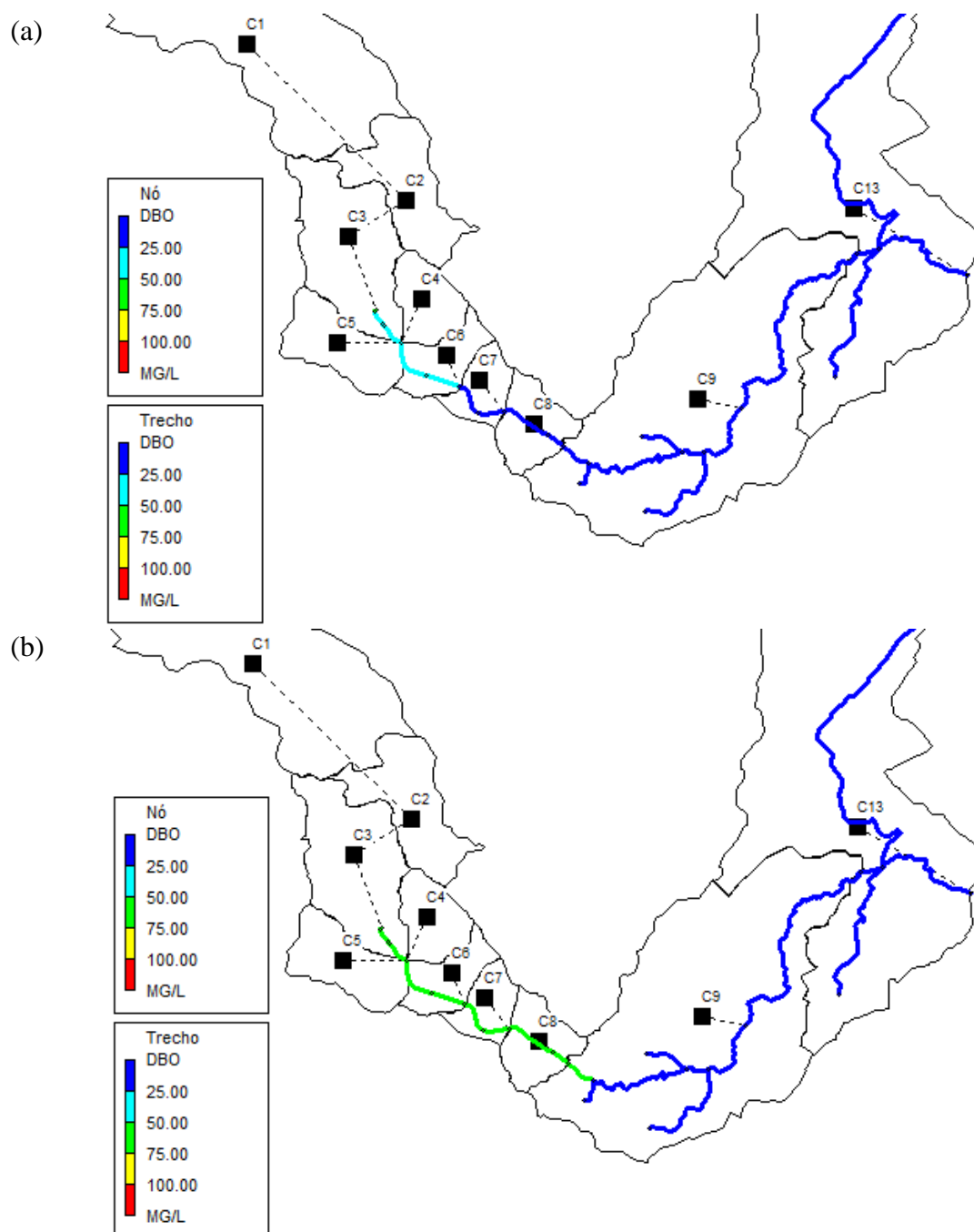


Fonte: a autora (2021).

Também foi simulada no cenário 1 a retirada das entradas de contribuição com maior potencial poluidor (E_2 , E_3 e E_4), restando apenas a saída E_1 .

A Figura 25 ilustra a propagação do poluente ao longo do Canal aos 30 minutos e 6 horas do início da simulação.

Figura 24 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 6 horas de simulação com a remoção das contribuições de esgoto.



Fonte: a autora (2021)

A Tabela 13 compara os resultados das concentrações médias dos poluentes no canal com revestimento artificial e no exutório após seis horas de simulação, para o cenário atual e para o cenário com a proposta de intervenção.

Para ambas as simulações, de acordo com Metcalf & Eddy (1991), essa água pode ser classificada como esgoto fraco.

Destaca-se que para o cenário com a retirada das principais saídas de esgoto, após o processo de autodepuração, o corpo hídrico apresentou valores bastante inferiores ao cenário sem intervenção. A diluição é um dos interferentes físicos no processo de autodepuração. Assim, devido à diminuição da concentração dos poluentes na canalização, o poder de depuração do Riacho foi maior.

Tabela 13 – Concentração de poluentes no período seco.

Poluentes	Com contribuições de esgoto		Sem contribuições de esgoto	
	Conc. média na canalização	Conc. no exutório	Conc. média na canalização	Conc. no exutório
DBO	90 mg/L	20 mg/L	52 mg/L	0,9 mg/L
DQO	278 mg/L	56 mg/L	200 mg/L	3,38 mg/L
P _t	4,4 mg/L	1,0 mg/L	4,6 mg/L	0,1 mg/L
N _{am}	36 mg/L	8,4 mg/L	32 mg/L	0,5 mg/L

Fonte: a autora (2021).

A partir desses resultados, conclui-se que a separação absoluta entre os sistemas de drenagem e esgotamento promoveriam uma melhora significativa na qualidade da água ao longo do seu curso natural.

Entretanto, esse tipo de intervenção deve ser visto com parcimônia por requerer a execução de medidas estruturais de realocação das entradas clandestinas de esgoto. Muitas vezes, intervenções desse tipo são difíceis de serem realizadas pelos gestores devido à necessidade de grandes investimentos e por apresentarem uma relativa complexidade construtiva principalmente em ambientes previamente urbanizados.

5.3.4 Cenário 2 – Período chuvoso

Para o cenário 2, foi simulada a precipitação do dia 11 de julho de 2019 e a precipitação com tempo de retorno de 25 anos, com totais precipitados de 3,4 mm e 78 mm, respectivamente.

A Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, além de apresentar pontos de despejo irregular de águas residuárias, possui uma extensa área de contribuição, resultando em altas concentrações de poluentes. As simulações mostraram que a intensidade da precipitação influenciou na lavagem dos poluentes (Tabela 14).

O evento do dia 11/07/2019 não foi suficiente para realizar a lavagem de uma quantidade considerável de poluentes enquanto que a chuva com tempo de retorno de 25 anos, por apresentar maior intensidade que a do evento real, resultou em uma maior quantidade de poluentes lixiviados.

Tabela 14 – Síntese da lixiviação do sistema.

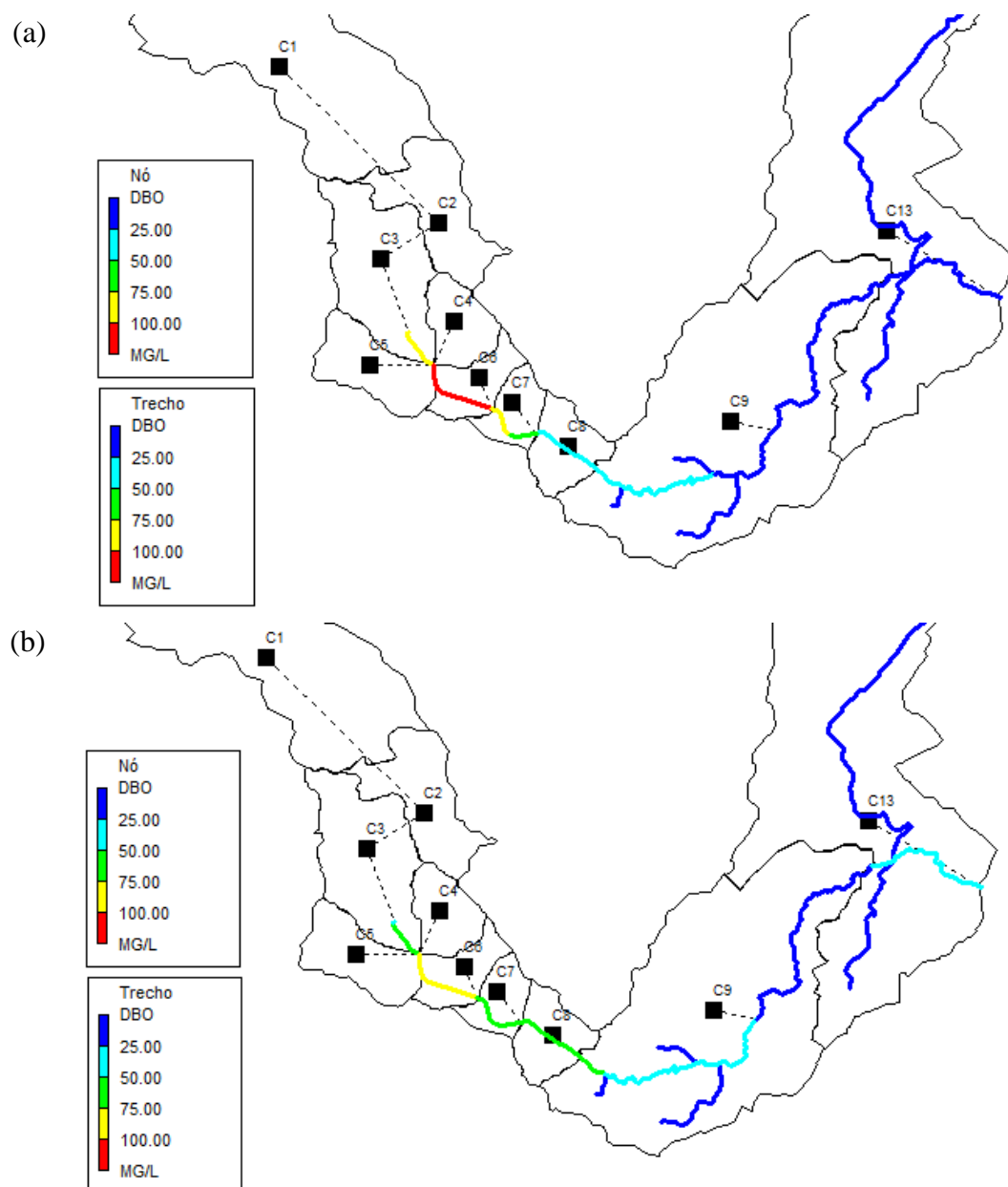
Cenários	Poluentes			
	DBO (kg)	DQO (kg)	P _t (kg)	N _{am} (kg)
11/07/2019	132	537	8,94	51
TR = 25 anos	13.734	52.545	947	5.283

Fonte: a autora (2021).

A Figura 25 representa o comportamento da concentração da DBO após 30 minutos do início da simulação e 1 hora após o término do evento chuvoso do dia 11 de julho. Aos 30 minutos de simulação, ainda não ocorreu a precipitação e o comportamento do poluente é análogo ao apresentado no período seco.

Em relação a simulação após o término da precipitação, nota-se que, os trechos intermediários apresentam concentrações inferiores à simulação no período seco devido a diluição dos poluentes e uma maior rapidez na propagação do fluxo

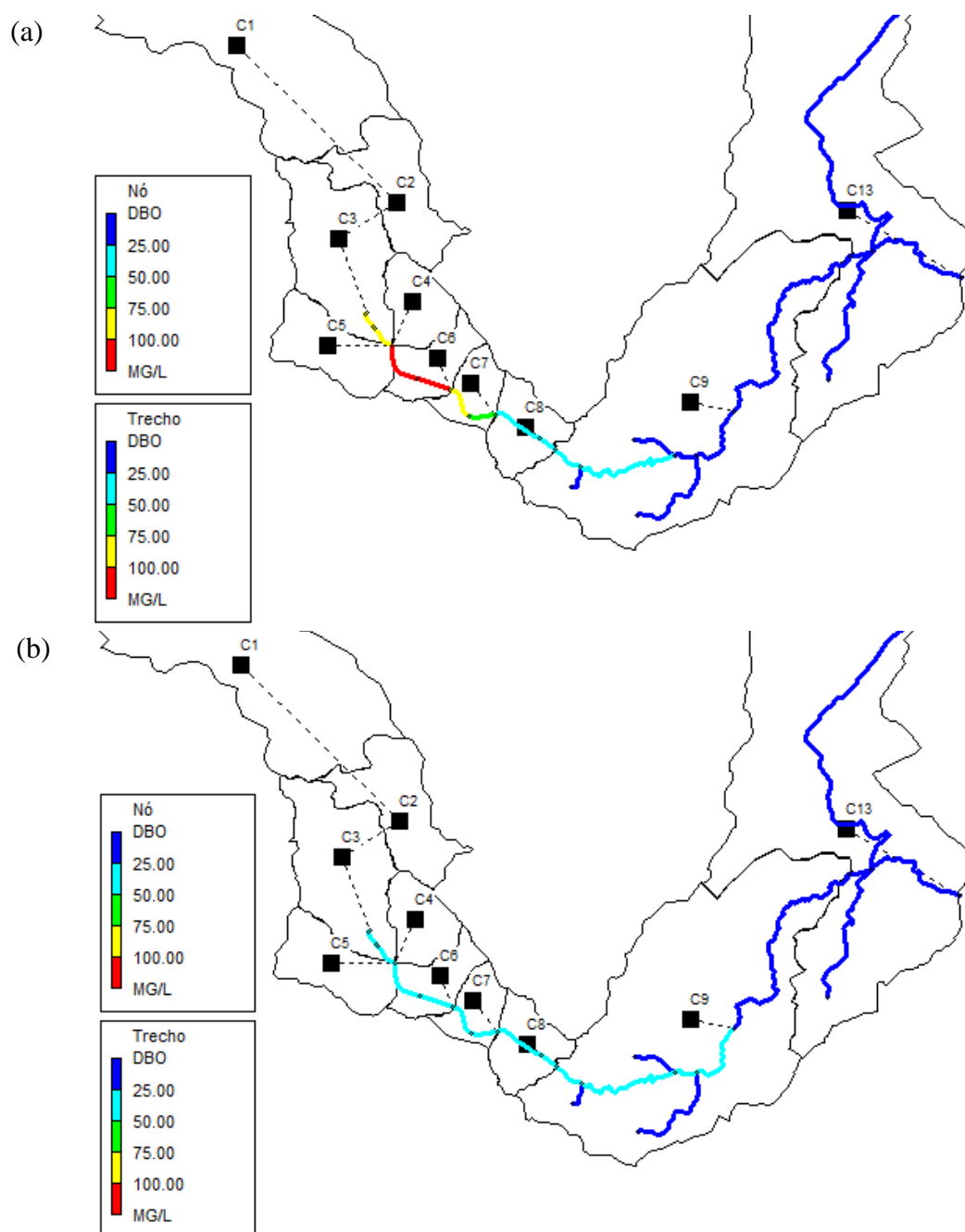
Figura 25 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 1 hora do fim da precipitação de 3,4 mm.



Fonte: a autora (2021)

Em relação a precipitação de tempo de retorno de 25 anos, o comportamento antes da precipitação se repete, conforme Figura 26. Após 1 hora do fim da precipitação, observa-se uma melhora significativa da qualidade da água, com todo o Riacho das Piabas apresentando valores inferiores a 50 mg/L de DBO.

Figura 26 – Comportamento da DBO (a) após 30 minutos de simulação (b) após 1 hora do fim da precipitação de 78 mm.



Fonte: a autora (2021)

A Tabela 15 apresenta a concentração de poluentes após uma hora do fim da precipitação para os dois eventos simulados durante o período chuvoso na parte artificial do canal e no exutório. Considerando estes resultados, pode-se concluir que a intensidade da precipitação tem grande influência na concentração do escoamento gerado.

Tabela 15 – Concentração de poluentes no período chuvoso.

Poluentes	11/07/2019		TR = 25 anos	
	Conc. média na canalização	Conc. no exutório	Conc. média na canalização	Conc. no exutório
DBO	68 mg/L	25 mg/L	35 mg/L	14,4 mg/L
DQO	109 mg/L	55 mg/L	133 mg/L	65 mg/L
P _t	3,3 mg/L	1,5 mg/L	2,8 mg/L	1,4 mg/L
N _{am}	24 mg/L	9,6 mg/L	13,7 mg/L	7,7 mg/L

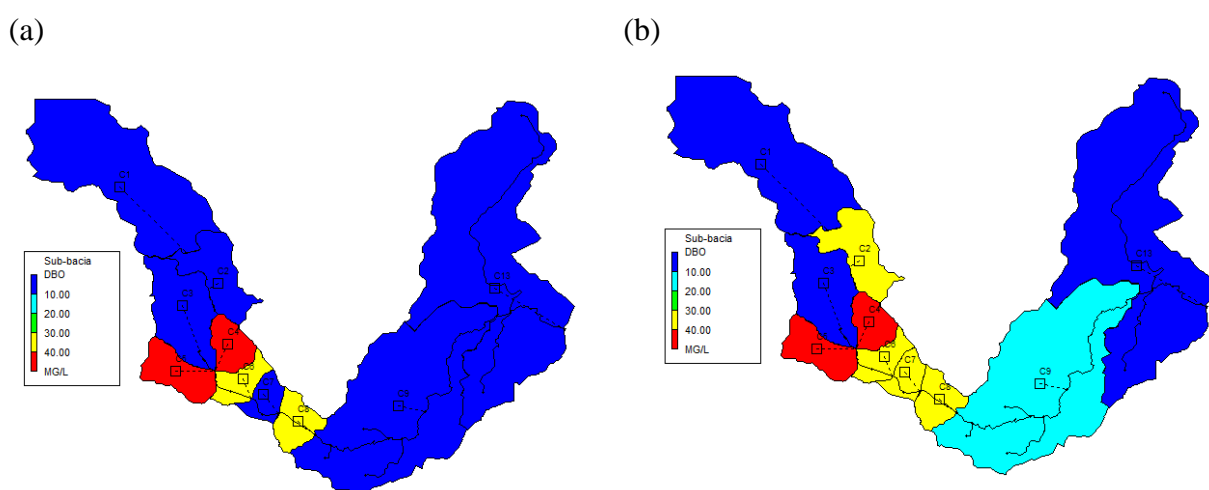
Fonte: a autora (2021).

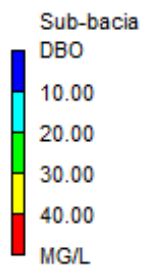
A Figura 27 e a Figura 28 ilustram o comportamento da DBO no escoamento para cada sub-bacia. No início da simulação do dia 11/07/2020, as sub-bacias mais urbanizadas (C4, C5, C6 e C8) apresentam elevadas concentrações.

No evento de 78 mm, após 3 horas de simulação, as sub-bacias C1 e C2 apresentaram elevadas concentrações dos indicadores devido ao carreamento dos poluentes.

O fim de ambas as simulações exibiram comportamentos parecidos. As bacias mais urbanizadas e que recebem contribuição de esgoto apresentaram maior concentração de DBO ao final da simulação. Os outros indicadores apresentaram comportamentos análogos ao da DBO.

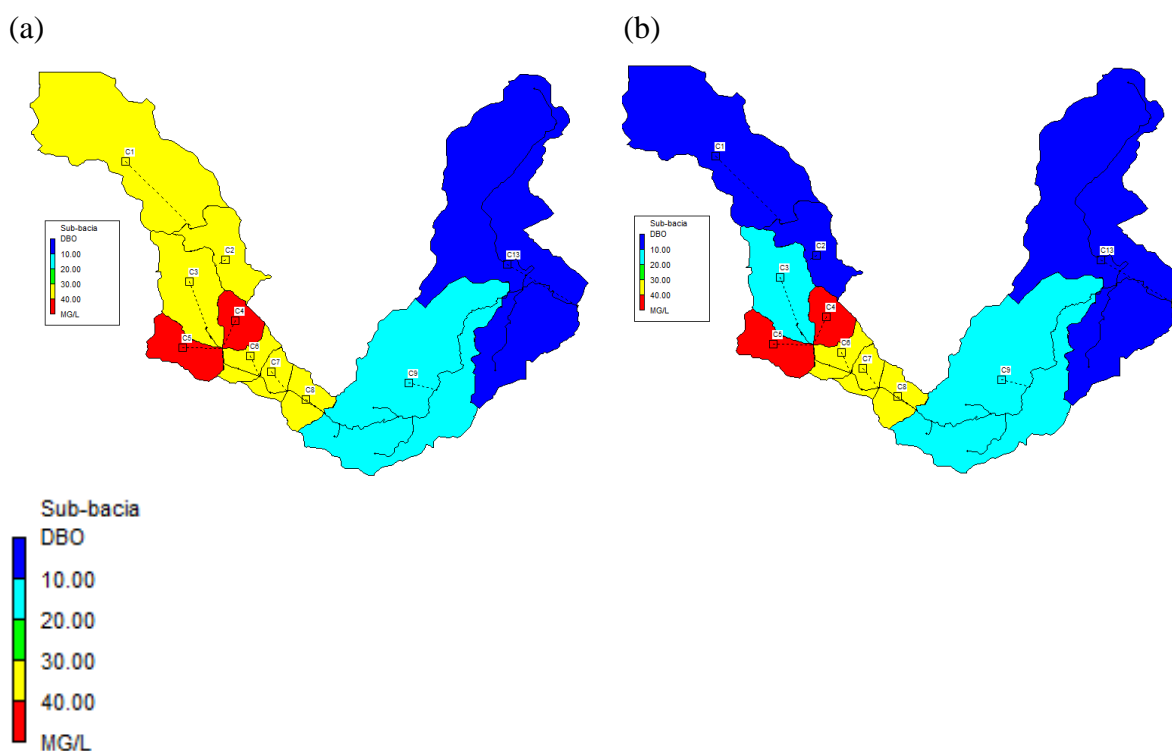
Figura 27 – Comportamento da DBO nas sub-bacias para o dia 11/07/2020 (a) 4h após o início da simulação (b) 1h após o fim da simulação.





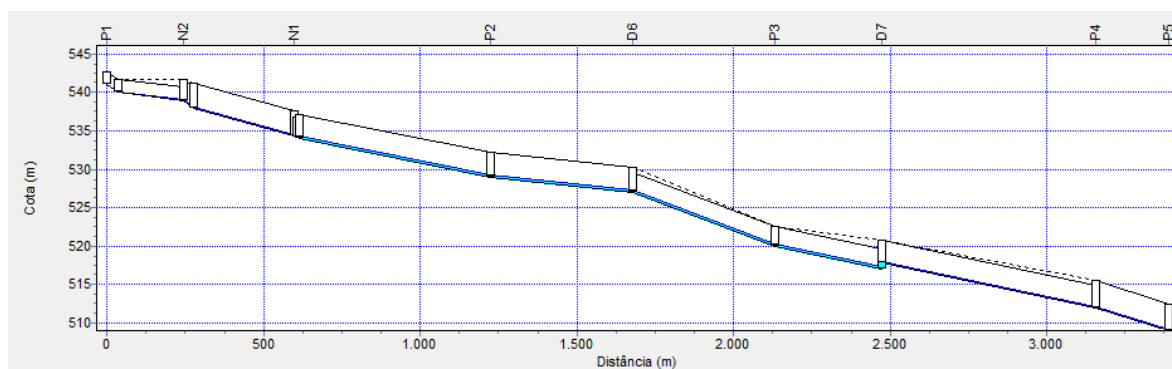
Fonte: a autora (2021).

Figura 28 – Comportamento da DBO nas sub-bacias para a precipitação de 78 mm (a) 3h após o início da simulação (b) 1h após o fim da simulação.



Fonte: a autora (2021).

Por fim, a Figura 29 representa o nível de água na parte do canal com revestimento artificial para a chuva de tempo de retorno de 25 anos. Tem-se uma pequena lâmina d'água, praticamente imperceptível, no canal. Logo, os problemas de inundação apresentados ao longo da história do canal, principalmente no Ponto de Cem Réis, onde está localizada a saída E₂, devem ser investigados mais profundamente.

Figura 29 – Perfil da cota do nível de água entre os pontos P₁ e P₅.

Fonte: a autora (2021).

5.3.5 Cenário 3 – Redução da impermeabilização

No cenário 3 foi simulada a redução de 20% das áreas impermeabilizadas das principais sub-bacias urbanizadas da área de estudo (C4, C5, C6, C7 e C8). A Tabela 16 apresenta os novos valores de porcentagem de área superficial impermeável.

Tabela 16 – Área superficial impermeável.

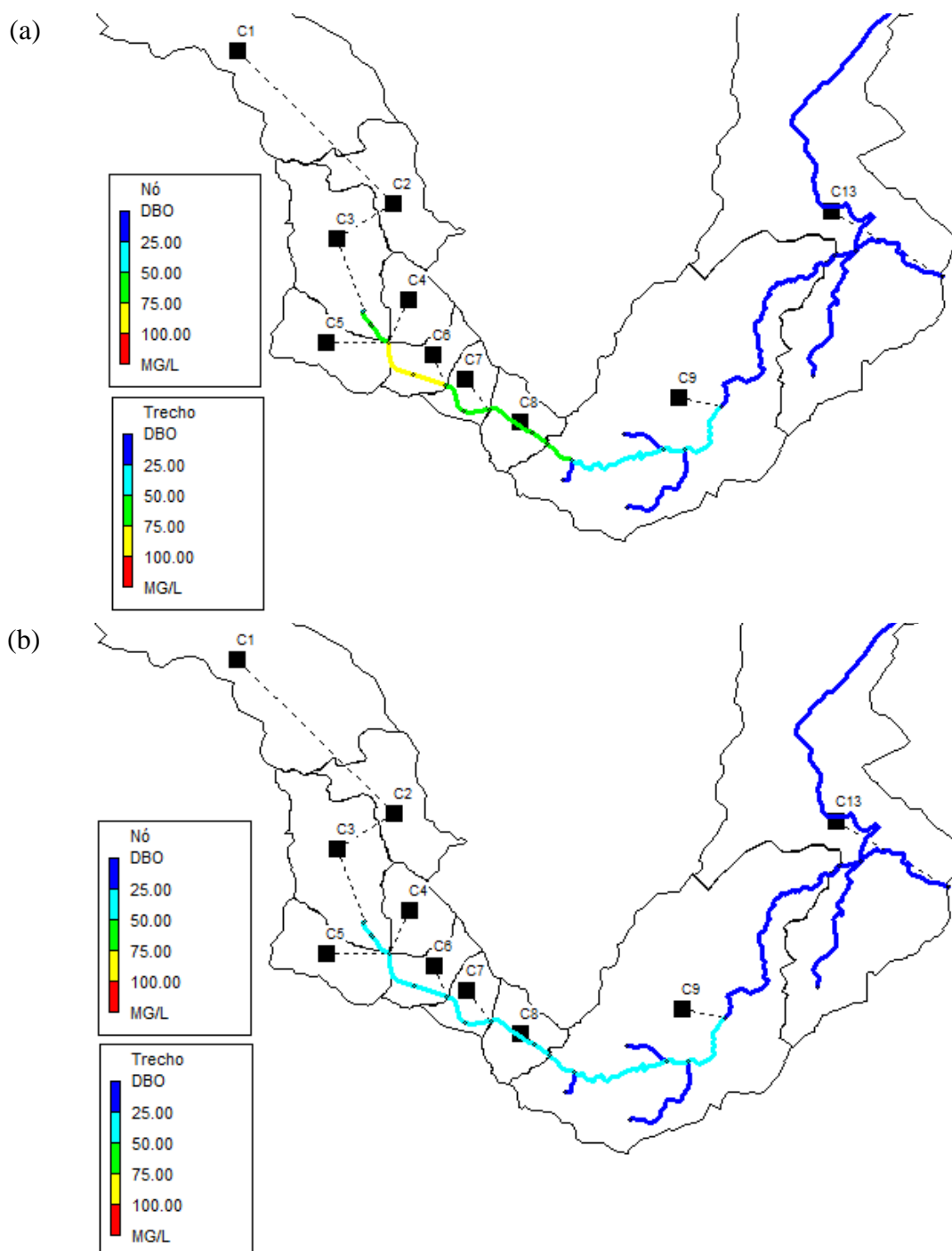
Sub-bacias	AI (%)
C4	68
C5	69,6
C6	65,6
C7	64
C8	64

Fonte: a autora (2021).

Em uma situação ideal, na qual não haveria contribuição de esgoto no sistema de drenagem, essa redução representaria um aumento da infiltração e melhora na qualidade da água pela diminuição da carga de poluição difusa que chegaria ao canal.

Todavia, a redução da impermeabilização não ocasionou melhora significativa ao se comparar a Figura 30 com a Figura 26.

Figura 30 – Comportamento da DBO após 1 hora do final evento de precipitação (a) 11/07/19 (b) TR = 25 anos com a redução da impermeabilização.



Fonte: a autora (2021)

Destaca-se ainda que, no cenário com precipitação total de 78 mm, por diminuir o volume de água que vai para o sistema de drenagem, houve uma piora na qualidade, como é possível perceber ao comparar a Tabela 17 com a Tabela 15. Isto acontece porque a água da chuva estava diluindo a carga de esgoto recebida pelo canal, melhorando a sua qualidade.

Tabela 17 – Concentração de poluentes no período chuvoso após diminuição da impermeabilização.

Poluentes	11/07/2019		TR = 25 anos	
	Conc. média na canalização	Conc. no exutório	Conc. média na canalização	Conc. no exutório
DBO	65 mg/L	25 mg/L	55 mg/L	31 mg/L
DQO	108 mg/L	52 mg/L	124 mg/L	95 mg/L
P _t	3,3 mg/L	1,4 mg/L	2,8 mg/L	1,9 mg/L
N _{am}	24 mg/L	9,4 mg/L	19 mg/L	11 mg/L

Fonte: a autora (2021).

Essa piora não pode ser observada pelas figuras que representam o comportamento da DBO devido a mudança ocorrer entre os intervalos utilizados na legenda.

Camelo (2019), em seu estudo realizado na Bacia Hidrográfica Riacho do Prado também localizada no município de Campina Grande, relata que igualmente houve uma piora na qualidade da água no cenário com redução da impermeabilização.

A pesquisadora enfatiza que é necessário sanar todos os problemas advindos dos lançamentos pontuais, para então focar na problemática da poluição difusa e investir em práticas de drenagem sustentável.

6 CONCLUSÃO

Durante o monitoramento, além dos problemas referentes à falta de manutenção do sistema de drenagem, foram verificados pontos clandestinos de lançamento de esgoto e a presença de resíduos sólidos, conferindo a água uma classificação que varia entre esgoto sanitário fraco e médio, representando riscos à saúde da população que mora no entorno do canal.

Em relação à simulação, o cenário 1 foi o que apresentou melhores resultados referentes à qualidade de água. A retirada dos principais pontos de contribuição de esgotos proporciona uma relevante diminuição da concentração dos poluentes a jusante do sistema.

Em comparação, o cenário 2, com precipitação de 78 mm, ocorre a diluição dos poluentes nas águas de drenagem, porém não promove uma redução significativa. Para o cenário 3, a diminuição da impermeabilização proporcionou uma piora da qualidade das águas do canal.

Logo, para o cenário atual, apenas a melhoria da impermeabilização não apresenta resultados satisfatórios frente à problemática da poluição pontual. Assim, é necessário inicialmente o investimento na melhoria do sistema de drenagem com foco no controle da poluição pontual por meio do correto funcionamento do sistema separador absoluto.

Por fim, recomenda-se o estudo das influências do sistema de microdrenagem sobre a macrodrenagem e dos dias de varrição sobre as equações de acúmulo e lixiviação.

REFERÊNCIAS

- 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.
- 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, D. B. P. **Bacias hidrográficas e mobilizações populares: a articulação pela revitalização do riacho das Piabas-PB (2011-2017)**. 2018. 131 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais), Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande - Paraíba - Brasil, 2018.
- AZEVEDO NETTO, J. M. *et al.* **Manual de Hidráulica**. 8ª edição, E. Edgard Blücher: São Paulo, 1998.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. – 4. ed. – Brasília: Funasa, 2015. 642 p. il.
- 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.
- CAMELO, S. M. **Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas**. 2019. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2019.
- 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), Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.
- COLLODEL. M. G. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. Dissertação de Mestrado. USP, São Carlos, 2009.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Súmula das 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. EMBRAPA-SNLCS. Miscelânea, 1. 83 p. Rio de Janeiro, 1979.

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

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

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

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), Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.

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

GOMES, K. M. F. **Modelagem da poluição difusa em uma bacia de drenagem urbana**. 2014. 75 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

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

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York, 1991.

NÓBREGA, P. V. M. **Análise do Sistema de Drenagem de Campina Grande/PB, para Proteção de Áreas de Risco de Inundação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2012.

PAIXÃO, F.J.R. *et al.* Ajuste da curva de infiltração por meio de diferentes modelos empíricos. **Pesquisa aplicada & Agrotecnologia**, volume 2, nº 1, p 108-112. Guarapuava-PR, 2009.

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

ReCESA - REDE NACIONAL DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL. **Curso Básico de Hidrologia Urbana**: nível 3 – Águas Pluviais. 130 p. Brasília. 2007.

RIGHETTO, A. M. *et al.* Estudo quali-quantitativo de manejo de águas pluviais em área de drenagem piloto na cidade de Natal-RN. In: FINEP, PROSAB. (Org.). **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES 2009, v. 04, cap. 6, p. 218-255. 2009.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, Dec. 2017.

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

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

SANTOS, K. A. **Análise multitemporal integrada da permeabilidade do solo nos bairros Catolé E Sandra Cavalcante em Campina Grande – PB**. 2015. 55 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2015.

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.

SOUZA, S. F. 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.

TSUJI, T. M. **Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF**. 2018. 150 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p.

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

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Ed. Universidade /UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 668 p. 1998

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

TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. In: REBOLÇAS, A. C.; BRAGA, B. TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, p. 399-432, 2006.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da drenagem urbana**. Brasília: Cepal-ipea, 2012. 50 p.

TUCCI, C. E. M., MONTENEGRO, M. H. Saneamento Ambiental e Águas Pluviais. In: **Gestão do Território e Manejo Integrado das Águas Urbanas**, Escola Internacional de Água para Desenvolvimento – Hydroaid, Programa de Modernização do Setor de Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, Brasília, 2005.

TUOMELA, C.; SILLANPÄÄ, N.; KOIVUSALO, H. Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). **Journal of environmental management**, v. 233, p. 719-727, 2019.

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**. 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.