



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA

**MODELAGEM DA DRENAGEM URBANA E AVALIAÇÃO DAS CARGAS
BACTERIOLÓGICAS NA VERTENTE MARÍTIMA DE FORTALEZA, CEARÁ**

FORTALEZA

2018

JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA

MODELAGEM DA DRENAGEM URBANA E AVALIAÇÃO DAS CARGAS
BACTERIOLÓGICAS NA VERTENTE MARÍTIMA DE FORTALEZA, CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M544m Mesquita, Janine Brandão de Farias.

Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará / Janine Brandão de Farias Mesquita. – 2018.
102 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2018.
Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

1. Drenagem Urbana. 2. Modelagem. 3. Coliformes. 4. Precipitação. 5. Zonas Costeiras. I. Título.

CDD 628

JANINE BRANDÃO DE FARIAS MESQUITA

MODELAGEM DA DRENAGEM URBANA E AVALIAÇÃO DAS CARGAS
BACTERIOLÓGICAS NA VERTENTE MARÍTIMA DE FORTALEZA, CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 07 / 02 / 2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

Aos meus pais, Antônia e José Antônio, ao meu irmão, Jefferson, às minhas irmãs, Kaline e Jéssica, e ao meu avô, Antônio Thomás.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, o Prof. Iran Eduardo Lima Neto, pela excelente orientação, presteza, paciência, conselhos e amizade, por atender além das minhas expectativas e, acima de tudo, por cultivar a mais elegante expressão humana: a simplicidade.

Ao meu coorientador, o Dr. Silvano Porto Pereira, pela gentileza, por todo apoio prestado e ajuda essencial. Por disponibilizar apoio técnico, material e pessoas em nome da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), instituição a qual também agradeço, especialmente ao técnico Cristiano Dantas Araújo e as estagiárias Laryssa e Lara, principalmente na realização dos trabalhos de campo.

À Dra. Martina Scheer, participante do projeto de pesquisa ao qual este trabalho está vinculado, pela solicitude, paciência, ajuda e por disponibilizar o software Kanal ++.

Aos membros da banca pela disponibilidade, gentileza e por aceitarem o convite.

Agradeço à Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), nas pessoas do Berthyer Peixoto e Alexandre (Alex), pelo apoio nos trabalhos de campo, bem como à Polícia Militar Ambiental pelo acompanhamento essencial.

À Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza (SEUMA), em nome do André, pela disponibilização de materiais para os trabalhos de campo.

Ao amigo do doutorado, Elder Sandro, por toda ajuda, gentileza e disponibilidade sempre que precisei e pelos trabalhos de campo. Ao amigo de turma do mestrado, Bruno Marinho, pela gentileza de sempre e por disponibilizar as plantas da drenagem de Fortaleza.

Ao Adriano Ricardo, da Secretaria de Conservação e Serviços Públicos (SCSP), pela amizade, solicitude, gentileza e por disponibilizar os dados sobre resíduos sólidos.

A todos os professores que contribuíram em conhecimento ao longo deste mestrado, especialmente ao Fernando José Araújo e ao Raimundo Oliveira, pela amizade e conselhos, por sempre serem tão disponíveis e acessíveis na prestação de ajuda a todos. Aos funcionários do DEHA, principalmente às amigas da secretaria, Shirley e Neuza, pela amizade, gentileza, competência e presteza. À

Hohana, funcionária da biblioteca da Pós-Graduação em Engenharia, pelo ótimo atendimento, paciência e ajuda sempre que precisei.

Aos meus pais, Antônia e José Antônio, às minhas irmãs, Kaline e Jéssica, e ao meu irmão, Jefferson, por todo o apoio de sempre. Às amizades conquistadas neste percurso, em especial à Hozana Raquel e ao Ricardo, pela solicitude e apoio. Aos velhos amigos que sempre estiveram ao meu lado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos para a realização deste mestrado.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização deste percurso, agradeço.

RESUMO

Os sistemas de drenagem urbana podem representar fontes de aporte de poluentes aos corpos receptores aos quais se destinam, principalmente em cidades litorâneas densamente povoadas. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, visando a avaliação das cargas bacteriológicas. Para este fim, seguiu-se as seguintes etapas: 1) Seleção do modelo computacional, neste caso, o *Stormwater Management Model - SWMM* para as simulações hidrológicas e hidráulicas nas sub-bacias; 2) Validação quantitativa do modelo com dados medidos de vazão em seis sub-bacias, utilizando análise estatística (cálculo do desvio-padrão e coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe - CNS); 3) Proposição da ferramenta para cálculo das cargas bacteriológicas através da estimativa da carga difusa – CD por unidade de área ($\text{NMP. dia}^{-1}.\text{hectare}^{-1}$) e a correlação desta com uma série de variáveis hidroambientais e 4) Análise de cenários para diferentes condições de precipitação pluviométrica, coleta de esgoto e resíduos sólidos dispostos inadequadamente - RSDI. Também foram realizadas campanhas de campo para levantamento de dados de entrada no *SWMM*, bem como coleta de amostras de água para análise do parâmetro *Escherichia coli*. Os resultados do trabalho mostraram que o *SWMM* oferece respostas representativas, sendo o desvio-padrão entre as vazões medidas e modeladas inferior a 20% e o CNS superior a 0,90. No que tange ao modelo preditivo, foi ajustada uma função de potência de segunda ordem correlacionando CD ($\text{NMP. dia}^{-1}.\text{ha}^{-1}$) com a precipitação média mensal (mm.dia^{-1}) para as três sub-bacias analisadas ($R^2=0,972$). Posteriormente, os coeficientes das equações encontradas foram correlacionados aos RSDI (Kg.dia^{-1}) das sub-bacias, obtendo-se um ajuste logarítmico ($R^2=0,997$), com o qual é possível obter uma equação de estimativa de CD para qualquer sub-bacia da Vertente Marítima. A análise dos cenários mostrou haver um aumento significativo da carga em eventos chuvosos extremos e diminuição considerável com o aumento da fração da população interligada à rede de esgoto aliada à diminuição de 50% da produção RSDI. Concluiu-se que o modelo se mostrou adequado à realidade de Fortaleza, podendo ser utilizado como ferramenta prática para a simulação da drenagem urbana e previsão das cargas afluentes à zona costeira da cidade. Espera-se que a metodologia proposta possa também ser aplicada em outras cidades com

características hidroambientais semelhantes à Fortaleza.

Palavras-chave: Drenagem Urbana. Modelagem. SWMM. Coliformes. Precipitação. Esgotamento Sanitário. Resíduos Sólidos. Zonas Costeiras.

ABSTRACT

Urban drainage systems can represent sources of pollutants to the receiving bodies for which they are intended, especially in densely populated coastal cities. On this, the present work aims to propose a tool for modeling the urban drainage system of the Vertente Marítima basin of Fortaleza, Ceará, aiming the evaluation of bacteriological loads. To this purpose, the steps were followed: 1) Selection of the computational model, in this case, the Stormwater Management Model - SWMM for the hydrological and hydraulic simulations in the sub-basins; 2) Quantitative validation of the model with measured flow data in six sub-basins, using statistical analysis (standard deviation and Nash-Sutcliffe efficiency coefficient - NSE); 3) Proposition of the tool to calculate the bacteriological loads by estimating the diffuse load - DL per unit area ($\text{MPN} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{hectare}^{-1}$) and its correlation with a series of hydro-environmental variables and 4) Scenario analysis for different pluviometric precipitation conditions, sewage collection and inadequately disposed solid waste (IDSW). Field campaigns were also carried out to collect data to the SWMM, as well as the collection of water samples for analysis of the *Escherichia coli* parameter. The results of the work showed that the SWMM offers representative answers, with the standard deviation between measured and modeled flows less than 20% and NSE higher than 0.90. Regarding to the prediction model, it was adjusted a second order potential function correlating DL ($\text{MPN} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$) with an average monthly precipitation ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$) for the three sub-basins analyzed ($R^2 = 0.972$). Later, the coefficients of the equations found were correlated to IDSW ($\text{Kg} \cdot \text{day}^{-1}$), obtaining a logarithmic adjustment ($R^2 = 0.997$), with which it is possible to obtain a DL estimation equation for any sub-basin of the Vertente Marítima. An analysis of the scenarios showed a significant increase of the load in extreme precipitations and a considerable decrease with the increase of the fraction of the population connected to the sewage network and the decrease of the production of IDSW. It was concluded that the model was adequate to the Fortaleza reality and could be used as a practical tool for the simulation of urban drainage and prediction of the tributary loads to the coastal zone of the city. It is hoped that the proposed methodology can also be applied in other cities with hydro-environmental characteristics similar to Fortaleza.

Keywords: Urban Drainage. Modeling. SWMM. Coliforms. Rainfall. Sewage System. Solid Waste. Coastal Zone.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Resíduos sólidos e poço de visita extravasado no entorno do riacho Maceió, Fortaleza, Ceará.....	20
Figura 2	– Sistemas de esgotamento separador e combinado.....	23
Figura 3	– Visão geral de sistema de macrodrenagem e aumento do nível da água devido à urbanização.....	25
Figura 4	– Esquema geral básico de um sistema de microdrenagem.....	26
Figura 5	– Principais modos de ocorrência da poluição das águas no meio urbano.....	28
Figura 6	– Poluição das águas por fontes pontuais e difusas.....	29
Figura 7	– Exemplo da área de trabalho do modelo Kanal ++.....	39
Figura 8	– Fluxograma simplificado das interações entre as águas urbanas e receptor final (oceano).....	41
Figura 9	– Fluxograma do procedimento metodológico da presente pesquisa....	45
Figura 10	– Bacia da Vertente Marítima, no município de Fortaleza, CE.....	46
Figura 11	– Distribuição dos exutórios das sub-bacias ao longo da Vertente da Marítima utilizadas para a validação hidrológica-hidráulica.....	51
Figura 12	– Localização das sub-bacias com os dados de concentração de E. coli na bacia da Vertente Marítima, Fortaleza - CE.....	54
Figura 13	– Sobreposição do sistema de drenagem urbana e a hidrografia vetorizada, Fortaleza - CE.....	59
Figura 14	– Assoreamento e ligações diretas de esgoto ao riacho Maceió.....	60
Figura 15	– Resíduos sólidos no entorno do riacho Maceió.....	61
Figura 16	– Subdivisão de bacias e cursos d' água lançadas no SWMM.....	61

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	– Desvio das vazões medidas em relação ao ajuste perfeito.....	20
Gráfico 2	– Concentração de <i>E. coli</i> com a distância no riacho Papicu e pontos de afluência.....	65
Gráfico 3	– Concentração de <i>E. coli</i> com a distância no riacho Maceió e pontos de afluência.....	65
Gráfico 4	– Diagrama de caixa das concentrações de <i>E. coli</i> por período chuvoso e seco em 2004 e 2005 com dados de Pimenta (2006) e concentrações no período chuvoso de 2017 no riacho Maceió, Fortaleza – CE.....	66
Gráfico 5	– Variação na concentração no riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c) de <i>E. coli</i> em 2004 (I) e 2005 (II).....	67
Gráfico 6	– Concentração média de <i>E. coli</i> nas sub-bacias por período sazonal em 2004 (a) e 2005 (a).....	78
Gráfico 7	– Cargas bacteriológica por período sazonal das sub-bacias em 2004 (a) e 2005 (b).....	70
Gráfico 8	– Cargas difusas (NMP. ha ⁻¹ .dia ⁻¹) das sub-bacia em 2004 (a) e 2005 (b).....	72
Gráfico 9	– Correlação CD (NMP. ha ⁻¹ .dia ⁻¹) vs. Pluviosidade média (mm.dia ⁻¹) para o riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c).....	73
Gráfico 10	– Correlação dos Coeficientes - (NMP.dia ⁻¹ .mm ⁻²) com resíduos sólidos dispostos inadequadamente - RSDI (Kg.dia ⁻¹).....	75
Gráfico 11	– Estimativa da carga bacteriológica de tempo seco (C _s) por sub-bacia para 2017 e 2040 em cenários distintos.....	77
Gráfico 12	– Produção de resíduos sólidos de dispostos inadequadamente (RSDI) por sub-bacia nos diversos cenários.....	78
Gráfico 13	– Comparação entre os cenários de aporte de carga bacteriológica total (C _t) do riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c) para as precipitações normais.....	81
Gráfico 14	– Comparação entre os cenários de aporte de carga bacteriológica total (C _t) do riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió para a precipitação máxima.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Principais características das bacias selecionadas para a validação	50
Tabela 2	– Cálculo do desvio-padrão das vazões medidas em relação ao ajuste perfeito do modelo.....	62
Tabela 3	– Concentração de E. coli (NMP.100mL ⁻¹) em 2017.....	64
Tabela 4	– Estimativa da carga difusa média (NMP.dia ⁻¹) de E. coli por sub-bacia.....	69
Tabela 5	– Estimativa das cargas difusas de E. coli diárias e anuais por unidade de área.....	71
Tabela 6	– Estimativa da população não atendida por rede de esgotamento sanitário: cenário sem ampliação da rede em 2040.....	76
Tabela 7	– Estimativa da população não atendida por rede de esgotamento sanitário: cenário com cobertura de 99% em 2040.....	77
Tabela 8	– Coeficientes das equações por sub-bacia com o per capita constante de 2017 a 2040.....	79
Tabela 9	– Variação das cargas bacteriológicas totais (C _t) em relação a 2017 nos cenários analisados em 2040 para precipitação normal.....	82
Tabela 10	– Variação das cargas bacteriológicas totais (C _t) em relação a 2017 nos cenários analisados para precipitação máxima.....	84
Tabela 11	– Proporção de aumento da carga bacteriológica total (C _t) no cenário de precipitação máxima histórica em relação ao mês de máxima precipitação normal (abril).....	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
BL	Boca de Lobo
CL	Caixa de Ligação
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIRM	Comissão Interministerial para os Recursos do Mar
CIWEN	Chartered Institution of Water and Environmental Management
CN	Curve Number
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
DSD	Drainage Service Departament
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPECE	Instituto de Pesquisa Estratégica e Econômica do Ceará
ISS	Illinois Storm Sewer System Simulation Model
MIT	Massachusetts Institute of Technology
NMP	Número Mais Provável
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PV	Poço de Visita
RSDI	Resíduos Sólidos Dispostos Inadequadamente
SCS	Soil Conservation Service
SEINF	Secretaria de Infraestrutura de Fortaleza
SEUMA	Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente
SWMM	Stormwater Management Model

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVO GERAL	22
2.1	Objetivos Específicos	22
3	BASE CONCEITUAL	23
3.1	Sistemas de Drenagem Urbana	23
3.1.2	Aspectos hidrológicos	24
3.1.3	Estruturas de macrodrenagem	25
3.1.4	Estruturas de microdrenagem	26
3.1.5	Qualidade das águas: fatores intervenientes	27
3.1.5.1	<i>Uso e ocupação do solo: poluição difusa</i>	28
3.1.5.1.1	Resíduos sólidos	30
3.1.5.2	<i>Esgotos: ligações clandestinas?</i>	32
3.2	Modelagem de Sistemas de Drenagem Urbana	34
3.2.1	Princípios	34
3.2.2	Características do escoamento	34
3.2.3	Modelagem hidrológica e hidráulica	36
3.2.4	Modelagem de qualidade da água	37
3.2.4.1	Modelagem bacteriológica	38
3.2.5	Modelos, métodos e aplicações	38
3.3	Impacto dos Sistemas de Drenagem Urbana nas Zonas Costeiras	40
3.3.1	Características das zonas costeiras	40
3.3.2	Impactos das águas urbanas	40
3.3.2.1	<i>Rede de esgoto</i>	41
3.3.2.2	<i>Rede de águas pluviais</i>	43
3.3.2.3	<i>Balneabilidade</i>	43
3.3.2.3.1	Microrganismos indicadores	44
4	METODOLOGIA	45
4.1	Caracterização da Área de Estudo	45
4.1.1	Fortaleza	45
4.1.1.2	<i>Bacia da Vertente Marítima</i>	46
4.2	Base Cartográfica	47
4.2.1	Delimitação de bacias hidrográficas	47

4.2.2	Rede de drenagem artificial	47
4.3	Seleção do Modelo Computacional	48
4.3.1	SWMM	48
4.3.1.1	<i>Validação</i>	49
4.3.1.1.1	<i>Vazões</i>	50
4.3.2	Riacho Maceió	51
4.3.2.1	<i>Levantamento hidráulico</i>	51
4.3.2.2	<i>Qualidade da água</i>	52
4.4	Poluição Fecal	52
4.4.1	Estimativa da carga difusa	53
4.4.1.1	<i>Modelo preditivo</i>	54
4.4.1.1.1	<i>Levantamento e seleção de indicadores</i>	55
4.4.2	Análise de cenários	56
4.4.2.1	<i>Estimativa da carga bacteriológica de tempo seco</i>	56
4.5	Limitações e Incertezas	57
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1	Delimitação das Bacias Hidrográficas	59
5.2	Riacho Maceió: geometria	60
5.3	SWMM: simulação e validação	61
5.4.	Qualidade das Águas Superficiais: <i>Escherichia coli</i>	63
5.4.1	Concentração ao longo dos cursos d' água	63
5.4.2	Concentração por setor	66
5.4.3	Carga bacteriológica por setor	69
5.4.4	Modelo matemático simplificado	72
5.4.4.1	<i>Equação da carga difusa</i>	72
5.4.4.2	<i>Equação dos coeficientes</i>	75
5.4.4.3	<i>Cenários</i>	76
5.4.4.3.1	<i>Cargas poluidoras de tempo seco</i>	76
5.4.4.3.2	<i>Produção de RSDI</i>	78
5.4.4.3.3	<i>Obtenção dos coeficientes</i>	78
5.4.4.3.4	<i>Simulações</i>	79
6	CONCLUSÕES	85
6.1	Recomendações	87
	REFERÊNCIAS	88

ANEXOS.....96
APÊNDICE.....97

1. INTRODUÇÃO

A urbanização e os processos derivados, como a impermeabilização do solo e artificialização da drenagem natural das águas, são amplamente conhecidos como os causadores de diversos impactos ambientais (BUTLER & DAVIS, 2004). Aliados aos aspectos culturais das populações locais e à dinâmica própria do ambiente natural, as bacias hidrográficas urbanas oferecem respostas compatíveis com as diversas formas de uso e ocupação do solo, bem como da gestão do ambiente urbano (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; ZEILHOFER *et al.*, 2010; NEVES & TUCCI, 2011; RHEE *et al.*, 2012; ARORA & REDDY, 2013; SIDHU *et al.*, 2013; SILVA & PORTO, 2015).

A água, como solvente universal e veículo das diversas substâncias, pode ser um indicador das condições ambientais das bacias hidrográficas (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012), podendo os sistemas de drenagem representar fontes pontuais de poluição aos corpos receptores aos quais se destinam, como lagos, rios ou oceano (CROWTHER *et al.*, 2001; SCHIFF *et al.*, 2003; PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015; CARDOSO & HARARI, 2016; TOSIC *et al.*, 2017; BATISTA & HARARI, 2017).

Desta forma, os poluentes presentes nas bacias hidrográficas, originários de fontes pontuais ou difusas, poderão ser carreados aos corpos d'água superficiais, fato este que pode ser potencializado em períodos chuvosos, em decorrência da lixiviação sobre as bacias hidrográficas ocasionada pelo escoamento superficial, bem como o extravasamento oriundo das redes coletoras de esgoto (Figura 1) (PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015), podendo ainda ser agravados por fatores climáticos locais, como intensidade e distribuição espaço-temporal das chuvas (BUTLER & DAVIS, 2004; EGODAWATTA, 2007; TUCCI, 2008; ARORA & REDDY, 2013; LI *et al.*, 2015).

Além disso, a taxa de acúmulo dos poluentes na superfície das bacias urbanas pode ser extremamente elevada, devido a fatores como a modificações do espaço natural; aos hábitos da população e às ações de gestão urbana (LI *et al.*, 2015), assim, faz-se necessária a adoção de ferramentas que considerem aspectos locais de ordem social e do contexto físico-climático. Tais ferramentas possibilitam a quantificação do aporte de poluentes aos sistemas de drenagem pluviais, e visam oferecer suporte aos tomadores de decisão na busca de alternativas mitigadoras dos

impactos aos corpos receptores (BRITES & GASTALDINI, 2007; ARAUJO, 2016), especialmente nas zonas costeiras, regiões notadamente de elevada densidade demográfica e de interesse paisagístico e econômico (CIRM, 2005).

O município de Fortaleza, Ceará, no litoral do Nordeste do Brasil, como maioria das grandes metrópoles brasileiras, apresenta problemas relacionados ao saneamento. Fato que pode ocasionar alterações nos padrões de balneabilidade da orla estabelecidos pela Resolução 274, de 29 de novembro 2000, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que utiliza como parâmetros de referência as bactérias do grupo Coliforme (Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli*) e Enterococos (*Enterococcus* sp.) (BRASIL, 2000).

Figura 1 – Resíduos sólidos e poço de visita extravasado no entorno do riacho Maceió, Fortaleza, Ceará.



Fonte: a autora (2017).

Estudos de modelagem bacteriológica, previamente realizados visando a avaliação da balneabilidade na zona costeira de Fortaleza, constataram que as maiores fontes responsáveis pela alteração na qualidade da água são oriundas do sistema de drenagem, incluindo galerias, canais e rios (PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015).

Portanto, o uso da modelagem é indispensável, pois possibilita a realização de análises de diagnósticos e prognósticos, interpolação e extrapolação de dados e estudo da dinâmica de determinados processos, permitindo a integração

de informações espacialmente e temporalmente dispersas, sendo inquestionável a necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos, face à complexidade do ambiente em corpos de água naturais, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zona costeira adjacente às bacias hidrográficas (ROSMAN, 2011).

Outros estudos avaliaram a concentração de parâmetros de qualidade da água no sistema de drenagem de águas pluviais de Fortaleza, incluindo indicadores microbiológicos (VIEIRA *et al.*, 2002; SILVA, 2003; PIMENTA, 2006; VIEIRA *et al.*, 2011). Entretanto, não foram executadas simulações hidrológicas/hidráulicas com vistas à quantificação das cargas poluentes afluentes à zona costeira. Tampouco, em levantamento bibliográfico de estudos nacionais e internacionais, foi identificada a proposição de ferramentas práticas que correlacionem a carga de poluição a parâmetros hidroambientais. Ainda, de acordo com Thériault & Duchesne (2015), estudos de modelagem focando na estimativa de Coliformes Fecais são menos comuns que outros poluentes, destacando a originalidade e a contribuição deste trabalho e reforçando a necessidade de mais pesquisas que ofertem ferramentas objetivas de auxílio à tomada de decisão na gestão ambiental e recursos hídricos em áreas urbanas.

2. OBJETIVO GERAL

Propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia da Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, visando avaliação das cargas bacteriológicas.

2.1. Objetivos Específicos

- Analisar e selecionar ferramentas computacionais para modelagem da drenagem urbana de Fortaleza;
- Desenvolver metodologia para gerar dados de entrada do modelo selecionado;
- Realizar campanhas de levantamento da geometria das seções do riacho Maceió e qualidade da água;
- Avaliar o impacto da sazonalidade na qualidade das águas da drenagem;
- Quantificar as cargas difusas de *Escherichia coli* que impactam no sistema de drenagem;
- Analisar cenários de cargas bacteriológicas para diferentes condições de precipitação pluviométrica, coleta de esgoto e resíduos sólidos.

3. BASE CONCEITUAL

3.1. Sistemas de Drenagem Urbana

As alterações na dinâmica ambiental em decorrência da modificação do espaço natural devido à urbanização, a exemplo da impermeabilização do solo implicando o aumento do escoamento superficial, levam à necessidade da artificialização dos caminhos percorridos pelas águas, com a implantação das infraestruturas dos sistemas drenagem urbana.

De acordo com Butler & Davis (2004) podem ser naturais, isto é, com cursos d' água e áreas de drenagem com caracteres ambientais conservados e, canalizados, apresentando estruturas que modificam as condições originais. Este último subdivide-se ainda em sistema separador e combinado (Figura 2).

O primeiro separa as águas pluviais do esgoto; o segundo veicula conjuntamente no mesmo sistema. No Brasil, predominantemente, adota-se o separador (TUCCI, 1995; VON SPERLING, 2005).

Figura 2 – Sistemas de esgotamento separador e combinado.



Fonte: Von Sperling (2005).

Os sistemas separadores têm desvantagens que devem ser levadas em consideração, sendo impossível alcançar a perfeita separação. Primeiro, há dificuldades de garantia da condução das águas residuárias somente na tubulação para este fim; águas pluviais podem ser poluídas por diversos fatores, inclusive o carreamento da própria superfície da bacia. Segundo, existe a possibilidade das águas pluviais adentrarem a rede de esgoto por mecanismos e infiltração (através das imperfeições nas junções ou danos nas tubulações) e fluxo direto (oriundas dos edifícios, misturadas com o esgoto) (BUTLER & DAVIS, 2004). Além disso, com o aumento do escoamento superficial, devido à impermeabilização, os aquíferos não são abastecidos, o que reduz o escoamento nos rios urbanos em períodos de estiagem, sendo este escoamento, muitas vezes, em decorrência de esgotos lançados *in natura* ou a ligações clandestinas de esgoto cloacal no pluvial (TUCCI, 1995).

Em relação ao sistema de drenagem de águas pluviais, este deve ser projetado para coletar e conduzir o escoamento gerado em uma bacia hidrográfica de maneira segura, durante e após um evento chuvoso, destinando a um corpo d' água receptor ou oceano (DSD, 2013).

Há no geral dois tipos, os quais variam em função das características hidráulicas e a escala de impacto do escoamento: os sistemas de macro e micro drenagem (CIWEM, 2009), que serão descritos adiante.

3.1.2. Aspectos hidrológicos

A água é influenciada por fatores naturais. Regida por parâmetros físicos, altera seu estado de acordo com as interferências externas. Diante desta volubilidade, constitui-se em elemento essencial ao estabelecimento do equilíbrio global, por processos congregados simplesmente no que se denomina ciclo hidrológico (PINTO *et al.* 1976; BUTLER & DAVIS, 2004; JACOBSEN *et al.*, 2010).

Na atmosfera, encontra-se como vapor ou partículas líquidas e, por precipitação atinge a superfície terrestre. Quando parte do volume é retido pela vegetação e retorna à atmosfera antes de atingir o solo, denomina-se interceptação. Atingindo o solo, inicia o processo de infiltração; quando o solo está saturado, o escoamento superficial se processa, buscando naturalmente ocupar os espaços de

menor cota e o fundo dos vales. Através da energia solar, inicia-se a evaporação, retornando à atmosfera e completando o ciclo (PINTO *et al.* 1976).

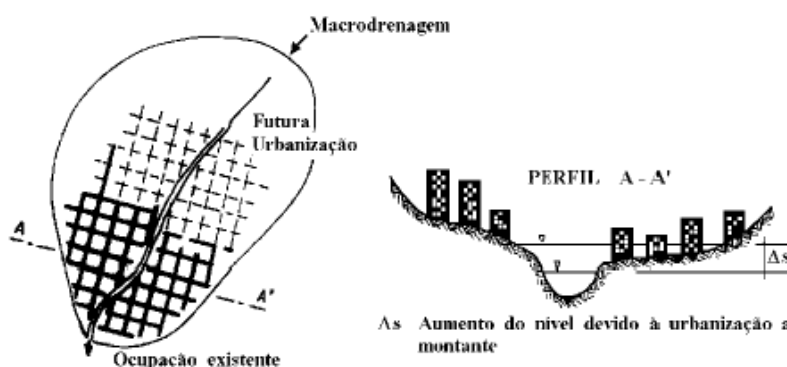
O ciclo hidrológico no meio urbano é afetado em decorrência dos fatores inerentes à urbanização, como a implantação de estruturas impermeáveis e semipermeáveis, acarretando no aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, o risco de inundações (JACOBSEN *et al.*, 2010). Aliado a isto, o aumento da temperatura global, ocasionando as mudanças climáticas, tem tornado os eventos de chuvas com maiores períodos de retorno (chuvas extremas) cada vez mais frequentes, o que pode potencializar falhas nos sistemas de drenagem (BUTLER & DAVIS, 2004).

3.1.3. Estruturas de macrodrenagem

Os sistemas de macrodrenagem estão relacionados aos escoamentos em fundos de vale os quais são bem definidos mesmo que não correspondam a um curso de água perene (TUCCI, 2004).

São os sistemas de drenagem sobre a superfície do solo. Incluem cursos de água e rios principais que formam a rede de drenagem de uma bacia hidrográfica, a planície de inundação fluvial e o ambiente urbano. No geral, são classificados em dois tipos: os canais e as superfícies de fluxo terrestre. Naturalmente, pode haver interações entre os diferentes componentes do macrossistema (CIWEM, 2009). A Figura 3 apresenta uma visão geral de um sistema de macrodrenagem e seus impactos devido à urbanização.

Figura 3 – Visão geral de sistema de macrodrenagem e aumento do nível da água devido à urbanização.



Fonte: Tucci (1995).

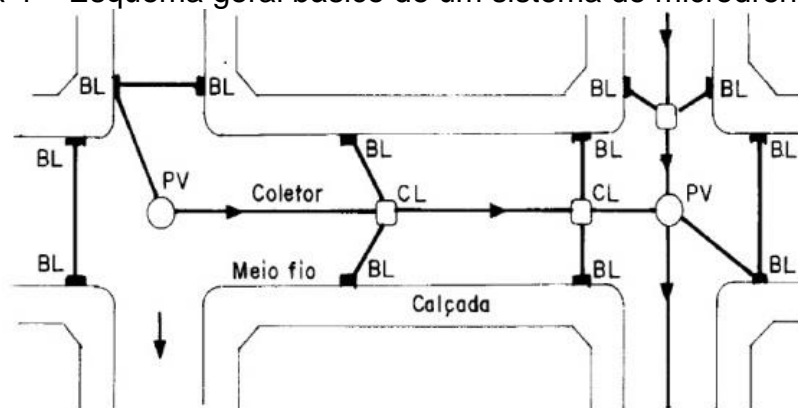
As estruturas de macrodrenagem possibilitam a condução final das águas captadas pela drenagem primária, prosseguindo o escoamento oriundo do deflúvio das ruas, sarjetas, valas e galerias (estruturas de microdrenagem). É correspondente, na zona urbana, à rede de drenagem natural pré-existente antes da ocupação, constituindo-se pelos córregos, riachos e rios localizados nos talvegues e vales (MARTINS, 1994).

3.1.4. Estruturas de microdrenagem

Em áreas urbanas é definida basicamente pelo traçado das ruas, estando relacionada a áreas onde o escoamento natural não é bem definido e, portanto, acaba sendo determinado pela ocupação do solo (TUCCI, 2004). Formada pelo sistema de condutos pluviais a nível de loteamento ou de rede primária urbana (TUCCI, 1995), conduz o escoamento em meio urbano para os sistemas de macrodrenagem ou oceano (DSD, 2013).

Desta forma, são as tubulações dos sistemas de drenagem localizadas subsuperficialmente, os quais são tipicamente galerias (de esgoto ou pluvial), mas podem ser também bueiros (CIWEM, 2009). Além das demais estruturas hidráulicas básicas que compõem os sistemas de microdrenagem (poços de visita - PV, bocas de lobo-BL, tubos de ligações, caixas de ligação – CL, meios-fios, sarjetas, sarjetões, estações de bombeamentos e condutos forçados) (TUCCI, 1995). A Figura 4 apresenta o esquema geral básico dos componentes de um sistema de microdrenagem.

Figura 4 – Esquema geral básico de um sistema de microdrenagem.



Fonte: Bidone (1995).

3.1.5. Qualidade das águas: fatores intervenientes

As águas pluviais podem conter poluentes originários de eventos chuvosos, do ar ou da superfície da bacia. Além disso, alguns inconvenientes, danos, inundações e riscos à saúde podem ser ocasionados pela drenagem inapropriada das águas pluviais (BUTLER & DAVIS, 2004).

Vários fatores interferem na qualidade da água da rede pluvial, como: a limpeza urbana e sua frequência; a intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial; a época do ano e do tipo de uso da área urbana (TUCCI, 2008). Além disso, o aumento na intensidade das chuvas, bem como sua distribuição espaço-temporal, decorrente das mudanças climáticas, podem contribuir para o carreamento de maiores quantidades de poluentes pelo escoamento superficial aos sistemas de drenagem (BUTLER & DAVIS, 2004; YASDANFAR & SHARMA, 2015).

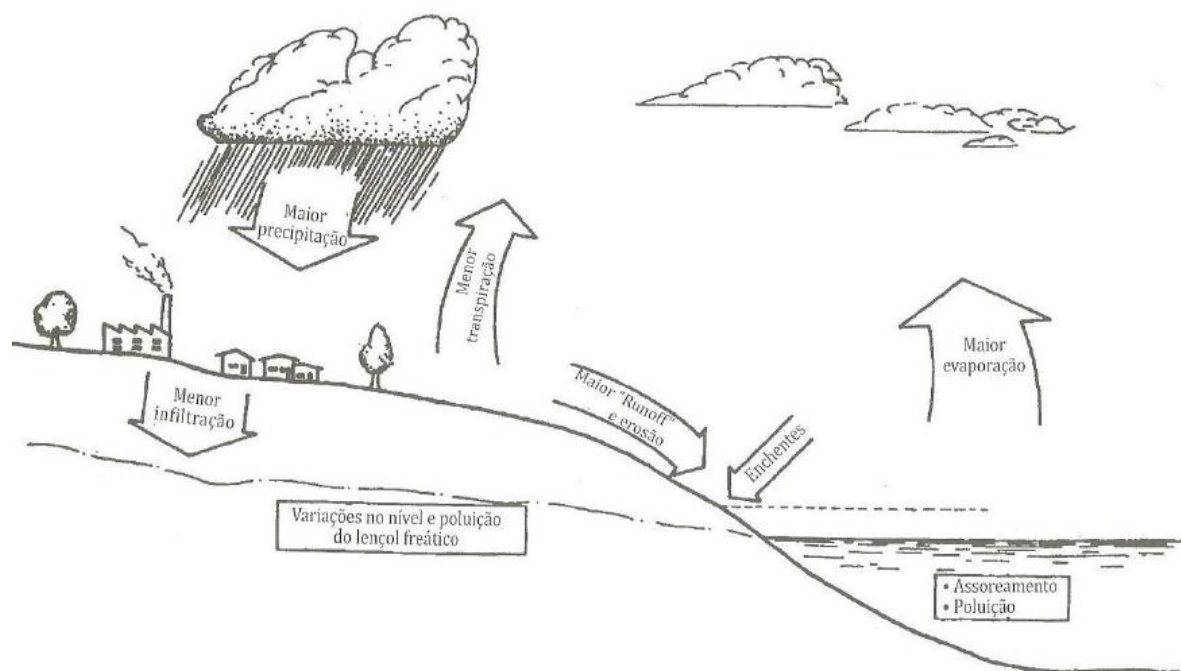
Tucci (2012) afirma que as consequências da falta de sustentabilidade da expansão urbana têm ocasionado a perda de mananciais, a redução da cobertura de água segura para a população, o aumento da frequência de inundações, a deterioração da qualidade da água nos rios e a perda de qualidade de vida da população (Figura 5). O autor cita, ainda, como as principais causas:

- Contaminação dos mananciais superficiais e subterrâneos com os efluentes urbanos, como, por exemplo, o esgoto sanitário, pluvial e os resíduos sólidos;
- Disposição inadequada dos esgotos sanitários, pluviais e resíduos sólidos nas cidades;
- Inundações nas áreas urbanas devido à impermeabilização das superfícies urbanas e canalização do escoamento pluvial;
- Erosão e sedimentação gerando áreas degradadas;
- Ocupação de áreas ribeirinhas, com risco de inundações e de áreas de grandes inclinações, como, por exemplo, morros urbanos, sujeitos a deslizamento após período chuvoso.

Brites & Gastaldini (2007) avaliaram as cargas de poluentes e de resíduos sólidos na água de duas bacias urbanas localizadas no Rio Grande do Sul, Brasil, a bacia hidrográfica Cancela que possui 56% de urbanização e a Alto da Colina, com 22,3%. Os parâmetros analisados foram DBO, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e Sólidos Suspensos, tanto no período seco como chuvoso. O

estudo demonstrou que a carga de poluente no corpo receptor é diretamente influenciada pela precipitação (sendo maior neste período). As duas bacias apresentaram tendências crescentes entre precipitação e quantidade de resíduos sólidos. Além disso, constataram haver relação entre a degradação da qualidade da água e a antropização, como ligações clandestinas de esgotos, urbanização e lançamento de resíduos nos corpos receptores.

Figura 5 – Consequências da urbanização sobre o ciclo hidrológico.



Fonte: Mota (2011).

Portanto, o meio urbano e suas características de ocupação acarretam diversas consequências à rede de drenagem, sendo potencializadas pelas características da população e gestão local (SILVA & PORTO, 2015), conforme será demonstrado a seguir.

3.1.5.1. *Uso e ocupação do solo: poluição difusa*

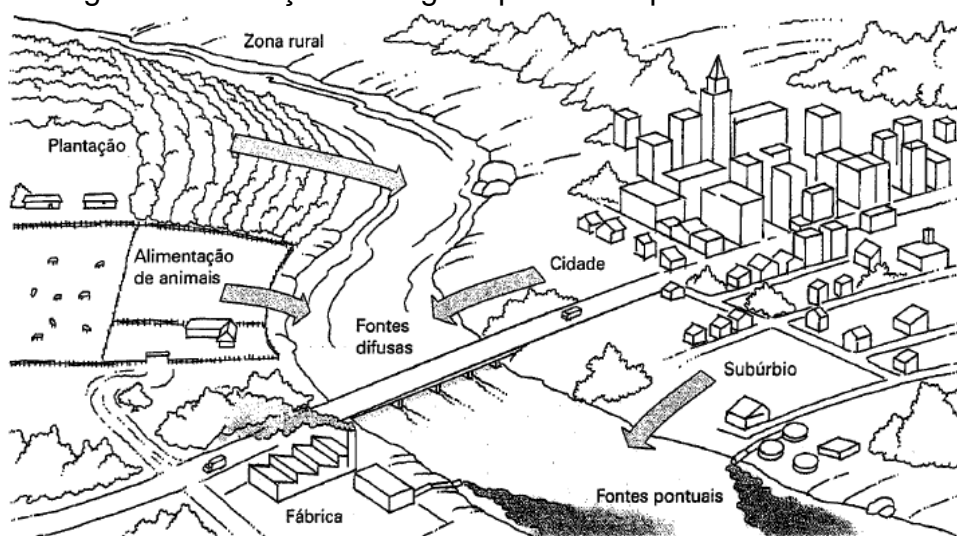
A forma de uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas interage com os elementos e fenômenos ambientais, podendo influenciar diretamente, por exemplo, em caracteres hidrológicos, sendo a qualidade da água indicador de tais alterações (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012).

As fontes de poluição das águas podem ter duas origens: pontual e difusa (Figura 6). Aquela diz respeito às fontes que possuem localização definida, possibilitando a identificação e controle, a exemplo da descarga efluentes sanitários de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em um rio. Já a poluição difusa não possui localização definida, podendo ter origens diversas, portanto, sendo de difícil controle (JACOBSEN *et al.*, 2010). Apesar de muito se falar da recuperação dos corpos d' água através do controle das cargas pontuais, verifica-se na prática que os mesmos continuam poluídos diante da não-observância das cargas difusas (SILVA & PORTO, 2015).

A dinâmica das cargas de poluição difusa sobre uma bacia hidrográfica ocorre com o processo de acúmulo (*build up*), anterior a um evento chuvoso, e com a precipitação são removidas e transportadas aos corpos d' água pelo processo de lixiviação (*wash off*), atingindo os sistemas de drenagem (JACOBSEN *et al.*, 2010).

Zafanni (2012) realizou um diagnóstico em bacias urbanas, análise de qualidade da água e modelagem com base ecohidrológica (hidrologia associada à ecologia), utilizando o modelo *Stormwater Management Model (SWMM)*, com vistas à quantificação das cargas advindas da poluição difusa na drenagem. O estudo concluiu que os valores dos parâmetros analisados (DQO, DBO, N amoniacal, Fósforo Total e organismos Coliformes) aumentavam em função do grau de urbanização nas bacias analisadas, bem como são influenciadas não somente por fatores antropogênicos, mas também por critérios ecohidrológicos complexos.

Figura 6 – Poluição das águas por fontes pontuais e difusas.



Fonte: Braga *et al.* (2005).

Em relação à influência do evento chuvoso, Li-Qing *et al.* (2007) analisaram o volume inicial de 30% do evento e os parâmetros: Sólidos Suspensos Totais, DQO, Nitrogênio Total e Fósforo Total em uma bacia urbana na China. O estudo demonstrou que no primeiro evento chuvoso as cargas de poluentes são maiores, bem como sua relação positiva com a quantidade de dias antecedentes sem chuva. Os resultados ainda demonstraram que o pico da carga poluente é anterior ao pico de chuva, havendo a tendência de diminuição da distância a medida que aumenta intensidade da chuva e em períodos iniciais dos eventos de baixa intensidade.

Já Egodawatta *et al.* (2007) constataram que a carga lixiviada das partículas em superfícies impermeabilizadas é influenciada pela intensidade da chuva, sendo maior devido à turbulência provocada sobre a superfície em eventos com maiores intensidades. Li *et al.* (2015) analisando uma bacia urbanizada na China, verificou que o fenômeno “*first flush*” não é expressivo, apresentando valores em torno da média, bem como que as Concentrações Médias do Evento (CME) possuem alta magnitude, atribuindo este fato às elevadas intensidades das precipitações na bacia. Concluiu que a carga lixiviada tem significativa variabilidade temporal e espacial em um evento chuvoso específico, sendo influenciada pelo uso e ocupação e o tipo de poluente.

O’ Neill *et al.* (2013) estudaram a contribuição de *Escherichia coli* e Coliformes Totais oriunda de fontes pontuais e difusas de uma região metropolitana de rápido crescimento, em Las Vegas, Estados Unidos. Verificaram que as fontes difusas são as maiores contribuintes da poluição bacteriológica, com provável aumento da atividade bacteriana em períodos chuvosos.

Desta forma, conforme os trabalhos supramencionados, a poluição difusa pode ser responsável por maior parte do aporte de poluentes aos cursos de água, podendo ser influenciada pela intensidade da precipitação e agravada especialmente pelas condições de manutenção dos espaços públicos, no caso das bacias urbanas.

3.1.5.1.1. Resíduos sólidos

Os resíduos sólidos são subprodutos oriundos das atividades humanas. A gestão eficaz, pautada pela Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, possui como um dos preceitos a destinação de acordo com a tipologia, priorizando a reutilização, reciclagem e reaproveitamento (BRASIL, 2010). Entretanto, falhas no processo têm como uma das consequências o indevido descarte em ambiente urbano, implicando o carreamento aos sistemas de drenagem ou mesmo o lançamento direto nestes (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; BRITES & GASTALDINI, 2007; NEVES & TUCCI, 2011; SILVA *et al.*, 2011; SALLES *et al.*, 2012; WOLFF *et al.*, 2016).

Tucci (2008) divide os principais tipos de sólidos que impactam na drenagem urbana em dois, sendo a soma denominada sólidos totais: do transporte de sedimentos devido à erosão do solo e os resíduos sólidos produzidos pela população.

No que tange a estes últimos, a existência de resíduos na drenagem pluvial e em praias está associada a impactos tais como: deterioração estética; o risco potencial de doenças humanas associadas, decorrentes da decomposição ou organismos patogênicos oriundos de resíduos hospitalares; risco à fauna aquática em decorrência da ingestão de resíduos em sua caça por alimentos; organismos patogênicos ou substâncias tóxicas, como metais pesados que podem ser bioacumulados na cadeia trófica e possivelmente retornar, causando impactos aos humanos; e custos significativos às autoridades locais, devido à necessidade de operações de limpeza (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000).

Neves & Tucci (2011) realizaram uma caracterização física dos resíduos de varrição e em um sistema de drenagem urbana de uma bacia de uso predominantemente residencial e comercial, em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Constataram, em relação ao lixo seco, a predominância de resíduos de plásticos no sistema de drenagem (83%), excetuando-se os tipos: vegetação, areia, restos alimentares, madeiras e tocos de árvores.

Silva *et al.* (2011) encontraram em uma bacia urbana de 0,5Km² do riacho Esperança, em Santa Maria (RS), 67% de matéria orgânica da massa total de resíduos, incluindo resíduos vegetais (folhas, galhos, raízes, galhos e madeira processada, esta 6%) e considerável quantidade de animais mortos (1%); e 14% de plásticos. Verificaram que os eventos chuvosos de maior intensidade são responsáveis pela maior quantidade de resíduos carreados.

Nesta mesma linha, Salles, Wolff & Silveira (2012) caracterizaram os resíduos sólidos de uma pequena bacia urbana localizada no município de Santa Maria, RS. Constataram uma composição de 73% de matéria orgânica (predominância de vegetais) e 27% de matéria inorgânica (14% de plásticos), além de carcaças de animais mortos. Além disso, observaram haver correlação entre intensidade da precipitação e a quantidade de resíduos sólidos carreados.

Já Wolff *et al.* (2016) também analisaram a composição dos resíduos sólidos do arroio Cancela-Tamandai obtendo como resultado o percentual de 93,9% de matéria orgânica (em sua maioria também vegetação), atribuindo tal resultado a significativa quantidade de vegetação às margens do curso d' água. Observaram correlação entre a precipitação e os resíduos sólidos orgânicos (76,4%).

Contudo, ainda há escassez de dados quantitativos e qualitativos, no Brasil e internacionalmente, sobre resíduos sólidos nos sistemas de drenagem, em decorrência dos custos elevados de monitoramento e do tempo necessário à realização da coleta de informações (WOLFF *et al.*, 2016).

Ressalta-se que as estratégias de gestão mais efetivas a serem implementadas, visando a redução do volume de resíduos aos sistemas de drenagem urbana, são determinadas pelos atributos físicos particulares da bacia, as características socioeconômicas da comunidade e o nível dos serviços providos (MARAIS & ARMITAGE, 2004).

3.1.5.2. *Esgotos: ligações clandestinas?*

No Brasil se adota o sistema separador (TUCCI, 1995; VON SPERLING, 2005). Entretanto, na prática, isso não ocorre devido às ligações clandestinas e à falta de rede de esgoto sanitário. Na ausência da rede de esgoto, o código de obras e posturas de alguns municípios permite o uso da rede pluvial para transporte do esgoto sanitário, o que pode ser uma solução inadequada a medida que esse esgoto não é tratado. Quando a rede de esgoto é implementada, a grande dificuldade envolve a retirada das ligações existentes da rede pluvial e o convencimento da população a interligar-se à rede de esgoto, o que na prática resulta em dois sistemas misturados com diferentes níveis de carga (TUCCI, 2008).

Estudos anteriores realizados na cidade de Fortaleza corroboram com esta afirmação. Vieira *et al.* (2002) analisaram a poluição microbiológica (coliformes

fecais) do sistema de drenagem de águas pluviais (três saídas da drenagem) e na zona costeira (45 pontos adjacentes às saídas). Constatou-se que mais de 80% das amostras oriundas da drenagem possuem mais de 1000 CF/100ml; nas águas do oceano, cerca de 20% das amostras possuem mais de 1000 CF/100ml (atribuiu este fato a distância da descarga da drenagem ao mar); a maioria das cepas isoladas são *Escherichia coli*; há possibilidade de aumento da poluição da costa no regime de maré alta; e, por fim, apontou as ligações clandestinas de esgotos à rede de drenagem como a principal causa de poluição fecal.

Pimenta (2006) realizou um diagnóstico da contaminação em galerias pluviais em Fortaleza para identificação da afluência à orla. Constatou que o aporte de Coliformes Termotolerantes e Fosfato existe nos períodos secos e chuvosos.

Silva *et al.* (2009) identificaram as principais fontes de poluição oriundas do litoral de Fortaleza e sua relação com a variabilidade climática e hidrodinâmica. Dividiu o litoral em três setores (Oeste, Centro e Leste) e constatou que o aporte de Coliformes Termotolerantes é principalmente proveniente da drenagem de águas pluviais, bem como que cargas são lançadas tanto no período seco, como chuvoso, fato que comprova a possível existência de ligações clandestinas à rede.

Vieira *et al.* (2011) estudaram a contaminação fecal oriunda de três galerias pluviais à orla de Fortaleza (Praia dos diários, Meireles e Mucuripe). Foi constatado que nenhuma galeria atendia ao exigido pela legislação no que se refere à balneabilidade.

Pereira (2012) e Pereira *et al.* (2015) apontaram que as maiores fontes responsáveis pela alteração na qualidade da água na zona costeira são oriundas do sistema de drenagem, incluindo galerias, canais e rios. Estas são potencializadas nos períodos chuvosos, provavelmente devido ao aporte do escoamento superficial, ligações clandestinas de esgoto, bem como o extravasamento proveniente da rede de esgoto à rede de drenagem.

Coelho *et al.* (2014) realizaram a caracterização microbiológica (Coliformes Totais e *Escherichia coli*) das águas de sete canais de drenagem urbana afluentes ao litoral de Santos com vistas à verificação da balneabilidade, conforme CONAMA 274/2000. Foram analisados os períodos de alta e baixa pluviosidade. Constatou-se que as águas não atendem à supracitada legislação nos dois períodos, sendo superior durante o período seco, possivelmente pela não diluição, e que há possíveis ligações clandestinas de esgotos aos canais.

Diante desta realidade, urge a necessidade de ações visando a melhoria deste quadro transversal a diversos setores da sociedade, bem como estudos que subsidiem os gestores a tomada de decisão.

3.2. Modelagem de Sistemas de Drenagem Urbana

Processos complexos normalmente demandam altos custos operacionais e tempo considerável a sua execução, a exemplo dos monitoramentos ambientais. Desta forma, conduzem a necessidade de utilização de ferramentas preditivas, visando a otimização dos mesmos, como a modelagem ambiental (ROSMAN, 2011).

3.2.1. Princípios

A modelagem em sistemas de drenagem urbana se dá basicamente com o emprego de modelos hidrológicos e hidráulicos e modelagem de qualidade da água; esta, dependente da primeira para a compreensão dos processos de transporte de poluentes (BURTLER & DAVIS, 2004).

Inicialmente, para a realização do processo de modelagem, é necessário o conhecimento apurado do processo físico para em seguida efetuar a sua transcrição em linguagem matemática (BUTLER & DAVIS, 2004).

3.2.2. Características do escoamento

Os escoamentos dos fluidos são classificados (FOX & MC DONALD, 1981; BUTLER & DAVIS, 2004; VON SPERLING, 2007) quanto à variação no tempo em:

- Permanente: As características do escoamento não variam com o tempo ($\frac{dV}{dt} = 0$);
- Transitório ou transiente: As características do escoamento variam com o tempo ($\frac{dV}{dt} \neq 0$);

À trajetória das partículas:

- Laminar: A trajetória das partículas não varia com o deslocamento (trajetórias paralelas) ($Re < 2300$);

- Turbulento: A trajetória varia com o deslocamento (irregulares) ($Re > 2300$).

Em que Re é o Número de Reynolds, que consiste em uma relação matemática adimensional representada pela Equação (1):

$$Re = \frac{D \cdot V}{\nu} \quad (1)$$

Em que: Re = Número de Reynolds (adimensional), D = Diâmetro (m), V = Velocidade média do fluido e ν = Viscosidade cinemática ($m^2 \cdot s^{-1}$).

À trajetória do escoamento do fluido:

- Uniforme: O vetor velocidade é constante em módulo, direção e sentido em todos os pontos ($\frac{dV}{dx} = 0$);
- Variado: O vetor velocidade é variável ($\frac{dV}{dx} \neq 0$).

Em relação ao número de coordenadas espaciais requeridas, o escoamento pode ser unidimensional – 1D (considera apenas a coordenada longitudinal – x); bidimensional - 2D (duas coordenadas) ou tridimensionais – 3D (três coordenadas) (FOX & MC DONALD, 1981; VON SPERLING, 2007).

Os fundamentos que regem o escoamento dos fluidos, bem como a modelagem em rios e canais, são baseados no Princípio de Conservação de Massa (equação da continuidade) e Quantidade de Movimento (equação dinâmica), também conhecidas como equações de Saint Venant, considerando o escoamento unidimensional em um canal (1 D). Para o caso em que a contribuição lateral e o cisalhamento dos ventos são omitidos, os resultados são (CHAPRA, 1997):

- Equação da Continuidade (2):

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial Ac}{\partial t} = 0 \quad (2)$$

- Equação da Quantidade de Movimento (3):

$$\underbrace{\frac{1}{Ac} \frac{\partial Q}{\partial t}}_{\text{Aceleração Local}} + \underbrace{\frac{1}{Ac} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{Ac} \right)}_{\text{Aceleração convectiva}} + \underbrace{g \frac{\partial y}{\partial x}}_{\text{Força de pressão}} - \underbrace{g(S_o - S_f)}_{\text{Força da gravidade}} = 0 \quad (3)$$

Força de atrito

A Equação (3) completa é também denominada equação da Onda Dinâmica, podendo ser simplificada suprimindo alguns termos (pressão e aceleração), resultando na Onda Cinemática (Eq. 4), forma mais simples, e Onda de Difusão (Eq. 5).

- Onda Cinemática:

$$g(S_o - S_f) = 0 \quad (4)$$

- Onda de Difusão:

$$g \frac{\partial y}{\partial x} - g(S_o - S_f) = 0 \quad (5)$$

Em que:

Q = Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

A_c = Área da seção transversal (m^2)

S_o = Inclinação do leito

S_f = Inclinação de atrito

3.2.3. Modelagem hidrológica e hidráulica

Os modelos hidrológicos e hidráulicos basicamente são empregados para a transformação chuva-vazão, a simulação de escoamentos superficial e subsuperficial, no interior dos condutos e exutórios. Normalmente são baseados fisicamente em modelos determinísticos, com dados de entrada (chuva e/ou vazões afluentes de esgotos) e saída (vazão e/ou profundidade nos condutos), representando matematicamente os seguintes processos físicos: chuva, precipitação efetiva, escoamento superficial e escoamento na rede de drenagem (BUTLER & DAVIS, 2004).

Conforme Tucci (1997) os modelos de simulação hidrológica-hidráulica podem ser subdivididos em dois, de acordo com a sua capacidade de simulação hidráulica: Modelos que adotam algum tipo de simplificação, como, por exemplo, onda cinemática para fluxo à superfície livre ou análise grosseira de fluxo sob pressão (o modelo do MIT, SWMM e o ISS); modelos que utilizam equações completas de fluxo não-permanente e representam as diversas situações de fluxo com o mínimo de simplificações, representando geralmente redes malhadas e contemplando todos os efeitos de remanso (como o SWMM).

3.2.4. Modelagem de qualidade da água

Os principais processos envolvidos no transporte de poluentes são: a advecção e difusão. O primeiro diz respeito ao transporte de poluentes relacionado ao escoamento do fluido (unidirecional). O segundo, dependente do movimento aleatório das partículas, denominando-se em escala molecular de difusão molecular (movimento browniano); em grande escala, difusão turbulenta (CHAPRA, 1997).

O fenômeno dominante no movimento dos fluidos em rios e condutos é a advecção, desta forma, normalmente se adotam simplificações desconsiderando o termo difusivo na modelagem de qualidade água (BUTLER & DAVIS, 2004). Estes fenômenos são representados por meio de modelos conceituais que objetivam a compreensão mais específica dos processos de transporte e transformação (JACOBSEN *et al.*, 2010)

Modelos não são apenas ferramentas computacionais robustas, podem ser também modelos conceituais simples e empíricos. Estes, algumas vezes, são mais confiáveis quanto à representatividade, comparados a modelos complexos; obviamente, levando-se em consideração as peculiaridades dos sistemas de drenagem analisados. Por exemplo, quando se foca na poluição em períodos chuvosos, muitas vezes os dados que são necessários à representação dos fenômenos excedem a capacidade de alguns modelos hidráulicos computacionais, além do fato que muitos dados não estão disponíveis, sendo necessária a extração de outras fontes, o que pode reduzir a representatividade (JACOBSEN *et al.*, 2010).

Desta forma, a quantidade total anual de poluentes descarregados em corpos d' água receptores, oriundos de sistemas combinados, pode ser calculada de maneira simplificada por (IDEM):

- Seleção de valores anuais de cargas poluentes por unidade de área da bacia hidrográfica: Pode-se adotar valores de concentração de parâmetros pré-fixados e volumes de interceptores ou bacias de detenção;
- Equações empíricas simples: Podem ser formuladas através de vazões geradas em um modelo computacional e adotados valores de concentração de esgotos e do escoamento superficial;
- Modelo de transporte de poluentes: Pode ser denominado como modelo conceitual. Requer maiores detalhes sobre o sistema para sua

elaboração, como a compreensão apurada dos processos físicos aos quais se deseja representar matematicamente.

3.2.4.1. Modelagem bacteriológica

A modelagem é uma ferramenta útil para identificar a relevância das fontes de contaminações em cursos d' água em áreas urbanas previamente à proposição de ações remediadoras, em decorrência do número e da variedade das potenciais fontes de Coliformes Termotolerantes nestes ambientes. Ressalta-se a existência de diversos modelos matemáticos para esta finalidade (THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015).

É de fundamental importância para a modelagem, o conhecimento do comportamento dos agentes transmissores de doenças em um corpo d' água, a partir de seu lançamento, até os locais de utilização (captação ou balneabilidade). O trato intestinal humano oferece condições ótimas de sobrevivência e reprodução. Entretanto, submetidos às condições ambientais adversas, as populações tendem a decrescer em número, fenômeno denominado *decaimento*. Este é influenciado por fatores físicos (luz solar, temperatura, adsorção, floculação e sedimentação); físico-químicos (efeitos osmóticos/salinidade, pH, toxicidade química e potencial redox) e biológicos/bioquímicos (nutrientes limitantes, predação e competição) (VON SPERLING, 2007).

3.2.5. Modelos, métodos e aplicações

Diversos modelos computacionais estão disponíveis para simulações hidrológica, hidráulica e de qualidade da água. O Quadro 1 apresenta alguns modelos utilizados em sistemas de drenagem urbana.

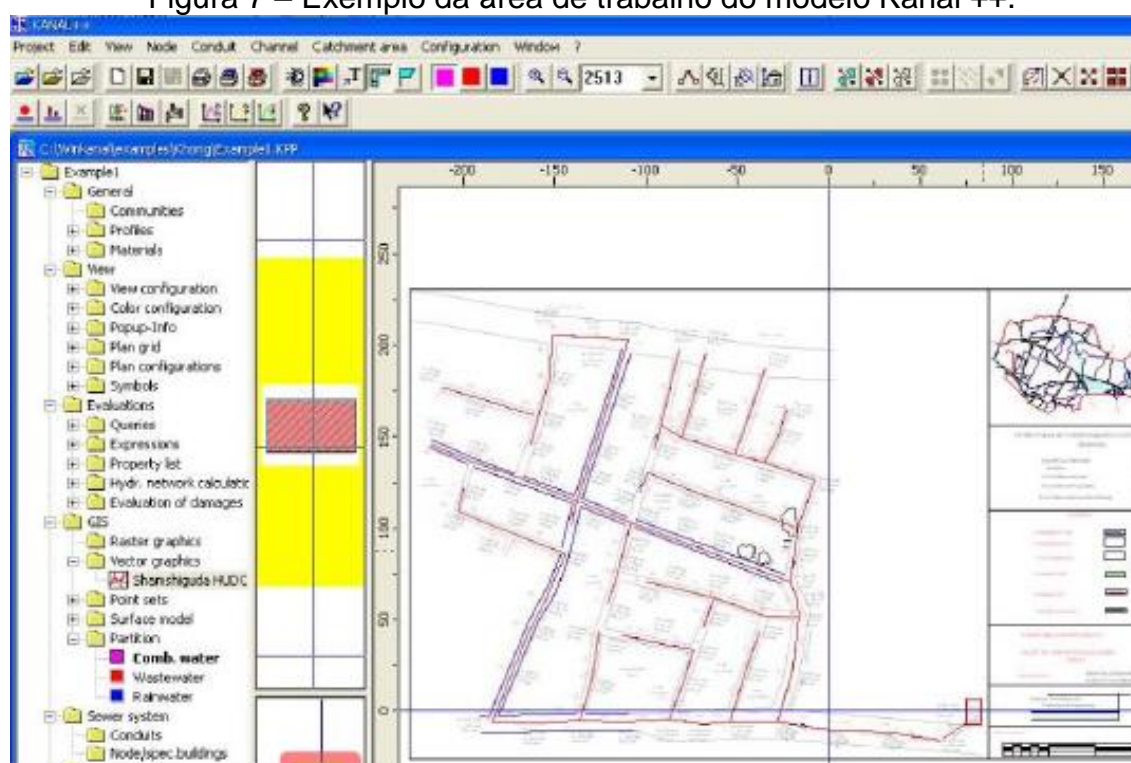
Além desses modelos, há diversos outros que oferecem rotinas computacionais com soluções de equações complexas em 3D para aplicações em ambientes diversos, como as zonas costeiras, a exemplo do Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental - SisBaHiA (ROSMAN, 2011). A Figura 7 ilustra um exemplo da área de trabalho do modelo hidrológico, hidráulico e de qualidade da água Kanal++.

Quadro 1 – Classificação de alguns modelos utilizados em sistemas de drenagem urbana.

Tipo	Descrição	Exemplos
1D, Escoamento permanente e gradualmente variado	Escoamento permanente, pequenas variações nas profundidades e velocidades ao longo do canal	HEC-RAS
Escoamento transitório	Rotina hidrológica levando em consideração o armazenamento	HEC-HMS TR20
1D, Escoamento turbulento e gradualmente variado (Modelos hidrodinâmicos)	Utilização da equação de Saint Venant (continuidade e dinâmica). Mudanças na velocidade e profundidade com o tempo resultando em aceleração	EPA SWMM Xpswmm Kanal++
Quasi-2D, Escoamento turbulento	Rede de tubulações e nós com direções pré-definidas e contabilização do armazenamento em localização específica	EPA SWMM Xpswmm
2D, Escoamento transitório	Equação de Saint Venant resolvidas em duas dimensões, considerando a condição de profundidade média	RMA2 FESWMS-2D TUFLOW Kanal++
1D/2D acoplados	Escoamento 1D utilizado em canais e outras estruturas de escoamentos definidos, dinamicamente interligadas em estruturas 2D (reservatórios)	Xpswmm 2D SOBEK Kanal++

Fonte: Barnard (2007) *modificado*.

Figura 7 – Exemplo da área de trabalho do modelo Kanal ++.



Fonte: Tandler (2016).

3.3. Impacto dos Sistemas de Drenagem Urbana nas Zonas Costeiras

3.3.1. Características das zonas costeiras

As zonas costeiras constituem importante domínio ambiental não somente por representar a interface oceano-continente, mas, também, segundo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2011), abrigarem cerca de um quarto da população brasileira, fato que acarreta constante e crescente pressão sobre este ambiente, em vista, principalmente, da urbanização.

Além disso, tais áreas são de relevante interesse econômico e paisagístico. São onde se localizam os pontos de escoamento e recebimento de mercadorias exportadas e importadas, estratégicos à logística, através dos terminais marítimos; atividades extrativistas, como a pesca e a exploração mineral (petróleo), bem como as turísticas, sendo as zonas costeiras uma das mais atraentes a este setor. Entretanto, estas são afetadas diretamente pela expansão urbana irregular e todos os problemas decorrentes, como o lançamento de esgotos e efluentes industriais, além da ocupação em áreas públicas e de patrimônio da União e das faixas marginais dos corpos d'água. Os investimentos insuficientes em saneamento básico, tratamento de esgotos e de efluentes industriais acabam causando ao país prejuízos de bilhões de reais, além de enormes riscos à saúde pública (CIRM, 2005).

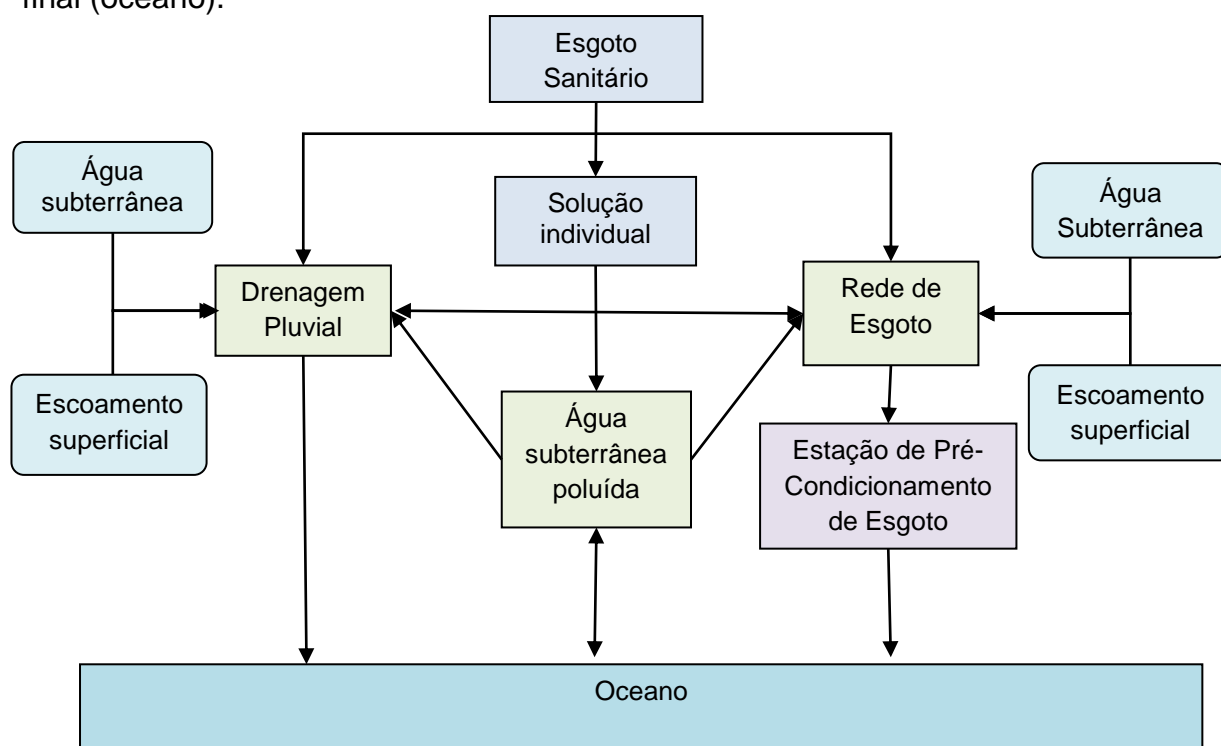
3.3.2. Impactos das águas urbanas

As zonas costeiras frequentemente são impactadas pelas atividades e concentrações urbanas, recebem os subprodutos líquidos oriundos dos sistemas de drenagem sanitário e pluvial, além dos resíduos sólidos carreados por estes, os quais são fonte de carga bacteriológica afluentes a estes ambientes, alterando a qualidade das águas, especialmente na orla marítima (SILVA, 2009; PEREIRA, 2012; MARCHIS, FRENI & NAPOLE, 2013; PEREIRA *et al.*, 2015; YANG & HARARI, 2016). A Figura 8 apresenta um fluxograma simplificado das interações entre as águas urbanas e seu receptor final.

Desta forma, as condições de saneamento básico existentes nas cidades litorâneas influenciam na qualidade das águas costeiras, principalmente das praias. Muitas das capitais brasileiras são localizadas à beira-mar e, na maioria dos casos,

não possuem infraestrutura de saneamento suficiente para atender a toda população, tornando o aporte de esgotos domésticos às praias uma condição bastante corriqueira. Portanto, uma maior cobertura da rede de esgotos diminui a chance de ocorrência desse aporte, contribuindo para a manutenção das boas condições de balneabilidade (CETESB, 2017), conforme será exposto a seguir.

Figura 8 - Fluxograma simplificado das interações entre as águas urbanas e receptor final (oceano).



Fonte: elaborada pela autora.

3.3.2.1. Rede de esgoto

Em aglomerações urbanas localizadas em zonas litorâneas, as redes de esgoto normalmente afluem a uma estação de pré-condicionamento, sendo descarregadas no oceano através de emissários submarinos. Estes são fundamentais no afastamento dos esgotos das praias, o que contribui para a proteção da saúde pública. No entanto, antes do lançamento, realiza-se apenas a remoção de parte dos sólidos grosseiro e da areia (gradeamento, peneiramento e caixa de areia) e em alguns casos, a desinfecção com a cloração. Tal prática pode impactar significativamente o mar no local do lançamento (CETESB, 2017).

Os emissários submarinos constituem-se de uma longa tubulação, assentada no fundo marinho atingindo grandes profundidades em seu trecho final, onde ocorre o lançamento do efluente por meio de vários orifícios (difusores) permitindo, deste modo, uma diluição eficaz do mesmo. Embora traga muitos benefícios para a qualidade das praias na medida em que afasta o esgoto, pode também acarretar prejuízos ambientais se estes sistemas não forem bem dimensionados e operados (LAMPARELLI, 2006).

Diversos estudos avaliaram as interferências das plumas de efluentes sanitários sobre a orla marítima. Pereira (2012) e Pereira *et al.* (2015) estudaram o impacto do emissário submarino de Fortaleza sobre a balneabilidade e concluiu que a pluma de efluentes não ocasiona interferências na qualidade da água da orla. Yang e Harari (2016) chegaram a resultados semelhantes modelando as plumas três emissários submarinos e de um rio afluentes ao litoral Centro-Sul de São Paulo, no Sudeste do Brasil.

Apesar de muitas vezes a rede de esgotamento sanitário não impactar diretamente nas águas da zona de orla através dos emissários submarinos (PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015; YANG & HARARI, 2016), a manutenção da rede, frequentemente deficitária, pode ocasionar o extravasamento de efluentes domésticos, por falhas ou desgaste nas junções e tubulações. No período chuvoso, os eventos podem ser potencializados devido à sobrecarga em decorrência da infiltração de águas pluviais à rede de esgotamento, levando ao rompimento das tubulações e a contaminação do lençol freático e águas da drenagem pluvial, com posterior deságue no oceano (PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015; TOSIC *et al.*, 2017).

Aliado a isto, outro grande problema no litoral é o número de ocupações irregulares. Nestes locais há impossibilidade de instalação de equipamentos de saneamento básico. Em vista disso, mesmo que a coleta de esgoto abranja toda a população estabelecida regularmente, o esgoto gerado pela parcela que apresenta ocupação irregular pode continuar a comprometer a qualidade das praias (CETESB, 2017).

3.3.2.2. *Rede de águas pluviais*

As águas das redes de drenagem pluviais diluem poluentes da atmosfera, da superfície da bacia e de lançamentos diretos de esgotos nos rios, canais e galerias (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012; ARAUJO, 2016; TOSIC *et al.*, 2017). Desta forma, podem ocasionar alterações significativas nas águas das zonas costeiras, principalmente no período de alta pluviosidade (CROWTHER *et al.*, 2001; SCHIFF *et al.*, 2003; PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2017).

Pereira (2012) e Pereira *et al.* (2015) constataram que as principais fontes de poluição bacteriológica aportadas ao litoral de Fortaleza, CE são oriundas da rede de drenagem pluvial (rios, canais e galerias).

Yang & Harari (2016) concluíram que as principais fontes responsáveis pelos parâmetros em desacordo com a legislação são possivelmente a drenagem dos córregos ao litoral centro-sul de São Paulo.

Tosic *et al.* (2017) observaram que o esgoto doméstico é o maior responsável pelo aporte de coliformes totais do sistema de drenagem dos rios à baía de Cartagena, Colômbia.

Portanto, observa-se a representatividade no aporte de poluentes das bacias urbanas às zonas costeiras, comprovando a necessidade de avaliações que subsidiem a adoção de estratégias/ações mitigadoras.

3.3.2.3. *Balneabilidade*

Pode ser definida como a qualidade da água para fins de recreação de contato primário (contato direto com a água). O estabelecimento de critérios objetivos é necessário a sua avaliação. Estes estão baseados em microrganismos indicadores de contaminação fecal a serem monitorados e seus valores confrontados com padrões preestabelecidos, possibilitando a identificação das condições de balneabilidade em um determinado local. Inclusive, visando uma melhor orientação aos usuários, classes de balneabilidade podem ser definidas (CETESB, 2017).

Desta forma, a necessidade de estabelecer parâmetros ambientais, objetivando definir os limites entre as substâncias presentes no ambiente de modo a evitar prejuízos decorrentes de suas interações com os indivíduos expostos, é

regulada por meio de marcos legais. No Brasil, a Resolução 274, de 29 de novembro de 2000, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), define os critérios de balneabilidade, utilizando como parâmetros de referências os microrganismos do grupo Coliforme (Coliformes Fecais ou Termotolerantes e *Escherichia coli*) e Enterococos (*Enterococcus* sp.), sendo avaliadas através das categorias própria e imprópria, de acordo com a quantidade de organismos detectados de um conjunto de amostras coletadas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local (BRASIL, 2000).

3.3.2.3.1. Microrganismos indicadores

São utilizados como indicadores de contaminação fecal, não sendo necessariamente patogênicos, mas oferecem uma satisfatória indicação de contaminação da água por fezes humanas ou animais. O grupo mais comumente utilizado são as bactérias do grupo coliformes: totais, fecais ou termotolerantes e *Escherichia coli* (VON SPERLING, 2007).

As bactérias patogênicas tendem a diminuir a população mais rapidamente em comparação às bactérias do grupo coliforme, fato que oferece a segurança na utilização deste último como organismos indicadores das condições sanitárias das águas (IDEM).

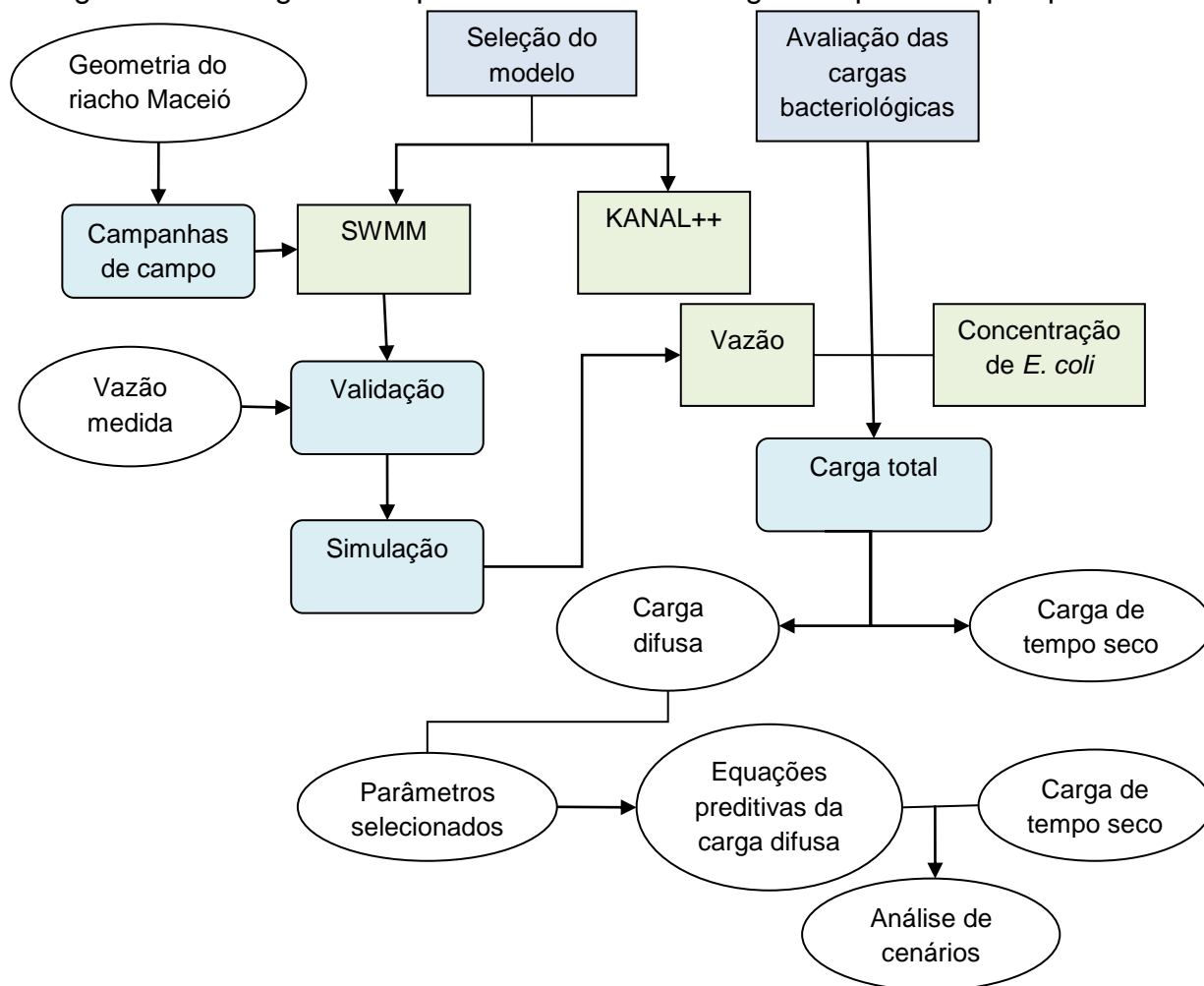
Sidhu *et al.* (2013) estudaram três bacias urbanas na Austrália e concluíram que o esgoto sanitário pode ser a principal fonte responsável pela contaminação de patógenos entéricos nas águas pluviais. Já Zeilhofer *et al.* (2010) constataram aumento da tendência de concentração de coliformes totais em bacias com superfícies mais impermeabilizadas.

A origem dos microrganismos nas águas pluviais pode ser, além das ligações clandestinas de esgotos à rede, de excretas de animais (como: cães, gatos, pássaros) (JACOBSEN *et al.*, 2010).

4. METODOLOGIA

O procedimento metodológico traçado para a execução dos objetivos do trabalho está resumido no fluxograma da Figura 9.

Figura 9 – Fluxograma do procedimento metodológico da presente pesquisa.



Fonte: elaborada pela autora.

4.1. Caracterização da Área de Estudo

4.1.1. Fortaleza

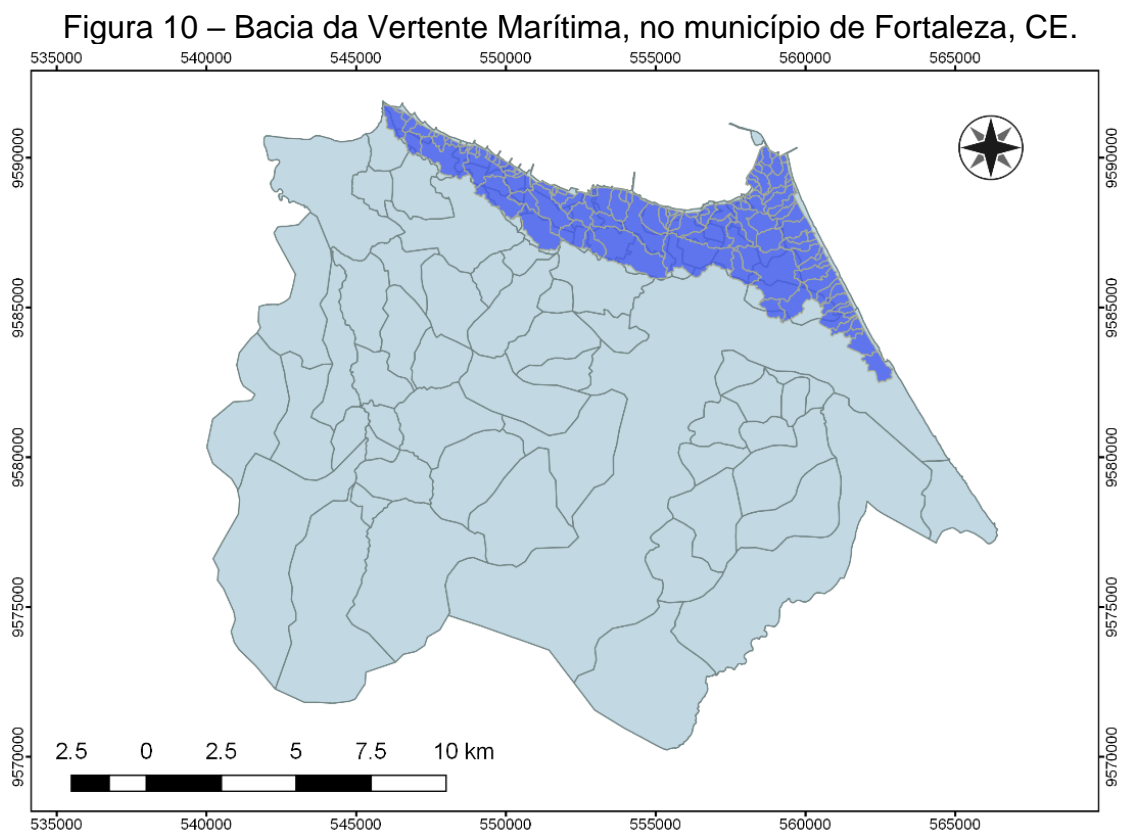
Fortaleza, capital do estado do Ceará, localiza-se nas coordenadas 3°43'02"S 38°32'35"O na região Nordeste do Brasil (IPECE, 2016). É considerada uma cidade turística, possuindo 34km de litoral banhados pelo oceano atlântico. Em termos populacionais, concentra a maior densidade demográfica do país.

Geograficamente é subdividida em sete unidades territoriais de planejamento, denominadas Secretarias Regionais, as quais são: I, II, III, IV, V, VI e Centro. Estas congregam um conjunto de bairros (FORTALEZA 2015a).

Possui precipitação média anual de 1338 mm, com período chuvoso de janeiro a maio e clima Tropical Quente Sub-úmido (IPECE, 2016) e evaporação média total anual de 1435,2 mm (INMET, 2009). As principais bacias hidrográficas inseridas no município, total ou parcialmente, são: rio Cocó, Pacoti, Maranguapinho e Vertente Marítima (FORTALEZA, 2015a). Esta última, área de estudo desta pesquisa, será detalhada a seguir.

4.1.1.2. *Bacia da Vertente Marítima*

A Bacia da Vertente Marítima (Figura 10) está situada na parte Norte do município de Fortaleza - CE e limita-se ao Norte e ao Leste com o Oceano Atlântico, ao Sul com as bacias do Cocó e Siqueira, e ao Oeste com o Rio Ceará. Fazendo parte da mesma, total ou parcialmente, 26 bairros do município de Fortaleza (FORTALEZA, 2014).



Fonte: elaborada pela autora.

4.2. Base Cartográfica

4.2.1. Delimitação de bacias hidrográficas

Foi fornecida pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE a base cartográfica gerada em atendimento ao convênio entre a CAGECE e a Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza - SEUMA para melhoria da balneabilidade das praias de Fortaleza. A citada base trata de uma divisão das bacias hidrográficas de Fortaleza (bacia Vertente) e a vetorização da drenagem natural.

Este processo consistiu na extração das curvas de nível do terreno de um arquivo de imagem (*raster*) denominado modelo digital do terreno - MDT. De posse das curvas, é possível delimitar as bacias hidrográficas, definindo inicialmente o ponto de descarga, utilizando as ferramentas de geoprocessamento (CAGECE, 2016).

Tal procedimento foi realizado com vistas à representação simplificada e simulação das águas efluentes do sistema de drenagem artificial, devido à carência de dados consistentes sobre a rede (como cota dos poços de visita, diâmetro das galerias por trechos e outros). Além disso, a mesma auxilia no processo de otimização da análise em escala macro dos sistemas de drenagem de grandes metrópoles, utilizando-se das ferramentas dos sistemas de informação geográfica – SIG, quando da pouca disponibilidade de dados, sendo, portanto, a base do modelo hidrológico-hidráulico utilizado neste trabalho.

4.2.2. Rede de drenagem artificial

A planta atualizada, de 2016, do sistema de drenagem urbana de Fortaleza foi fornecida pela Secretaria de Infraestrutura de Fortaleza - SEINF, com a qual foi realizada uma superposição aos cursos d' água e às bacias delimitadas pela CAGECE, utilizando-se o software QGis. Tal foi realizada a fim de se verificar a compatibilidade física entre a vetorização dos cursos de água e a drenagem artificial atualmente implantada, necessárias à definição da área de drenagem contribuinte das bacias traçadas e à real estimativa das vazões afluentes ao sistema de drenagem.

4.3. Seleção do Modelo Computacional

Diante dos diversos modelos computacionais disponíveis para simulações em sistemas de drenagem, foi avaliada a viabilidade de utilização de dois deles: Kanal++ (TANDLER, 2006) e SWMM (ROSSMAN, 2015). O primeiro foi disponibilizado através do projeto de pesquisa resultante do convênio Brazilian-German Frontiers of Science and Technology (BRAGFOST). O SWMM trata-se um software livre (ROSSMAN, 2015).

O Kanal++ é um software comercial robusto com interface SIG, possuindo uma série de módulos responsáveis por diversas simulações hidrológicas, hidráulicas (1D, 2D e 1D/2D acoplados) e de qualidade da água em sistemas de drenagem urbana do tipo combinados ou separadores (TANDLER, 2006). Já o SWMM também realiza as simulações supracitadas, em regime permanente e uniforme (onda cinemática) e hidrodinâmico, mas em fluxo 1D (ROSSMAN, 2015).

Optou-se pela utilização do SWMM em razão da facilidade de acesso às informações (software livre) e por ser amplamente disseminado, havendo inúmeros trabalhos que o aplicaram (BRITES & GALTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012; YU *et al.*, 2014; THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015; RAI *et al.*, 2016; RJEILY *et al.*, 2017; WARSTA *et al.*, 2017; MESQUITA, PEREIRA & LIMA NETO, 2017).

4.3.1. SWMM

O domínio da modelagem na bacia Vertente foi concebido através da base cartográfica anteriormente descrita e cedido pela CAGECE (2016) para a realização desta pesquisa. O domínio foi sub-dividido em 139 sub-bacias, 212 junções, 60 exutórios, 208 condutos e uma estação pluviométrica.

O SWMM exige, entre outros parâmetros, os seguintes de entrada para as bacias: percentual de impermeabilização (% *imperv*), número de Manning para impermeabilização e permeabilização (*N-imperv* e *N-perv*, respectivamente), o armazenamento nas superfícies impermeável e permeável (*D-store-imperv* e *D-store-perv*, respectivamente) e o método de infiltração do solo, possuindo três modelos: Green Ampt, Horton e Número da Curva (*Curve Number* - CN do *Soil Conservation Service* – SCS, Estados Unidos) (ROSSMAN, 2015). Além destes, a

área da bacia e declividade, sendo estes já fixados no processo de delimitação das bacias por extração das curvas de nível do terreno.

Os parâmetros do modelo foram definidos por bacia de acordo com o uso do solo, através da análise dos índices de cobertura de edificações, vegetação e tipo de solo, utilizando a técnica de sensoriamento remoto de classificação supervisionada do solo, a partir de imagens de alta resolução do Google Earth (2015), com segmentação de áreas e o classificador Bhattacharya (CAGECE, 2016).

Já os condutos tiveram os seus comprimentos e declividades também definidas no processo de vetorização, já descrito anteriormente, sendo a rugosidade, através do número de Manning (n), alimentada de acordo com o material do conduto, em sua maioria de concreto (n de 0,015). Nos trechos formados por canais naturais, os valores inseridos foram correspondentes aos que sugere a literatura (ROSSMAN, 2015).

As contribuições de ligações de esgoto à rede de drenagem pluvial por bacia foram estimadas pela CAGECE (2016) através da quantificação das residências que não possuem ligações à rede de esgoto por quadra, com o somatório do consumo das supracitadas bacias, multiplicado pelo coeficiente de retorno de 0,8 (VON SPERLING, 2005). No SWMM, tal distribuição se deu uniformemente por nó, ou seja, de posse do quantitativo total de contribuição por bacia, dividiu-se esse valor pelo número de nós e obteve-se a distribuição das contribuições ilegais.

4.3.1.1. Validação

Com vistas à verificação da compatibilidade das bacias propostas com a realidade e à eficiência dos cursos de água vetorizados na representação do sistema de drenagem artificial, foi executada a simulação hidrológica e hidráulica, de cinquenta e duas galerias distribuídas ao longo da Orla marítima de Fortaleza e quatro canais (riachos Maceió, Pajeú, Jacarecanga e Seis Companheiros) , utilizando o modelo chuva-vazão da Environmental Protection Agency - EPA, SWMM (ROSSMAN, 2015).

O método de infiltração de água utilizado foi o Número da Curva (*Curve Number - CN* do *Soil Conservation Service - SCS*) definido para cada sub-bacia; já o modelo hidráulico foi o da onda dinâmica (ROSSMAN, 2015).

Os dados meteorológicos foram fornecidos pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFC, da Estação meteorológica localizada no campus do Pici da UFC, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. Além disso, foi efetuada a validação com dados de vazão fornecidos pela CAGECE, produto do convênio CAGECE-UECE, medidos durante o período chuvoso (05/03/2009), realizadas pela Universidade Estadual do Ceará -UECE, bem como com dados de qualidade da água em campanhas realizadas em um dos riachos afluentes à orla, o riacho Maceió (Figura 12).

4.3.1.1.1. Vazões

No que tange aos aspectos quantitativos, as vazões medidas no ano de 2009 foram comparadas com as modeladas pelo SWMM por meio de análise estatística, calculando o desvio-padrão em relação ao ajuste perfeito do modelo, bem como o coeficiente de eficiência de Nash–Sutcliffe (CNS), visando à verificação da representatividade do mesmo. Para tal, foram realizadas simulações no SWMM em seis sub-bacias das quais se dispunha de dados medidos (Figura 11), no dia da medição de vazão, no período chuvoso (05/03/2009).

A Tabela 1 apresenta o resumo das principais características das bacias selecionadas.

Tabela 1 - Principais características das bacias selecionadas para a validação.

Bacia	Setor	Área (ha)	%Impermeabilização	CN
1	Centro	105,60	49,54	68
2	Centro	172,00	52,57	73
3	Centro	136,50	45,88	72
4	Centro	308,40	46,81	71
5	Oeste	33,60	44,06	73
6	Oeste	176,80	48,24	70

Fonte: elaborada pela autora.

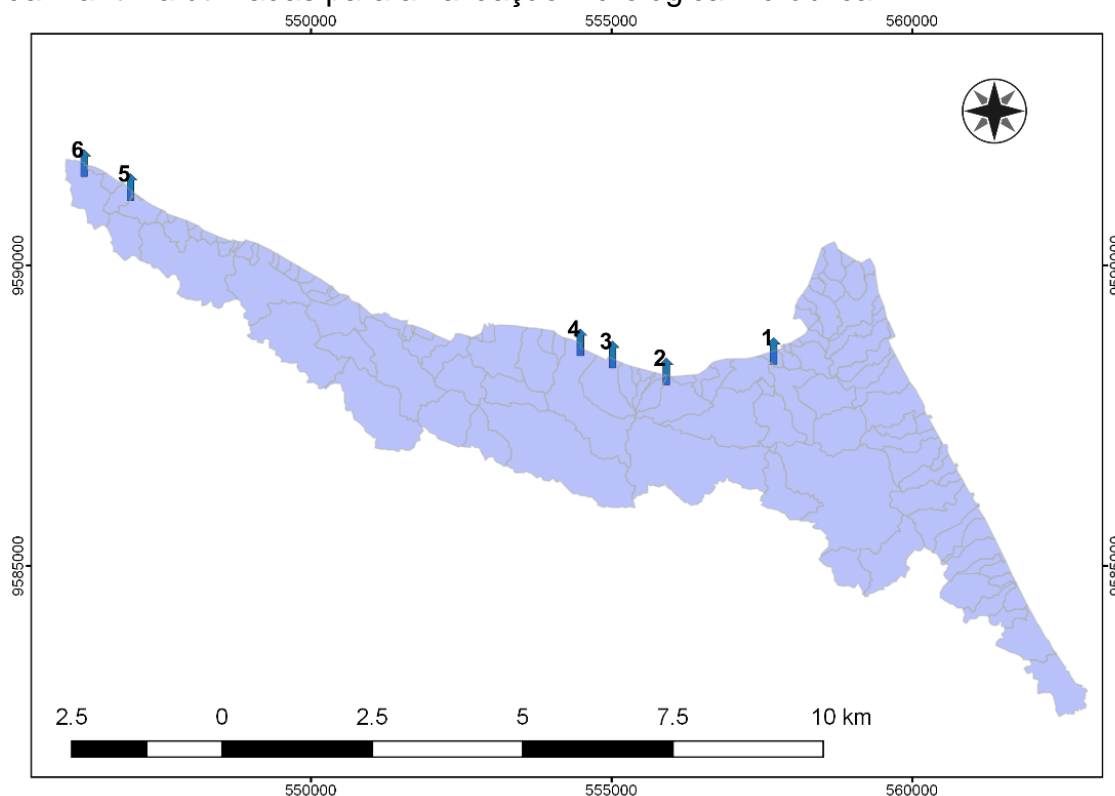
Para cada bacia, gerou-se um hidrograma de 24 horas com intervalo de 1 hora. Neste se identificou o ponto condizente com o dado medido, já que as vazões

foram estimadas por meio de levantamento da geometria do canal e da lâmina de água em horário pontual, utilizando para o cálculo a Equação de Manning (6):

$$Q = \frac{1}{n} A^3 \sqrt{R_h^2} \sqrt{I} \quad (6)$$

Em que: Q = Vazão (m³/s); n = número de Manning (adimensional); A = Área (m²); R_h=Raio Hidráulico (m) e I=Inclinação do canal (m/m).

Figura 11 – Distribuição dos exutórios das sub-bacias ao longo da Vertente da Marítima utilizadas para a validação hidrológica-hidráulica.



Fonte: elaborada pela autora.

4.3.2. Riacho Maceió

4.3.2.1. Levantamento hidráulico

Realizou-se o levantamento das características geométricas do sistema Papicu - Maceió, localizado na região Central da bacia da Vertente Marítima, desde a desembocadura (praia do Mucuripe) até sua nascente (lagoa do Papicu). As

campanhas foram realizadas em período chuvoso, nas datas de 16/03/2017 (trechos 1, 2 e 3) e 23/03/2017 (trechos 4, 5, 6, 7, 8, 9). Dividiu-se, sistematicamente, em nove trechos e as medições foram realizadas em todas as seções nas quais havia variação geométrica e em trechos com as mesmas características, mas que possuem algum tipo de construção (pontes e bueiros). Foram diagnosticados aspectos tais como: forma, altura, largura e altura de lâmina d' água. Tais informações foram alimentadas no modelo SWMM, com vistas à maior precisão das informações.

4.3.2.2. *Qualidade da água*

Foi realizada a coleta de amostras da água do riacho Maceió, em 23/03/2017, nos pontos 1 e 2, e 30/03/2017, no ponto 1, objetivando a análise microbiológica do parâmetro *Escherichia coli*. O ponto 1 localiza-se mais próximo ao exutório, nas coordenadas 9588194,29S e 557497,79O. Foi escolhido um local de modo a minimizar a influência marítima e não ocasionasse interferência nos resultados; já o ponto 2, localizado em 9587973,5S e 557756,84O, à montante do ponto 1, foi definido com vistas à análise da inserção dos poluentes no curso do riacho. As análises foram realizadas no Laboratório da Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, através do método dos tubos múltiplos de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2005).

4.4. **Poluição Fecal**

Por intermédio de pesquisas anteriores realizadas no sistema de drenagem da bacia da Vertente Marítima, foram analisados aspectos qualitativos em termos de concentração de *Escherichia coli*, tanto ao longo dos cursos d' água, como por setor (Centro e Oeste), com vistas à compreensão e estabelecimento de um padrão representativo do aporte de poluentes, do sistema de drenagem como um todo à orla marítima. Desta forma, tornou-se possível a proposição do modelo simplificado de cálculo da carga difusa que será descrito a seguir.

4.4.1. Estimativa da carga difusa

Utilizando-se de dados disponíveis na literatura sobre a concentração de *Escherichia coli* no sistema de drenagem urbana de Fortaleza (PIMENTA, 2006), foram estimadas as cargas bacteriológicas difusas aportadas ao sistema de drenagem e, por consequência, à orla (Apêndice C). Para tal, após validado o modelo hidrológico-hidráulico, realizaram-se simulações no SWMM nas mesmas datas das coletas de amostras de água da supracitada referência para a obtenção da vazão na data de interesse. Estas foram efetuadas em dois anos (2004 e 2005), sendo utilizados dados de quatro semanas (um dia por semana), tanto no período chuvoso, quanto no seco, em três sub-bacias distribuídas ao longo da bacia Vertente, uma na zona Leste e duas na Central, conforme Figura 12.

De posse dos dados de vazão (simuladas no SWMM) e concentração (PIMENTA, 2006), aplicou-se a Equação (7) para cada dia de medição do período chuvoso e seco, dos anos de 2004 e 2005.

$$w_i = Q \cdot C \quad (7)$$

Em que: w_i =Carga bacteriológica (NMP.dia⁻¹); Q =Vazão (L.s⁻¹) e C =Concentração de *E. coli* (NMP.L⁻¹).

Em seguida, calculou-se a média aritmética da carga w_i por período (chuvoso e seco), conforme Eq. (8), subtraiu-se o chuvoso do seco e dividiu-se pela área total da respectiva sub-bacia, obtendo-se a carga difusa média aportada durante o período chuvoso por área, aplicando-se a Eq. (9).

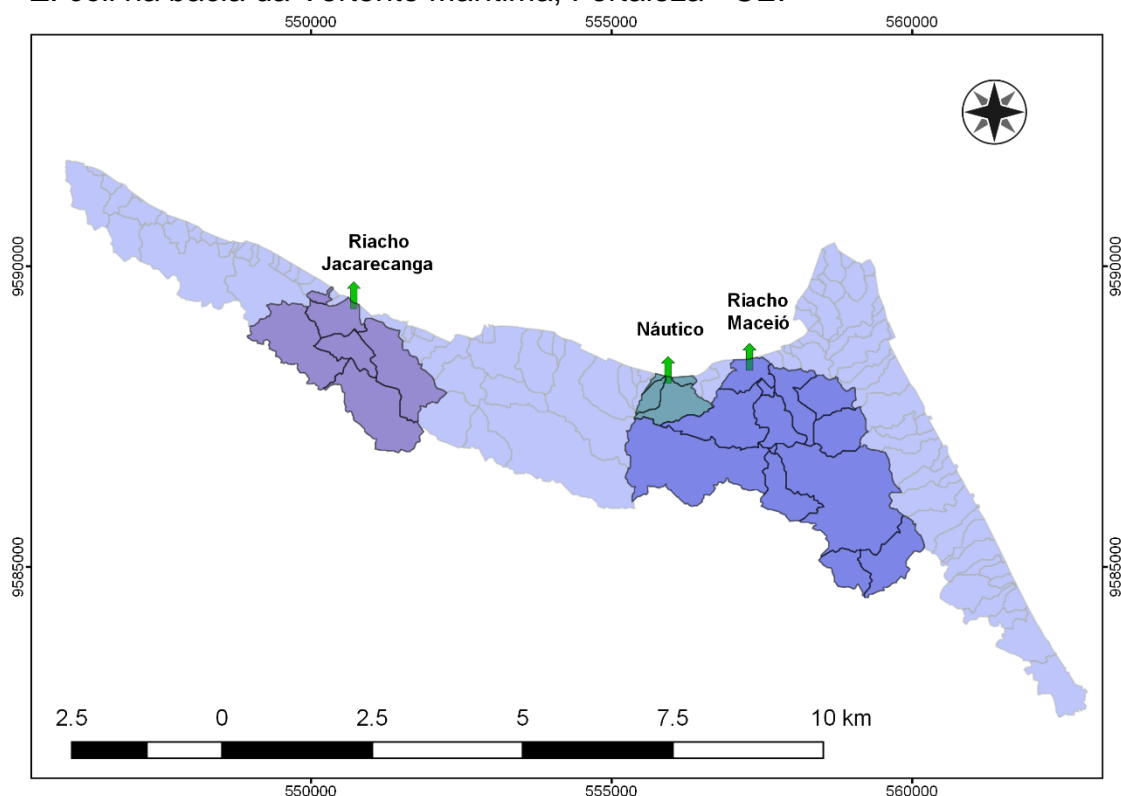
$$W = \frac{\sum_{i=1}^n w_i}{n} \quad (8)$$

Em que: W = Carga bacteriológica média (NMP/dia) e n = número de medições (neste caso, $n=4$ por período).

$$CD = \frac{W_c - W_s}{A} \quad (9)$$

Sabendo que: CD = Carga difusa ($\text{NMP} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$); W_c = Carga bacteriológica média do período chuvoso ($\text{NMP} \cdot \text{dia}^{-1}$); W_s = Carga bacteriológica média do período seco ($\text{NMP} \cdot \text{dia}^{-1}$) e A = Área (hectare).

Figura 12 – Localização das sub-bacias com os dados de concentração de *E. coli* na bacia da Vertente Marítima, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborado pela autora.

4.4.1.1. Modelo preditivo

Após a obtenção das cargas difusas por área das três sub-bacias, correlacionaram-se com alguns parâmetros da bacia e hidrológicos, com vistas à estimativa daquela e à generalização do modelo às demais sub-bacias da Vertente Marítima (Eq. 10).

$$CD = f(\%Imper, CN, P, Pt, Psa, \%ES, RSDI) \quad (10)$$

Em que: % Imperv = Impermeabilização da bacia (%), CN = Curve Number (adimensional), P = Precipitação média do período entre as medições ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$), Pt = População total da sub-bacia (habitantes); Psa = População da bacia

não atendida por rede de esgotamento (Habitantes); %ES = Percentual de cobertura de esgotamento sanitário e RSDI = Resíduos sólidos dispostos inadequadamente (Kg.dia^{-1}). Foram selecionadas as variáveis que podem contribuir diretamente à poluição difusa e apresentaram, conseqüentemente, melhores correlação.

4.4.1.1.1. Levantamento e seleção de indicadores

Realizou-se o levantamento de diversos indicadores, dentre estes: econômicos (renda); educacionais (alfabetização); área edificada; populacional; saneamento ambiental (resíduos sólidos e esgotamento sanitário). Como critério de seleção, levou-se em consideração a facilidade de acesso e aquisição de dados, assim como aqueles que possuem relação direta com a geração de poluição difusa, inferindo-se apresentar melhores correlações. Desta forma, foram selecionados, por bacia, população total, percentual de rede de esgotamento sanitário e produção de resíduos sólidos coletados por serviço de limpeza pública.

- População total: Foi estimada por bacia através de dados de Censo IBGE (2010), utilizando o valor de densidade demográfica do município de Fortaleza multiplicado pela área total da bacia.
- Percentual de rede de esgotamento sanitário (esgoto ou pluvial): Inicialmente se identificaram os bairros inseridos total ou parcialmente nas sub-bacias estudadas através da sobreposição de arquivos *shapefile* das bacias com as divisões geográficas dos bairros de Fortaleza. Este último está disponível em Fortaleza (2015c), juntamente com os a estimativa do percentual de rede de esgotamento sanitário, realizado pela mesma com dados do Censo IBGE (2010).
- Produção de resíduos sólidos dispostos inadequadamente (RSDI): Estimada através da produção *per capita* por sub-bacia (FORTALEZA, 2015b) multiplicada pela população total da sub-bacia. Os dados de produção *per capita* ($\text{Kg. Hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) disponíveis estão quantificados por regionais de bairros. Desta forma, foram identificadas as regionais nas quais cada uma das sub-bacias estão inseridas e obteve-se o montante produzido, portanto, levando-se em consideração diferentes valores de produção *per capita* de resíduos sólidos por sub-bacia. Os resíduos sólidos dispostos inadequadamente são oriundos de: poda de árvore,

entulhos e pontos de lixo levantados pela Autarquia de Regulação, Fiscalização e Serviços de Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental - ACFOR, coletados pelo serviço de coleta especial urbana. Por não possuírem localização e tipologia definidas, não há regularidade no serviço de coleta (FORTALEZA, 2012; FORTALEZA, 2015b). O Anexo A apresenta os valores de produção *per capita* dos RS por regional, valores de referência utilizados no presente trabalho.

4.4.2. Análise de cenários

Com o ajuste das equações, analisaram-se os cenários almejando primariamente a estimativa da carga bacteriológica total - C_t (NMP. $ha^{-1}.dia^{-1}$) de *E. coli* aportada das sub-bacias analisadas à orla, considerando situações diversas. Para este fim, foi necessário o ajuste de uma equação da carga difusa (CD) para cada ano proposto na análise dos cenários, bem como a estimativa da carga bacteriológica de tempo seco - C_s (NMP. $dia^{-1}.ha^{-1}$), visto que esta pode variar de acordo com o porte populacional e o percentual de cobertura de rede de esgotamento sanitário.

Foram analisados cenários pessimista e otimista de aporte de carga bacteriológica total à orla (C_t), aplicando a Eq. (11).

$$C_t = CD + C_s \quad (11)$$

A análise foi realizada para as populações de 2017 e 2040, utilizando para o cálculo da projeção populacional as taxas de crescimento constantes no PMSB de Fortaleza (FORTALEZA, 2014). O ano 2040 foi definido como horizonte de análise em concordância com as ações de planejamento estratégico propostas pela Prefeitura Municipal de Fortaleza (FORTALEZA, 2015b).

4.4.2.1. Estimativa da carga bacteriológica de tempo seco

O processo visando a estimativa das variáveis necessárias às simulações seguiu a seguinte sequência:

1º) População não atendida por rede de esgotamento (habitantes): Estimada pelo produto entre a população total por bacia e o percentual de ausência de rede de esgotamento sanitário, este foi obtido pelo método descrito anteriormente.

2º) Produção *per capita* de esgoto – q (L. dia⁻¹. Habitante⁻¹): Estimada a partir da relação de proporcionalidade entre os dados de vazão de esgotos que possivelmente são lançadas na drenagem pluvial, calculada pela CAGEGE (2016), e a população não atendida por rede – P_{sa} (hab).

3º) Estimativa da carga bacteriológica de tempo seco - C_s (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹): De posse dos valores de população não atendida por rede de esgotamento sanitário e produção *per capita* de esgoto, foi estimada a vazão de esgoto (L.dia⁻¹), considerando que o montante é destinado à rede de drenagem pluvial. Com a concentração média de *Escherichia coli* por bacia (PIMENTA, 2006) multiplicada pela vazão e dividida pela área da sub-bacia – A (hectare), obteve-se a carga bacteriológica de tempo seco por área - C_s (NMP.ha⁻¹. dia⁻¹) para 2017 e 2040, considerando diferentes índices de ausência de rede esgotamento sanitário, bem como seus respectivos tamanhos populacionais, conforme Eq. (12).

$$C_s = \frac{P_{sa}.q.C}{A} \quad (12)$$

Em relação ao percentual de cobertura de rede de esgotamento sanitário para 2040, foram consideradas duas situações: percentual de atendimento igual ao de 2017 e com 99% de cobertura. Todas foram combinadas às cargas CD calculadas nos cenários pessimista e otimista (Eq. 11).

4.5. Limitações e Incertezas

A precisão da modelagem hidrológica-hidráulica pode ser afetada por limitações quanto à disponibilidade de dados de entrada necessários ao modelo, como: estruturas hidráulicas do sistema de drenagem (diâmetro das galerias, comprimento dos trechos) e dados hidrológicos. No que se refere ao primeiro, o processo de vetorização, conforme mencionado, foi realizado delimitando as sub-bacias de cada bacia de interesse cujos os exutórios desaguardam no oceano,

buscando compatibilizar a rede de drenagem atualmente implantada (SEINF, 2016), com os cursos d' água vetorizados, na tentativa de minimizar os possíveis erros. Já os dados hidrológicos utilizados nas simulações e estimativas foram de um posto pluviométrico localizado no município de Fortaleza, Ceará. Apesar do pluviômetro localizado no Pici (utilizado neste estudo) não estar inserido na bacia da Vertente Marítima, foi escolhido em vista da não disponibilidade de séries de dados consistentes e extensas em outro pluviômetro na bacia de interesse. Além disso, partiu-se da premissa que o mesmo é representativo, pois está a pequena distância, portanto, caracterizando as chuvas na faixa litorânea.

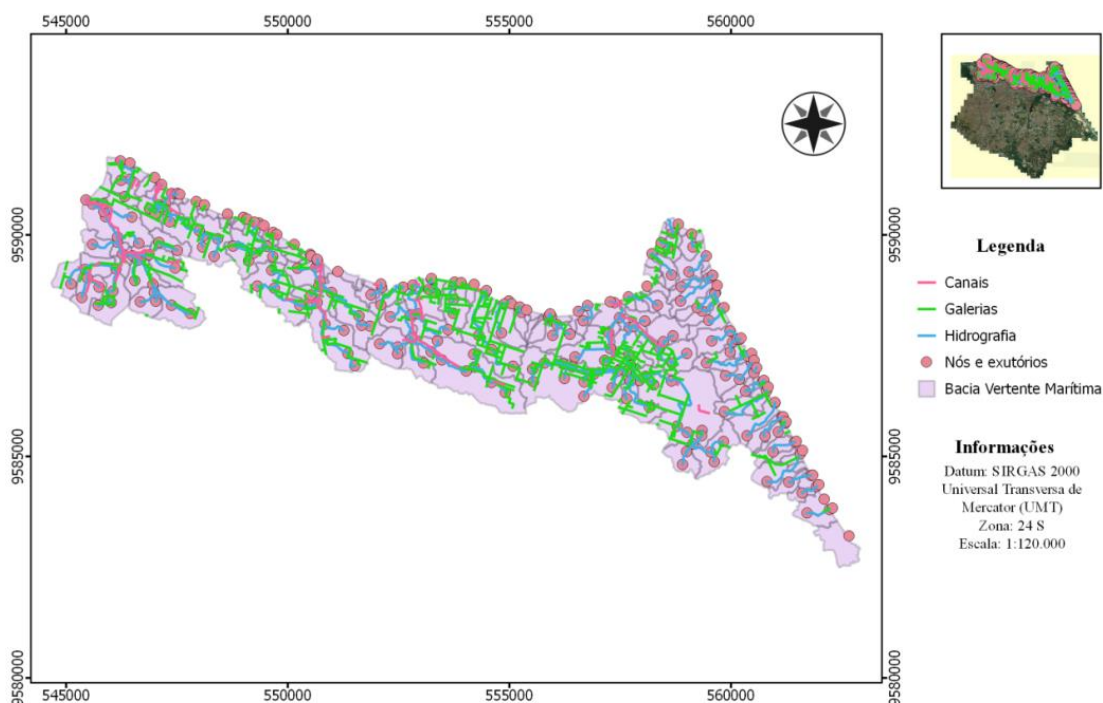
Em relação as incertezas envolvidas na estimativa da carga bacteriológica, os dados de concentração de *E. coli* utilizados (PIMENTA, 2006), conforme constatado através de análises desde parâmetro em 2017 no riacho Maceió, encontram-se dentro das faixas de concentração existentes em 2017. Além disso, as vazões utilizadas foram extraídas das simulações no SWMM após a validação do modelo com dados medidos de vazão.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Delimitação das Bacias Hidrográficas

As bacias propostas com a hidrografia vetorizada sobreposta à planta da drenagem urbana artificial de Fortaleza, com vistas à representação desta última o mais próximo possível à realidade, estão ilustradas na Figura 13.

Figura 13 - Sobreposição do sistema de drenagem urbana e a hidrografia vetorizada, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborada pela autora.

Na delimitação das bacias hidrográficas e cursos de água representativos, o exutório foi definido de modo a coincidir com a rede artificial, existindo atualmente em Fortaleza 58 saídas da drenagem que deságuam na orla, contabilizando 52 galerias, quatro riachos (Maceió, Pajeú, Jacarecanga e Seis Companheiros) e dois rios (Cocó e Ceará), sendo possíveis fontes de poluição fecal. Neste caso, pertencentes à Vertente Marítima são as galerias e riachos (PEREIRA, 2012). Cada saída da drenagem está ligada a uma rede, esta, por sua vez, recebe contribuição de uma área correspondente e está representada por um curso de água definido, totalizando 123 sub-bacias (denominada hidrografia na Figura 13).

5.2. Riacho Maceió: geometria

O levantamento de campo das características geométricas e material dos nove trechos, aos quais o riacho foi subdividido, bem como o registro fotográfico, encontram-se no Apêndice A.

As campanhas foram realizadas no sistema Papicu-Maceió, do exutório, na praia do Mucuripe, até a lagoa do Papicu. Foi diagnosticado que uma parte considerável é ainda composta por canal natural (Figura 14), entretanto, bastante assoreada. Além disso, observaram-se ligações diretas de esgoto ao canal, oriundas praticamente de todas as residências localizadas às margens ou próximas, bem como grande quantidade de resíduos sólidos (Figura 15).

Figura 14 – Assoreamento e ligações diretas de esgoto ao riacho Maceió.



Fonte: a autora (2017).

Choveu na bacia estudada durante as campanhas realizadas nas datas de 16/03/2017, 23/03/2017 e 30/03/2017; nesta última, no período vespertino. Silva (2003) realizou um diagnóstico ambiental na mesma área de estudo e relatou condições semelhantes. Araújo (2016), em levantamento da geometria e medição de vazão do canal entre a Lagoa da Parangaba e o açude Santo Anastácio, no município de Fortaleza, também constatou situação similar à descrita no presente trabalho.

Figura 15 – Resíduos sólidos no entorno do riacho Maceió.

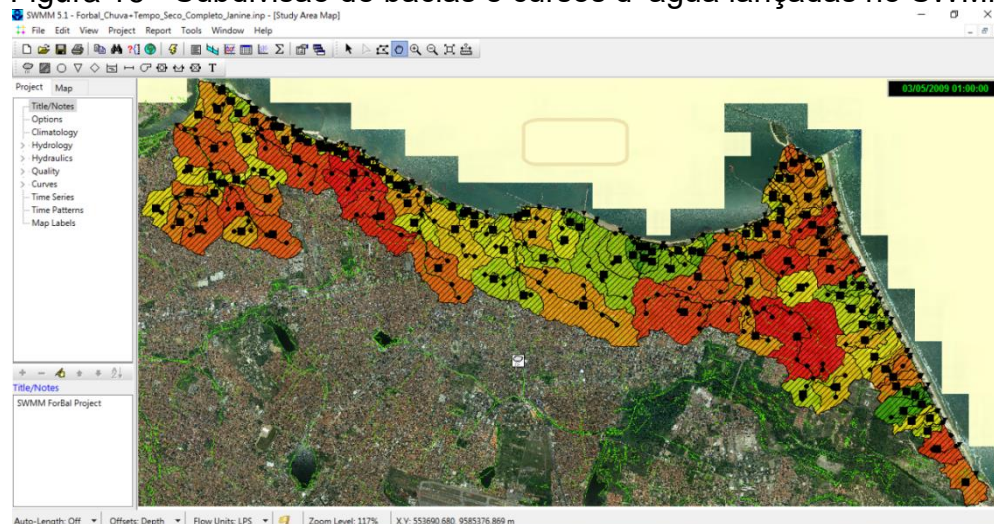


Fonte: a autora (2017).

5.3. SWMM: simulação e validação

Na verificação da efetividade da rede e das bacias propostas, foram realizadas simulações considerando escoamento unidimensional (1D), para os períodos secos e chuvosos, utilizando o SWMM, conforme Figura 16.

Figura 16 - Subdivisão de bacias e cursos d' água lançadas no SWMM.



Fonte: elaborado pela autora.

No que se refere à validação do modelo hidrológico-hidráulico, o Gráfico 1 apresenta os dados de vazão medidos comparados aos modelados pelo SWMM,

com o percentual de desvio. A Tabela 2 apresenta o cálculo do desvio-padrão das vazões medidas em relação ao ajuste perfeito do modelo.

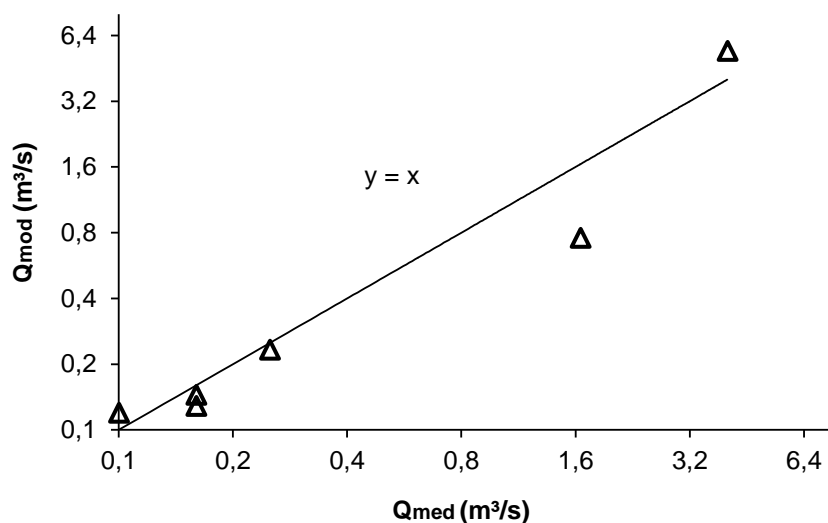
Tabela 2 – Cálculo do desvio-padrão das vazões medidas em relação ao ajuste perfeito do modelo.

Exutório	Vazão medida (L/s)	Vazão modelada (L/s)	Desvio (%)
1	100	120	20,0
2	160	129	19,4
3	1650	759	54,0
4	4020	5440	35,3
5	250	233	6,8
6	160	145	9,4

Fonte: elaborada pela autora.

As sub-bacias das quais se dispõe de dados de vazão estão distribuídas ao longo dos setores Centro e Oeste da bacia Vertente Marítima. Conforme exposto, o modelo apresentou aproximações satisfatórias com os dados medidos, sendo o maior desvio de 54% e o menor de 6,8%, com predominância dos valores inferiores a 20%. Yu *et al.* (2014) calibrou e validou o SWMM com erro relativo entre 0,4 e 18,0%, com valores, em sua maioria, superiores a 10%.

Gráfico 1 - Desvio das vazões medidas em relação ao ajuste perfeito.



Fonte: elaborado pela autora.

Destaca-se que as medições de campo estão sujeitas às variabilidades horárias dos lançamentos de esgoto na rede de drenagem em vista do consumo, além da distribuição espacial da precipitação sobre as sub-bacias (os dados de chuva utilizados no modelo são de um posto pluviométrico), o que pode interferir no resultado do cálculo do desvio, já que as vazões foram medidas em horário pontual, e não continuamente ao longo do dia. Ressalta-se que todos os dados medidos são de galerias pluviais durante o período chuvoso.

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (CNS) calculado para os mesmos dados foi 0,927, comprovando a representatividade do modelo. Algumas pesquisas utilizando o SWMM encontraram valores inferiores 0,63-0,89 (THÉRIault & DUCHESNE, 2015); 0,616-0,899 (RAI *et al.*, 2016); 0,71-0,75 (RJEILY *et al.*, 2017); 0,76-0,78 (WARSTA *et al.*, 2017). No entanto, vale frisar que estas aplicaram métodos mais sofisticados de calibração/validação, utilizando maior número de conjunto de dados com séries extensas, podendo contribuir para a diminuição do CNS, contrastando com a presente pesquisa, que apenas dispôs de um conjunto de dados.

Desta forma, o modelo apresentou resultados compatíveis com a realidade, atestando, desta forma, sua confiabilidade na representação do sistema de drenagem urbana de Fortaleza.

5.4. Qualidade das Águas Superficiais: *Escherichia coli*

5.4.1. Concentração ao longo dos cursos d' água

Os resultados das campanhas realizadas no riacho Maceió durante o ano 2017 são apresentados na Tabela 3. Na Tabela 3, verifica-se que as concentrações de *E. coli* variaram entre $5,5 \cdot 10^5$ a $2,5 \cdot 10^6$ NMP.100mL⁻¹ nos dois pontos e dias analisados. Sidhu *et al.* (2013) encontraram concentrações de *E. coli* variando de 40 a $7,0 \cdot 10^3$ NMP.100mL⁻¹ após eventos chuvosos em seis bacias urbanas, localizadas na Austrália, com diferentes formas de uso e ocupação. Já Irvine *et al.* (2011) detectaram valores entre $4,4 \cdot 10^3$ a $4,7 \cdot 10^4$ NMP.100mL⁻¹, na região ocidental do estado de Nova York, Estados Unidos. Conforme exposto, as concentrações avaliadas em Fortaleza apresentam valores consideravelmente superiores, apontando condições sanitárias mais precárias.

Tabela 3 - Concentração de *E. coli* (NMP.100mL⁻¹) em 2017.

Data	Período	Ponto 1	Ponto 2
23/03/2017	Manhã	6,3.10 ⁵	5,5.10 ⁵
30/03/2017	Manhã	2,5.10 ⁶	-
	Tarde	1,2.10 ⁶	-

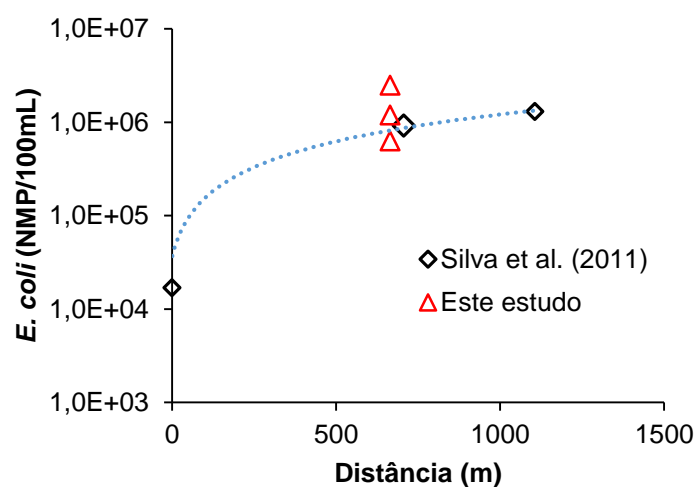
Fonte: elaborada pela autora.

Além disso, pesquisas anteriores relacionadas à qualidade das águas urbanas do município de Fortaleza (SILVA *et al.*, 2011) foram comparadas aos dados gerados nesta pesquisa, visando a observação de um perfil e possíveis padrões do lançamento de poluentes ao longo dos cursos d' água que compõem o sistema de drenagem. Os citados autores realizaram um diagnóstico na bacia do riacho Maceió de concentração de alguns parâmetros de qualidade da água, dentre estes, *E. coli*. Por intermédio da correlação entre a concentração de *E. coli* ao longo do curso d' água e a distância (m) dos pontos de coleta, foi constatado um incremento linear e exponencial da concentração, conforme ilustrado nos Gráficos 2 e 3, respectivamente. Araújo (2016) estudou um canal urbano entre a Lagoa da Parangaba e o açude Santo Anastácio, em Fortaleza, CE, também verificou acréscimo das concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrogênio Total, bem como da vazão ao longo do canal, indicando contribuição de diversas fontes de poluição ao longo do mesmo.

O Gráfico 2 mostra uma tendência de aumento da concentração com a distância no afluente direito do riacho Maceió, do qual a nascente se localiza na lagoa do Papicu. O Gráfico 3 também apresenta a mesma tendência de aumento da concentração com a distância no afluente esquerdo e dos pontos de afluência.

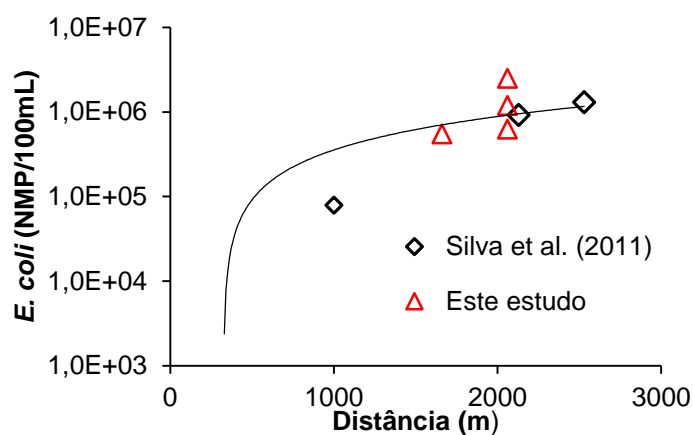
Ressalta-se que os pontos de coleta da afluência dos riachos, em ambos os Gráficos, são os mesmos. Observa-se um aumento das concentrações ao longo dos cursos d' água, inferindo-se estar relacionado ao aumento do aporte de poluentes direto ao riacho, tanto em decorrência das ligações de efluentes sanitários, quanto pela contribuição difusa, incluindo RS, já que as análises foram realizadas durante o período chuvoso na região (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; ARAÚJO, 2016).

Gráfico 2 – Concentração de *E. coli* com a distância no riacho Papicu e pontos de afluência.



Fonte: elaborado pela autora.

Gráfico 3 – Concentração de *E. coli* com a distância no riacho Maceió e pontos de afluência.

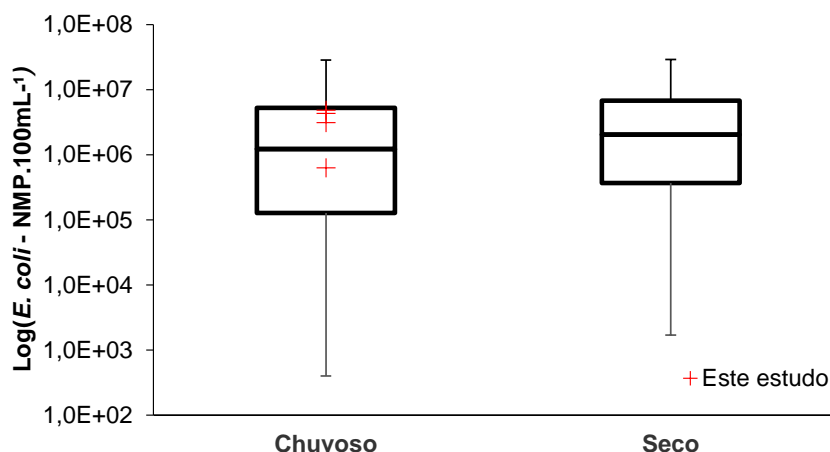


Fonte: elaborado pela autora.

O decaimento bacteriológico, de modo a manter os níveis de concentração pelo menos constantes ao longo dos cursos d'água, pode ser considerado desprezível, em vista dos baixos tempos de concentração das bacias urbanas (BUTLER & DAVIS, 2004), ocasionando um efeito predominantemente cumulativo. Já o Gráfico 4 mostra um diagrama de caixa (*box-plot*) com a variabilidade das concentrações de *E. coli* por período chuvoso e seco, o qual foi gerado a partir dos dados disponíveis em Pimenta (2006), comparando-se às concentrações de *E. coli* obtidas nesta pesquisa para a mesma área de estudo (riacho Maceió) no período chuvoso de 2017.

A variação das contagens de *E. coli* obtidas nesta pesquisa ($5,5 \cdot 10^5$ - $2,5 \cdot 10^6$ NMP.100mL⁻¹) mostra que as concentrações estão dentro das faixas de valores de pesquisas anteriores realizadas na mesma área de estudo (riacho Maceió), $4 \cdot 10^2$ - $1,7 \cdot 10^7$ NMP.100mL⁻¹ nos períodos chuvosos dos anos de 2004 e 2005 (PIMENTA, 2006) e $4,5 \cdot 10^2$ - $1,3 \cdot 10^6$ NMP.100mL⁻¹ (SILVA *et al.*, 2011), justificando a validade das informações dos trabalhos pretéritos com a finalidade de sua utilização para estimativas no presente trabalho.

Gráfico 4 – Diagrama de caixa das concentrações de *E. coli* por período chuvoso e seco em 2004 e 2005 com dados de Pimenta (2006) e concentrações no período chuvoso de 2017 no riacho Maceió, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborado pela autora.

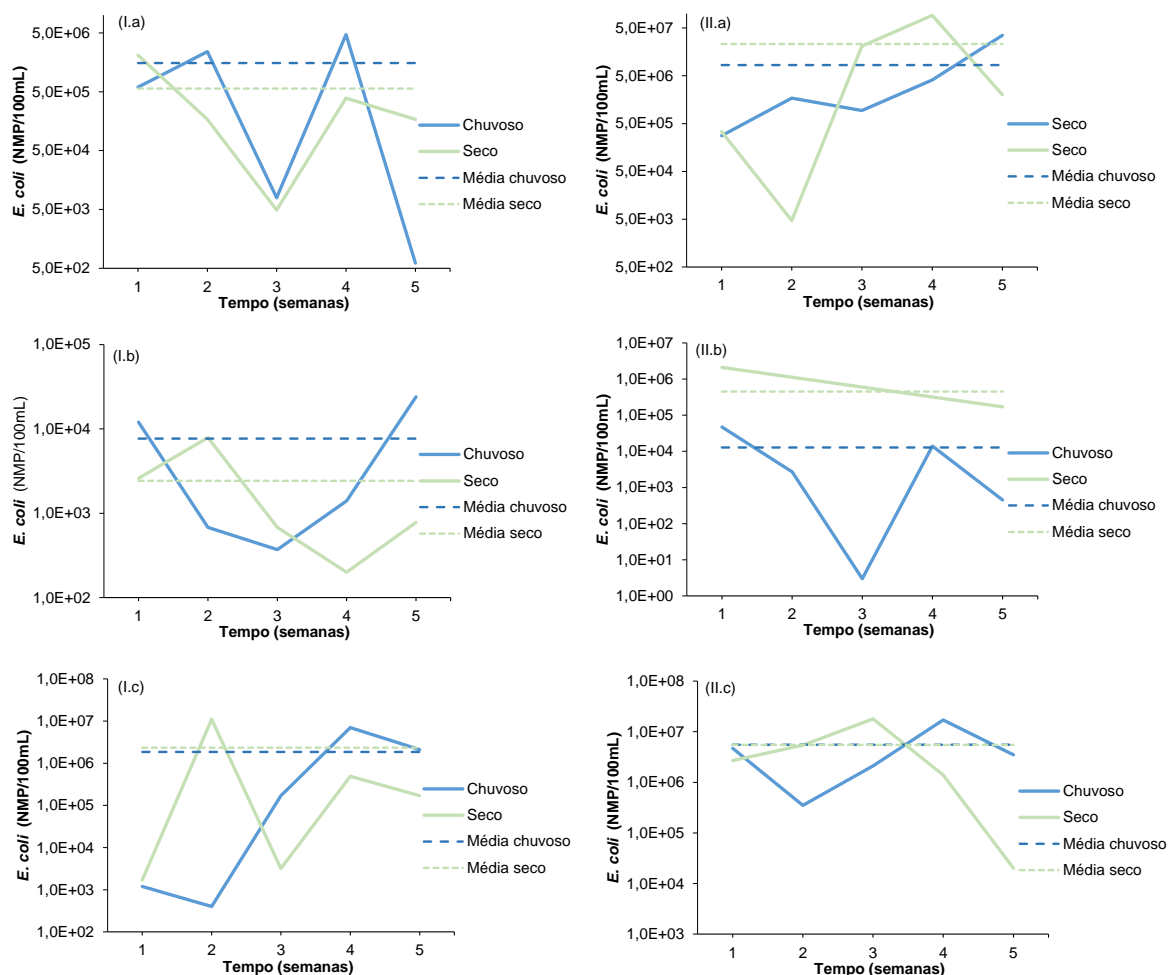
5.4.2. Concentração por setor

Em relação as concentrações por bacia localizadas nos diferentes setores (Oeste e Centro), foram avaliadas as concentrações de *E. coli* no período de dez semanas, cinco no chuvoso e cinco no seco, em três sub-bacias distribuídas ao longo da bacia Vertente Marítima, durante os anos de 2004 e 2005 (PIMENTA, 2006). O Gráfico 5 (a.I, a.II, b.I, b.II, c.I, c.II) mostra a variação da contagem bacteriológica das análises durante o período avaliado.

Objetivando avaliar o perfil de aporte de poluentes à orla por setor oriundos das principais fontes de poluição, considerando a sazonalidade, foi realizado o comparativo entre as concentrações de *E. coli* dos riachos Jacarecanga

e Maceió e a galeria pluvial que deságua na praia do Náutico (PIMENTA, 2006). O Gráfico 6 apresenta as concentrações médias em 2004 e 2005, respectivamente.

Gráfico 5 – Variação na concentração no riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c) de *E. coli* em 2004 (I) e 2005 (II).



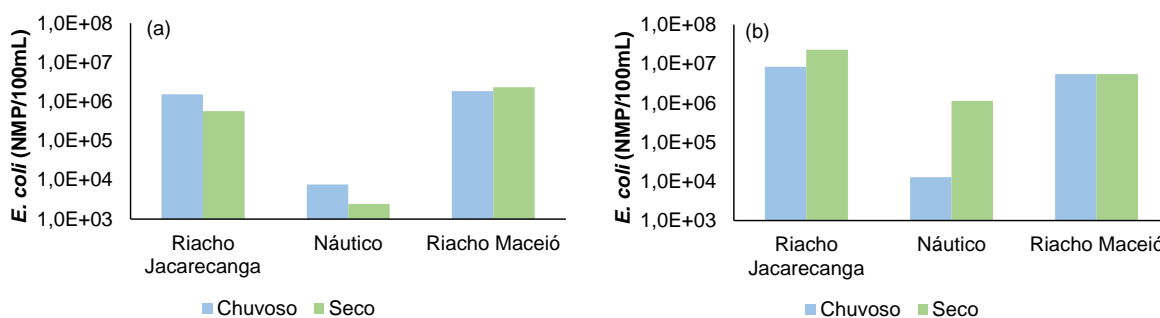
Fonte: elaborado pela autora com dados de Pimenta (2006).

As concentrações médias das sub-bacias apresentaram variabilidade nos anos analisados para os períodos chuvosos e secos. Entretanto, comparando-se as três sub-bacias, observa-se uma maior concentração, em ambos os períodos de 2004, no riacho Maceió, seguido do riacho Jacarecanga e o Náutico; em 2005, as concentrações são superiores no riacho Jacarecanga, riacho Maceió e, por último, Náutico.

Tal resultado possivelmente se deve à carência dos serviços de saneamento, como rede de coleta de esgoto (ZEILHOFER *et al.*, 2010), sendo

agravada pelo perfil socioeconômico (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004) e de uso e ocupação do solo (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; ZEILHOFER *et al.*, 2010; RHEE *et al.*, 2012; ARORA & REDDY, 2013; SIDHU *et al.*, 2013) nas regiões mencionadas, visto que a bacia do Náutico, com menor concentração, é uma das regiões com melhor infraestrutura urbanística de Fortaleza (CAGECE, 2016).

Gráfico 6 – Concentração média de *E. coli* nas sub-bacias por período sazonal em 2004 (a) e 2005 (a).



Fonte: elaborados pela autora com dados de Pimenta (2006).

Além disso, infere-se que o tipo de conduto possivelmente influencie no número de ligações diretas de efluentes sanitários, bem como resíduos sólidos, já que canais são mais acessíveis comparados às galerias, que são subterrâneas.

Ainda, de acordo com o Gráfico 6 (a e b), as concentrações dos períodos secos são superiores às dos chuvosos em 2005 (somente o riacho Maceió possui praticamente a mesma concentração nos dois períodos), provavelmente devido ao lançamento de efluentes sanitários diretamente na rede de drenagem e à diminuição do efeito de diluição proveniente da chuva (ZEILHOFER *et al.*, 2010), fato que também explica a vazão contínua no sistema de drenagem mesmo fora da quadra chuvosa (PIMENTA, 2006; PEREIRA, 2012; PEREIRA *et al.*, 2015), podendo ter, também, como contribuinte ao incremento da vazão, o escoamento de base, no caso dos riachos (BUTLER & DAVIS, 2004).

A ausência de um padrão de concentração entre os anos e períodos analisados também pode estar relacionada à variabilidade inerente ao processo probabilístico do método analítico das contagens bacteriológicas (HARMEL *et al.*, 2016).

5.4.3. Carga bacteriológica por setor

Os resultados detalhados do diagnóstico das cargas bacteriológicas (NMP.dia⁻¹) do período chuvoso e seco, baseados nas vazões geradas pelo SWMM e as concentrações de *E. coli* (PIMENTA, 2006), estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Estimativa da carga difusa média (NMP.dia⁻¹) de *E. coli* por sub-bacia.

SIMULAÇÃO DIÁRIA (4 DIAS)							
		2004			2005		
		Riacho Jacarecanga	Náutico	Riacho Maceió	Riacho Jacarecanga	Náutico	Riacho Maceió
<i>E. coli</i>	1	6,0.10 ⁶	1,2.10 ⁵	1,2.10 ⁴	2,8.10 ⁶	4,7.10 ⁵	4,7.10 ⁷
(NMP/L) -	2	2,4.10 ⁷	6,8.10 ³	4,0.10 ³	1,7.10 ⁷	2,7.10 ⁴	3,5.10 ⁶
Chuvoso	3	7,9.10 ⁴	3,7.10 ³	1,7.10 ⁶	9,4.10 ⁶	3,0	2,1.10 ⁷
medido	4	4,7.10 ⁷	1,4.10 ⁴	7,0.10 ⁷	4,1.10 ⁷	1,4.10 ⁵	1,7.10 ⁸
<i>E. coli</i>	1	2,1.10 ⁷	2,6.10 ⁴	1,7.10 ⁴	3,4.10 ⁶	2,1.10 ⁷	2,7.10 ⁷
(NMP/L) -	2	1,7.10 ⁶	7,9.10 ⁴	1,1.10 ⁸	4,7.10 ⁴	-	5,4.10 ⁷
Seco	3	4,9.10 ⁴	6,8.10 ³	3,2.10 ⁴	2,1.10 ⁸	-	1,8.10 ⁸
medido	4	3,9.10 ⁶	2,0.10 ³	4,9.10 ⁶	9,2.10 ⁸	-	1,4.10 ⁷
Vazão	1	107,86	20,51	79,42	3107,06	90,98	4131,06
modelada	2	0,45	0,27	1,06	1824,06	47,59	2248,17
(L/s) –	3	0,45	0,27	1,06	182,06	31,11	137,68
Chuvoso	4	330,82	35,94	320,92	289,81	30,53	286,56
Vazão	1	0,45	0,27	1,06	0,45	0,27	1,06
modelada	2	0,45	0,27	1,06	0,45	-	1,06
(L/s) –	3	0,45	0,27	1,06	0,45	-	1,06
Seco	4	0,45	0,27	1,06	0,45	-	1,06
Carga	1	5,6.10 ¹³	2,1.10 ¹¹	8,2.10 ¹⁰	7,5.10 ¹⁴	3,8.10 ¹²	1,7.10 ¹⁶
total	2	9,3.10 ¹¹	1,6.10 ⁸	3,7.10 ⁸	2,7.10 ¹⁵	1,1.10 ¹¹	6,8.10 ¹⁴
(NMP/dia)	3	3,1.10 ⁹	8,6.10 ⁷	1,6.10 ¹¹	1,7.10 ¹⁴	8,1.10 ⁷	2,5.10 ¹⁴
–	4	1,3.10 ⁵	4,4.10 ¹⁰	1,9.10 ¹⁵	1,0.10 ¹⁵	3,7.10 ¹¹	4,2.10 ¹⁵
Chuvoso							
Média		3,5.10 ¹⁴	6,4.10 ¹⁰	4,9.10 ¹⁴	1,2.10 ¹⁵	1,0.10 ¹²	5,5.10 ¹⁵
Carga	1	8,1.10 ¹¹	6,1.10 ⁸	1,6.10 ⁹	1,3.10 ¹¹	4,9.10 ¹¹	2,5.10 ¹²
total	2	6,6.10 ¹⁰	1,8.10 ⁹	1,0.10 ¹³	1,8.10 ⁹	-	5,0.10 ¹²
(NMP/dia)	3	1,9.10 ⁹	1,6.10 ⁸	2,9.10 ⁹	8,1.10 ¹²	-	1,7.10 ¹³
– Seco	4	1,5.10 ¹¹	4,7.10 ⁷	4,5.10 ¹¹	3,6.10 ¹³	-	1,3.10 ¹²
Média		2,6.10 ¹¹	6,6.10 ⁸	2,6.10 ¹²	1,1.10 ¹³	1,2.10 ¹¹	6,3.10 ¹²
Carga							
difusa		3,5.10 ¹⁴	6,3.10 ¹⁰	4,8.10 ¹⁴	1,1.10 ¹⁵	9,2.10 ¹¹	5,5.10 ¹⁵
(NMP/dia)							

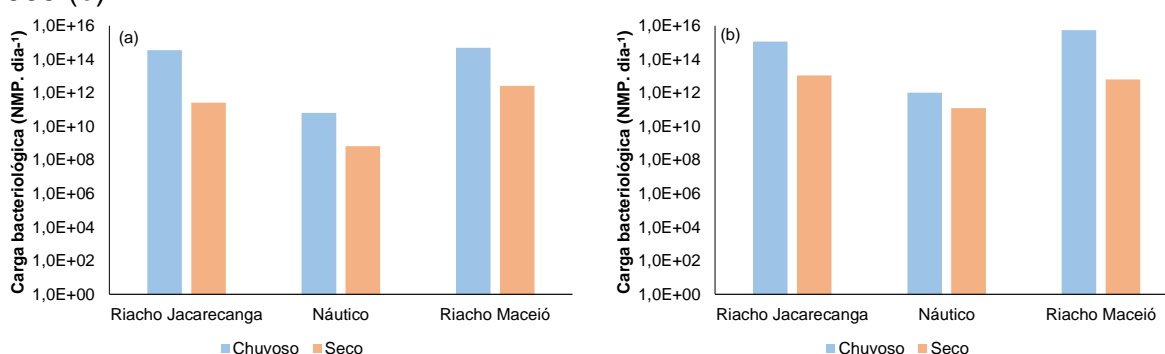
Fonte: elaborada pela autora.

Em relação às vazões médias simuladas por período, ainda nas três sub-bacias, variaram no chuvoso, em ordem decrescente de contribuições, entre $330,82-0,45\text{L.s}^{-1}$; $320,02-1,06\text{L.s}^{-1}$ e $35,94-0,27\text{L.s}^{-1}$, no riacho Jacarecanga, Maceió e Náutico, respectivamente; no seco, o Maceió ($1,06\text{L.s}^{-1}$) supera o Jacarecanga ($0,45\text{L.s}^{-1}$) e, por último, o Náutico ($0,27\text{L.s}^{-1}$). Ressalta-se que, na sub-bacia do Náutico, não dá dados em todos os dias em decorrência da ausência de vazão na galeria.

Desta forma, por meio da aplicação das Equações (7) e (8), obtiveram-se as cargas bacteriológicas dos períodos chuvosos e secos por bacia. O Gráfico 7 (a e b) compara os resultados das cargas bacteriológicas do período chuvoso e seco das três sub-bacias.

Conforme os Gráficos 7 (a e b), as maiores cargas bacteriológicas nos períodos chuvosos são, em ordem decrescente, do riacho Maceió, Jacarecanga e, por último, Náutico; do seco, no ano de 2004, segue a mesma ordem. Já em 2005, o riacho Jacarecanga supera o Maceió, permanecendo o Náutico com a menor. As cargas dos períodos chuvosos superam as de tempo seco nos dois anos e em todas as sub-bacias. Comparando-se os anos de 2004 e 2005, este apresenta cargas superiores em ambos os períodos.

Gráfico 7 – Cargas bacteriológica por período sazonal das sub-bacias em 2004 (a) e 2005 (b).



Fonte: elaborados pela autora.

Através do balanço de massa entre os períodos chuvosos e secos (Eq. 9), foi possível estimar a carga difusa total por área das sub-bacias. A Tabela 5 apresenta a estimativa da carga difusa por área (ha) das sub-bacias.

Brites & Gastaldini (2007) encontraram valores de cargas difusas de Coliformes Termotolerantes ($\text{NMP.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$) inferiores, em duas bacias urbanas

($6,5 \times 10^{11}$; $5,4 \times 10^{11}$ e $2,0 \times 10^{10}$, estes dois últimos para diferentes pontos da mesma bacia). Infere-se que tais diferenças sejam em decorrência da urbanização e, por consequência, impermeabilização (35 e 12%) destas bacias (ZEILHOFER *et al.*, 2010), já que as bacias analisadas no presente estudo apresentam maiores valores de impermeabilização (52,31; 48,58 e 39,77%, riacho Jacarecanga, Náutico e riacho Maceió, respectivamente), portanto, são mais urbanizadas.

O gráfico 8 (a e b) apresenta o comparativo entre as cargas difusas por área das três sub-bacias.

Tabela 5 – Estimativa das cargas difusas de *E. coli* diárias e anuais por unidade de área.

Bacia	Área (hectare -ha)	2004		2005	
		Carga difusa (NMP.ha ⁻¹ .dia ⁻¹)	Carga difusa (NMP.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Carga difusa (NMP.ha ⁻¹ .dia ⁻¹)	Carga difusa (NMP.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Riacho Jacarecanga	743,9	$4,70 \cdot 10^{11}$	$1,72 \cdot 10^{14}$	$1,53 \cdot 10^{12}$	$5,60 \cdot 10^{14}$
Náutico	172,0	$3,69 \cdot 10^8$	$1,35 \cdot 10^{11}$	$5,36 \cdot 10^9$	$1,95 \cdot 10^{12}$
Riacho Maceió	2363,8	$2,04 \cdot 10^{11}$	$7,45 \cdot 10^{13}$	$2,321 \cdot 10^{12}$	$8,45 \cdot 10^{14}$

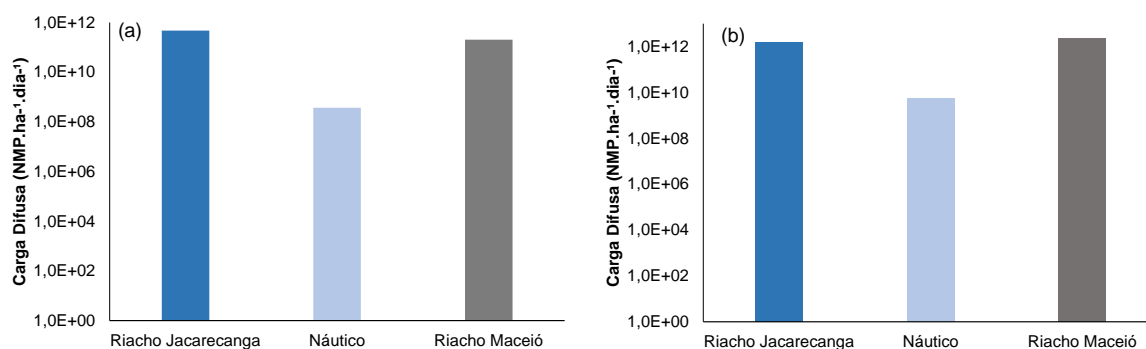
Fonte: elaborada pela autora.

O riacho Jacarecanga apresentou o maior valor de carga difusa por área (CD), seguido do riacho Maceió e Náutico, para o ano de 2004. Em 2005, o riacho Maceió supera o Jacarecanga e, por último, o Náutico. Ressalta-se que, apesar das concentrações apresentarem valores superiores nos períodos secos em 2005 (Gráfico 3), o mesmo não ocorre com as cargas bacteriológicas (Gráficos 4 e 5), possibilitando, desta forma, a estimativa da carga CD por esta metodologia.

Além disso, tais estimativas convergem com os diversos trabalhos que relatam deterioração da qualidade das águas na ótica da balneabilidade exatamente nos períodos chuvosos (CROWTHER *et al.*, 2001; SCHIFF *et al.*, 2003; CARDOSO & HARARI, 2016; TOSIC *et al.*, 2017), inclusive na orla de Fortaleza. Pereira (2012), Pereira *et al.* (2015) e Mesquita, Pereira & Lima Neto (2017) efetuaram modelagem

hidrodinâmica e bacteriológica na zona costeira de Fortaleza, constataram que o riacho Maceió (região Central) e as fontes de poluição da drenagem da zona Oeste, onde se localiza o riacho Jacarecanga, são os principais responsáveis pelo aporte de Coliformes Termotolerantes e *E. coli* à orla. Concluíram ainda que a região mais crítica em termos de balneabilidade é a Oeste.

Gráfico 8 – Cargas difusas (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) das sub-bacia em 2004 (a) e 2005 (b).



Fonte: elaborados pela autora.

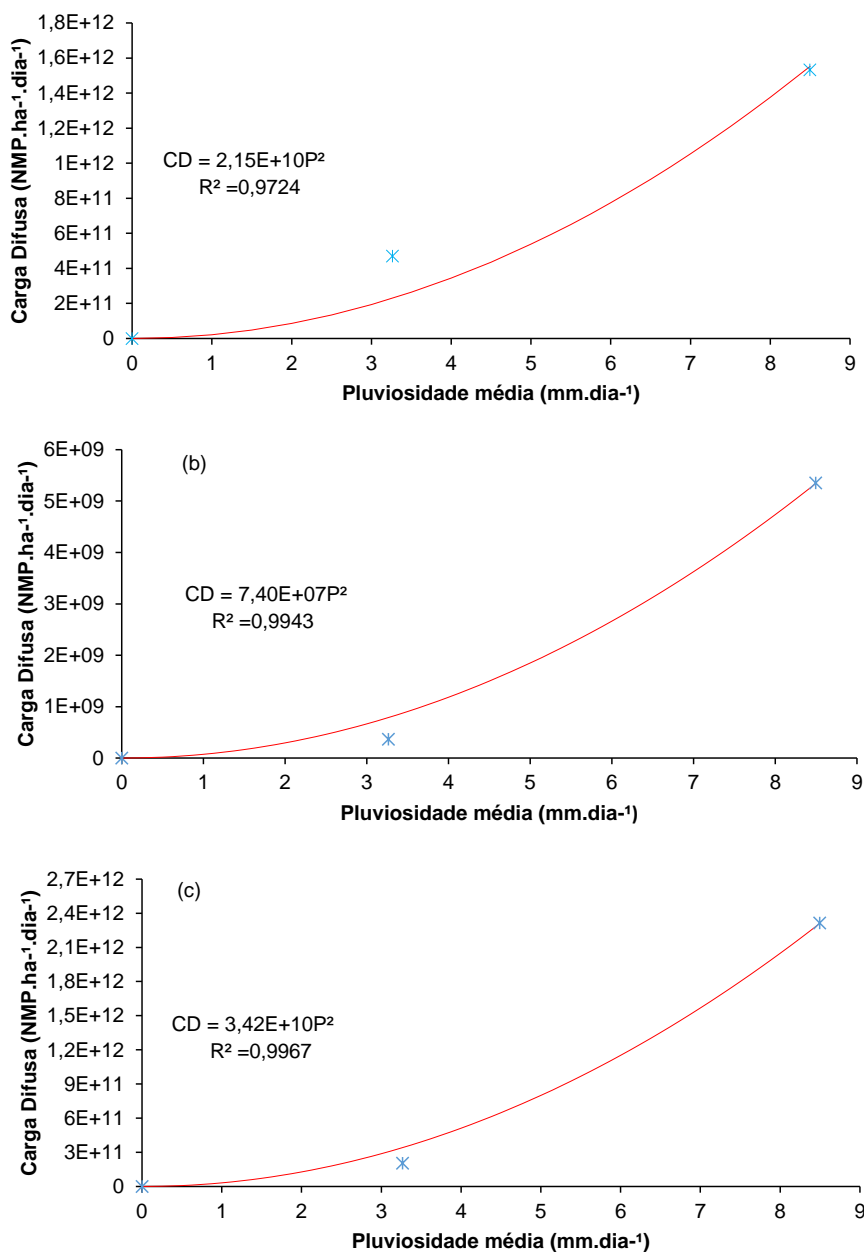
5.4.4. Modelo matemático simplificado

Após uma análise de correlações na tentativa de obtenção de uma função representativa do aporte de poluentes bacteriológicos de origem fecal por bacia, foram ajustadas equações para cada sub-bacia, apresentadas a seguir.

5.4.4.1. Equação da carga difusa

Foi realizada a correlação da carga difusa - CD (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) por bacia com a pluviosidade média (mm.dia⁻¹) dos períodos da medição das concentrações (PIMENTA, 2006). Os dados pluviométricos são da estação do Pici operada pelo INMET. Para o ajuste da equação, partiu-se da premissa física que não havendo precipitação, por consequência, não haverá carga CD carregada pela chuva. Desta forma, foi possível o ajuste de uma equação para sua respectiva sub-bacia utilizando a mesma série de dados pluviométricos para as três sub-bacias estudadas, já que o período das medições de concentração (PIMENTA, 2006), do qual se dispõe, foram também realizadas nas mesmas datas. O Gráfico 9 (a, b e c) apresenta os ajustes supracitados.

Gráfico 9 – Correlação CD (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) vs. Pluviosidade média (mm.dia⁻¹) para o riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c).



Fonte: elaborados pela autora.

Com isso, obteve-se três modelos matemáticos simples, representados por um ajuste de potência de segunda ordem, com os quais é possível estimar a carga difusa (CD) apenas com o valor da pluviosidade média do período (mm.dia⁻¹), conforme Eq. (12).

$$CD = a.P^2 \quad (12)$$

Sendo: a = coeficiente da equação ($\text{NMP} \cdot \text{mm}^{-2} \cdot \text{ha}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e P = Pluviosidade média do período ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Os coeficientes de determinação (R^2) apresentaram valores elevados para todas as sub-bacias: 0,972; 0,994 e 0,997, para o riacho Jacarecanga, Náutico e riacho Maceió, respectivamente. Trabalhos anteriores em sistemas de drenagem urbana também encontraram correlação positiva entre precipitação e aumento da carga poluente (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFANNI, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015).

Já os coeficientes das equações, o maior encontrado foi para o riacho Maceió, seguido do Jacarecanga e Náutico. Ressalta-se que as equações realizam estimativas utilizando valores de médias pluviométricas. Com esta metodologia, pode-se ajustar equações com médias mensais ($\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$) ou diárias ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$). Não se tem a pretensão de avaliar o comportamento das cargas poluentes em um evento específico, mas a média carregada.

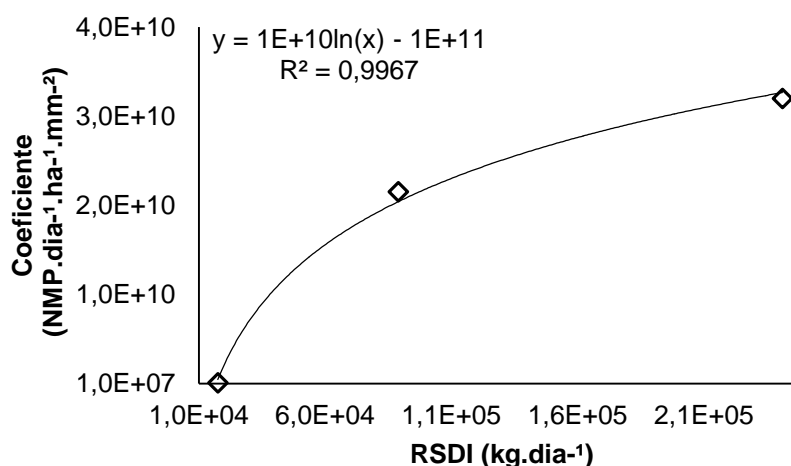
Ressalta-se que o modelo matemático simplificado proposto pode ser uma ferramenta útil e representativa, no caso da região Nordeste, por apresentar chuvas concentradas e intensas (IPECE, 2016), podendo implicar maior carregamento de poluentes (BUTLER & DAVIS, 2004; EGODAWATTA, 2007; TUCCI, 2008; ARORA & REDDY, 2013; LI *et al.*, 2015), além da elevada carga de poluição geralmente presente em bacias urbanas em vista dos hábitos da população (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; SILVA & PORTO, 2015; ARAÚJO, 2016), especialmente em centros adensados, como é o caso de Fortaleza (SILVA, 2003; SILVA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2015; ARAÚJO, 2016).

Regiões com estas características geralmente não apresentam, na análise de eventos pluviométricos específicos, respostas claras em relação ao transporte de poluentes (LI *et al.*, 2015; NAVES *et al.*, 2017), principalmente bacteriológicos (MCCARTHY *et al.*, 2007; HARMEL *et al.*, 2016), o que muitas vezes impossibilita ou torna complexa a construção de gráficos do tipo “polutogramas” (distribuição temporal dos poluentes em relação ao evento chuvoso) (LI *et al.*, 2015; NAVES *et al.*, 2017), sendo análise das médias a alternativa mais viável no presente momento.

5.4.4.2. Equação dos coeficientes

Visando a generalização do modelo, após calculada a carga CD por área das sub-bacias, foi realizada a correlação dos coeficientes das três equações obtidas (Gráfico 9 a, b e c) com os indicadores mencionados, das quais, a que apresentou maior coeficiente de determinação foi com os resíduos sólidos dispostos inadequadamente - RSDI (Eq. 10). Os dados completos utilizados na correlação se encontram no Apêndice D. O Gráfico 10 ilustra o ajuste dos coeficientes ($\text{NMP} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{mm}^{-2}$) com os RSDI ($\text{Kg} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Gráfico 10 – Correlação dos Coeficientes - ($\text{NMP} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{mm}^{-2}$) com resíduos sólidos dispostos inadequadamente - RSDI ($\text{Kg} \cdot \text{dia}^{-1}$).



Fonte: elaborado pela autora.

O melhor ajuste foi uma função logarítmica, com coeficiente de determinação (R^2) de 0,997. Com esta equação, é possível obter um coeficiente para a equação genérica da carga CD (Eq. 12), do tipo potência de segunda ordem, para qualquer sub-bacia pertencente à Vertente Marítima. Alguns trabalhos correlacionaram precipitação e resíduos sólidos carregados em sistemas de drenagem urbana (BRITES & GASTALDINI, 2007; SILVA *et al.*, 2011; SALLES, WOLFF & SILVEIRA, 2012; WOLFF *et al.*, 2016). Entretanto, não foram detectadas pesquisas que sugerissem esta correlação objetivando a estimativa da carga difusa para parâmetros de qualidade da água.

5.4.4.3. Cenários

Os resultados do procedimento aplicado, visando a obtenção das informações necessárias à análise dos cenários pessimista e otimista em 2040, estão expostos a seguir.

5.4.4.3.1. Cargas poluidoras de tempo seco

As Tabelas 6 e 7 apresentam os percentuais de cobertura de rede de esgotamento sanitário adotados para as sub-bacias para o ano de 2017 (IBGE, 2010), com vistas à estimativa das populações não atendidas utilizadas no cálculo das cargas poluidoras de tempo seco - C_s (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹). Bem como, as populações calculadas para os dois cenários analisados no ano de 2040.

Tabela 6 - Estimativa da população não atendida por rede de esgotamento sanitário: cenário sem ampliação da rede em 2040.

Bacia	População (habitantes)		Ausência de rede de esgoto (%)	População não atendida	
	2017	2040		2017	2040
Riacho Jacarecanga	59661,03	67416,96	9,10	5430,04	6135,94
Náutico	13794,46	15587,74	0,99	136,97	154,77
Riacho Maceió	189577,54	214222,63	15,13	28681,34	32409,92

Fonte: elaborada pela autora.

As cargas C_s (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) estimadas para as populações não atendidas dos anos de 2017 e 2040, considerando a não ampliação da rede (2017 e 2040) e com atendimento de 99% (2040), estão apresentadas no Gráfico 11.

O Gráfico 11 mostra que havendo manutenção da cobertura de esgotamento sanitário de 2017 a 2040 (cenário 1), o aumento da carga C_s segue o incremento de 15%, o mesmo observado na taxa de crescimento populacional. Já com o aumento da cobertura para 99% (cenário 2), há uma redução da carga C_s em cerca de 87% e 92% para o riacho Jacarecanga e riacho Maceió, respectivamente; o Náutico apresenta aumento de 15% em 2040 já que em 2017 também possui 99%

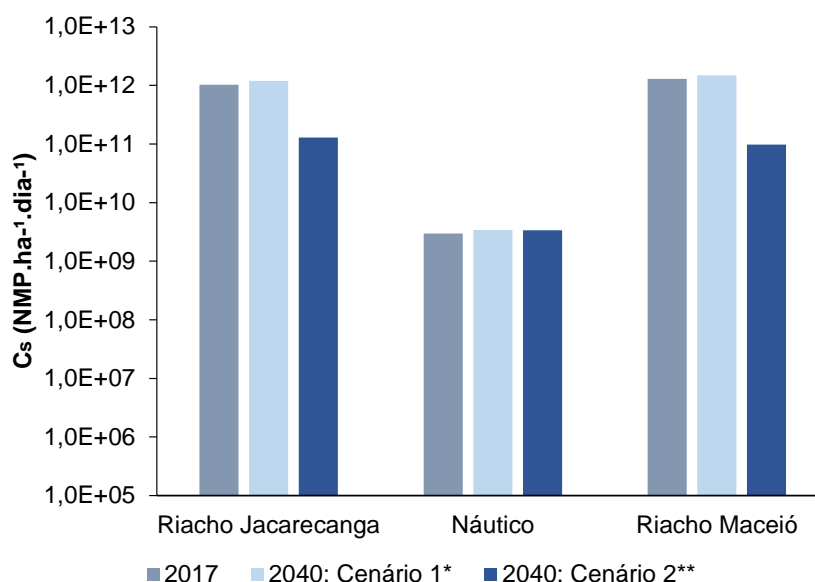
de cobertura (IBGE, 2010), sendo apenas mantido o valor, contudo, com aumento populacional, impactando no aumento da carga C_s .

Tabela 7 - Estimativa da população não atendida por rede de esgotamento sanitário: cenário com cobertura de 99% em 2040.

Bacia	População (habitante)		Ausência de rede de esgoto (%)	População não atendida (habitante)	
	2017	2040		2017	2040
Riacho Jacarecanga	59661,03	67416,96		5430,04	667,43
Náutico	13794,46	15587,74	0,99	136,97	154,32
Riacho Maceió	189577,54	214222,63		28681,34	2120,80

Fonte: elaborada pela autora.

Gráfico 11 – Estimativa da carga bacteriológica de tempo seco (C_s) por sub-bacia para 2017 e 2040 em cenários distintos.



Fonte: elaborado pela autora.

*Cenário 1: Manutenção do % da cobertura da rede de esgotamento sanitário.

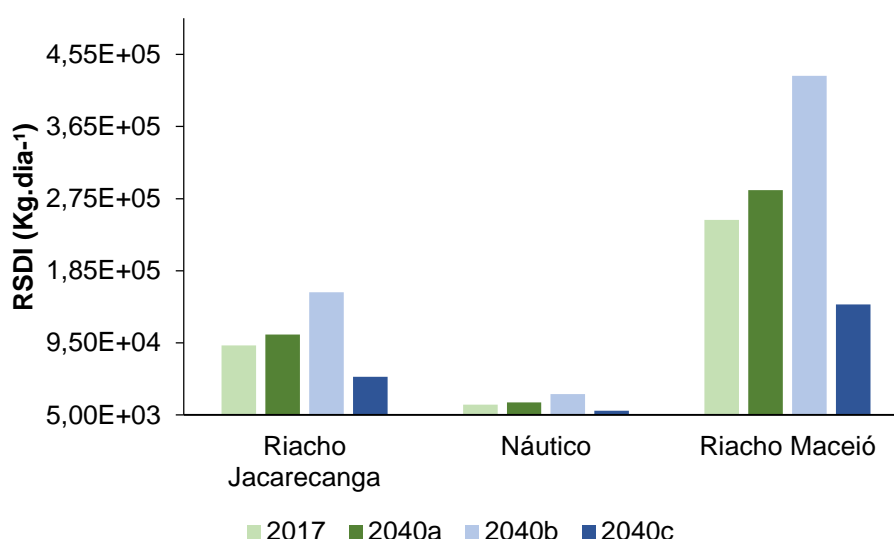
**Cenário 2: 99% de cobertura de rede de esgotamento sanitário.

5.4.4.3.2. Produção de RSDI

A produção de RSDI estimada para as sub-bacias nos anos de 2017 e 2040, considerando os diversos cenários, está ilustrada no Gráfico 12.

O aumento da produção de RSDI para as três sub-bacias seguiu as taxas de crescimento populacionais de 15% (FORTALEZA, 2014) adotadas na estimativa. No Anexo E estão os dados completos utilizados nesta análise. Além disso, foram analisados para 2040, conforme mencionado, os cenários de aumento e diminuição de 50% da produção *per capita* de RSDI, cenários pessimista e otimista, respectivamente.

Gráfico 12 – Produção de resíduos sólidos de dispostos inadequadamente (RSDI) por sub-bacia nos diversos cenários.



Fonte: elaborada pela autora.

a: Estimativa para produção *per capita* de RSDI constante desde 2017.

b: Estimativa para aumento de 50% da produção *per capita* de RSDI (cenário pessimista).

c: Estimativa para redução de 50% da produção *per capita* de RSDI (cenário otimista).

5.4.4.3.3. Obtenção dos coeficientes

Os valores dos coeficientes de cada sub-bacia no cenário considerado de produção *per capita* de RSDI, obtidos através da estimativa da produção total por sub-bacia de RSDI e substituídos na Eq. geral (12), estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Coeficientes das equações por sub-bacia com o *per capita* constante de 2017 a 2040.

Bacia	Coeficientes - a (NMP. ha ⁻¹ .dia ⁻¹ .mm ⁻²)				Comparação em relação a 2017		
	2017	2040 ^a	2040b	2040c	2040a	2040b	2040c
Riacho Jacarecanga	2,08.10 ¹⁰	2,23.10 ¹⁰	2,73.10 ¹⁰	1,38.10 ¹⁰	1,07	1,31	0,66
Náutico	8,45.10 ¹⁰	2,35.10 ⁹	7,33.10 ⁹	-	2,78	8,67	-
Riacho Maceió	3,30.10 ¹⁰	3,45.10 ¹⁰	3,95.10 ¹⁰	2,60.10 ¹⁰	1,05	1,20	0,79

Fonte: elaborada pela autora.

a: Estimativa para produção *per capita* de RSDI constante desde 2017.

b: Cenário pessimista.

c: Cenário otimista.

Conforme a Tabela 8, nos cenários analisados de produção de RSDI, a sub-bacia do Náutico apresentou maior sensibilidade na variação do coeficiente em relação a 2017, aumentando 2,78 e 8,67 vezes em 2040a e 2040b, respectivamente; não foi possível analisar o cenário otimista (2040c), ou seja, a diminuição do coeficiente, tendo em vista que a função gerada possui como valor mínimo os dados desta bacia, resultando, na equação Coeficientes (a) versus RSDI, valores negativos com uma produção de RSDI inferior. A sub-bacia do riacho Jacarecanga apresentou aumento de 1,07 e 1,31 vezes em 2040a e 2040b, respectivamente, e diminuição dos coeficientes de 0,66 vezes em 2040c. Já o riacho Maceió aumentou 1,05 e 1,20 vezes em 2040a e 2040b, respectivamente, e diminuiu em 0,79 vezes em 2040c.

5.4.4.3.4. Simulações

Foram realizadas simulações utilizando as doze equações (Eq. 12) de CD (NMP.ha⁻¹.dia⁻¹) em função da chuva – P (mm.dia⁻¹), por meio dos coeficientes obtidos nos cenários pessimistas e otimistas de produção de RSDI.

O presente trabalho aplicou as mesmas considerando dois cenários de chuvas médias: chuvas normais (mm.dia⁻¹) e chuvas máximas mensais (mm.dia⁻¹). Para as primeiras, foram consideradas a distribuição de todos os meses do ano (janeiro a dezembro), sendo utilizadas as Normais Climatológicas do Brasil 1961 - 1990 do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2009). Já as chuvas máximas mensais são de uma série histórica de 98 anos da estação pluviométrica do Pici operada pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME obtida do banco de dados hidrológicos (*Hidroweb*) da Agência Nacional de Águas -

ANA. Foi utilizada a maior chuva mensal registrada do referido período e calculada a média diária.

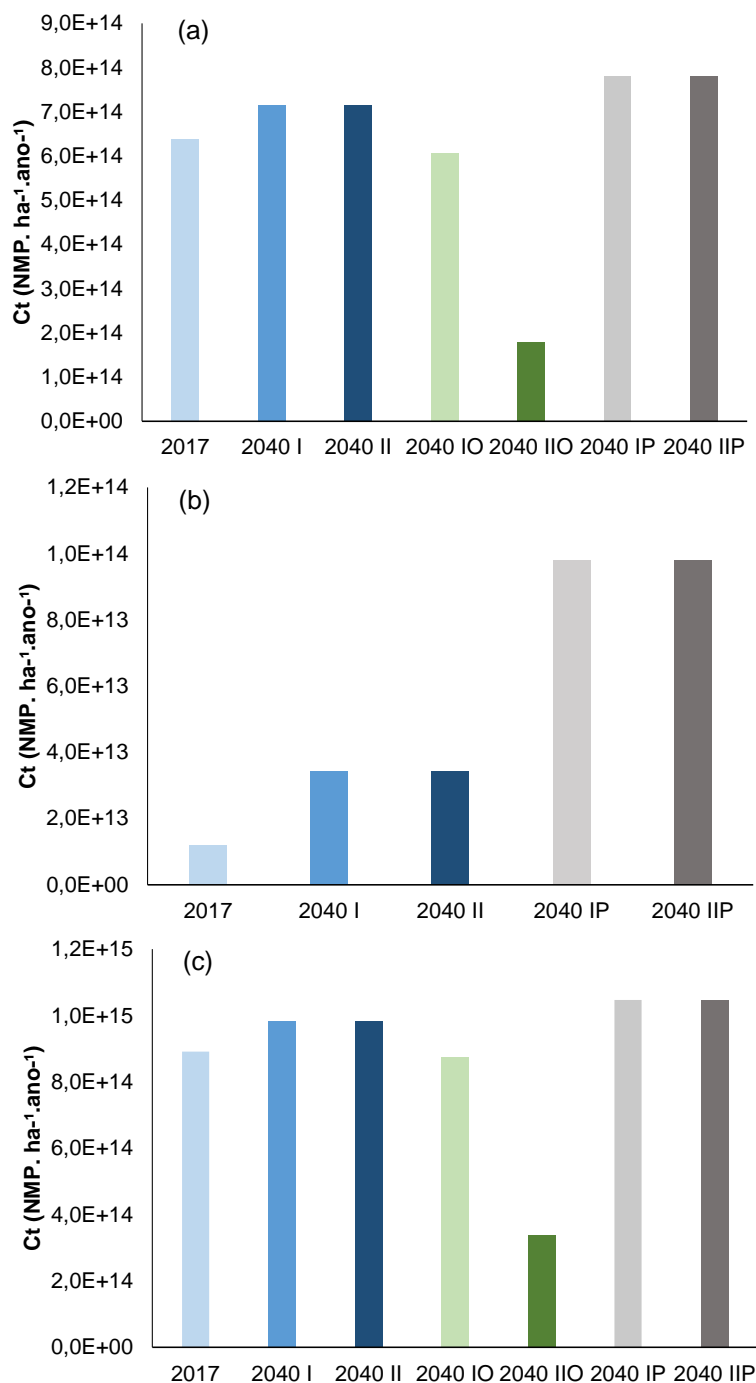
As chuvas normais possibilitam a avaliação das situações típicas, ou seja, de ocorrência corriqueira. Já a média da chuva máxima mensal, a quantificação das cargas médias em meses atípicos. O Gráfico 13 (a, b e c) compara os cenários analisados da carga C_t nas três sub-bacias para as precipitações normais.

Conforme as simulações mensais nos cenários normais, a lixiviação das cargas CD segue a tendência da precipitação média da região, portanto, apresenta maior valor no mês de abril (da ordem de 10^{11} e 10^{12} NMP.ha⁻¹.dia⁻¹) e menores nos meses de outubro e novembro (10^8 e 10^9 NMP.ha⁻¹.dia⁻¹, para o Náutico e riachos, respectivamente).

Em relação à carga C_t das chuvas normais, apresentou ordem de grandeza de 10^{13} NMP.ha⁻¹.ano⁻¹ (Náutico) e 10^{14} NMP.ha⁻¹.ano⁻¹ (riachos) em todos os cenários de cobertura de esgotamento sanitário, bem como aumento e diminuição de RSDI, mostrando que o modelo é pouco sensível em relação a estas variáveis. Apenas o riacho Maceió aumenta para 10^{15} NMP.ha⁻¹.ano⁻¹ no cenário pessimista. A Tabela 9 apresenta variação das cargas C_t em relação a 2017, com a mudança das variáveis do modelo.

As variações nos cenários no ano de 2040 em relação a 2017 foram pouco expressivas para riachos, mostrando que existe uma tendência à saturação do meio em relação à carga C_t , exceto no cenário aumento da cobertura/otimista, diminuindo para 0,28 e 0,38 vezes do valor inicial no riacho Jacarecanga e Maceió, respectivamente. O Náutico não se mostrou sensível em relação à variação da cobertura da rede, já que em 2017 possui cobertura elevada (99%), no entanto apresenta acentuada variação de aumento de carga C_t em 2040 (2,86) e no pessimista (8,23); não foi possível analisar o cenário otimista para o Náutico, pois a curva de correlação foi construída tendo como valor mínimo os dados desta sub-bacia. Já o Gráfico 14 (a, b e c) compara os cenários para a precipitação máxima.

Gráfico 13 – Comparação entre os cenários de aporte de carga bacteriológica total (C_t) do riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió (c) para as precipitações normais.



Fonte: elaborado pela autora.

Em que:

I: Sem aumento da cobertura da rede de esgotamento sanitário

II: Com aumento da cobertura da rede de esgotamento sanitário

O: Otimista

P: Pessimista

Tabela 9 – Variação das cargas bacteriológicas totais (C_t) em relação a 2017 nos cenários analisados em 2040 para precipitação normal.

Cenários	Riacho Jacarecanga		Náutico		Riacho Maceió	
	S.A.R*	C.A.R**	S.A.R	C.A.R	S.A.R	C.A.R
2017/2040	1,12	0,53	2,86	2,86	1,10	0,54
2017/Pessimista 2040	1,22	0,63	8,23	8,23	1,18	0,61
2017/Otimista 2040	0,95	0,28	-	-	0,98	0,38

Fonte: elaborada pela autora.

*S.A.R: Sem ampliação da rede

**C.A.R: Com ampliação da rede

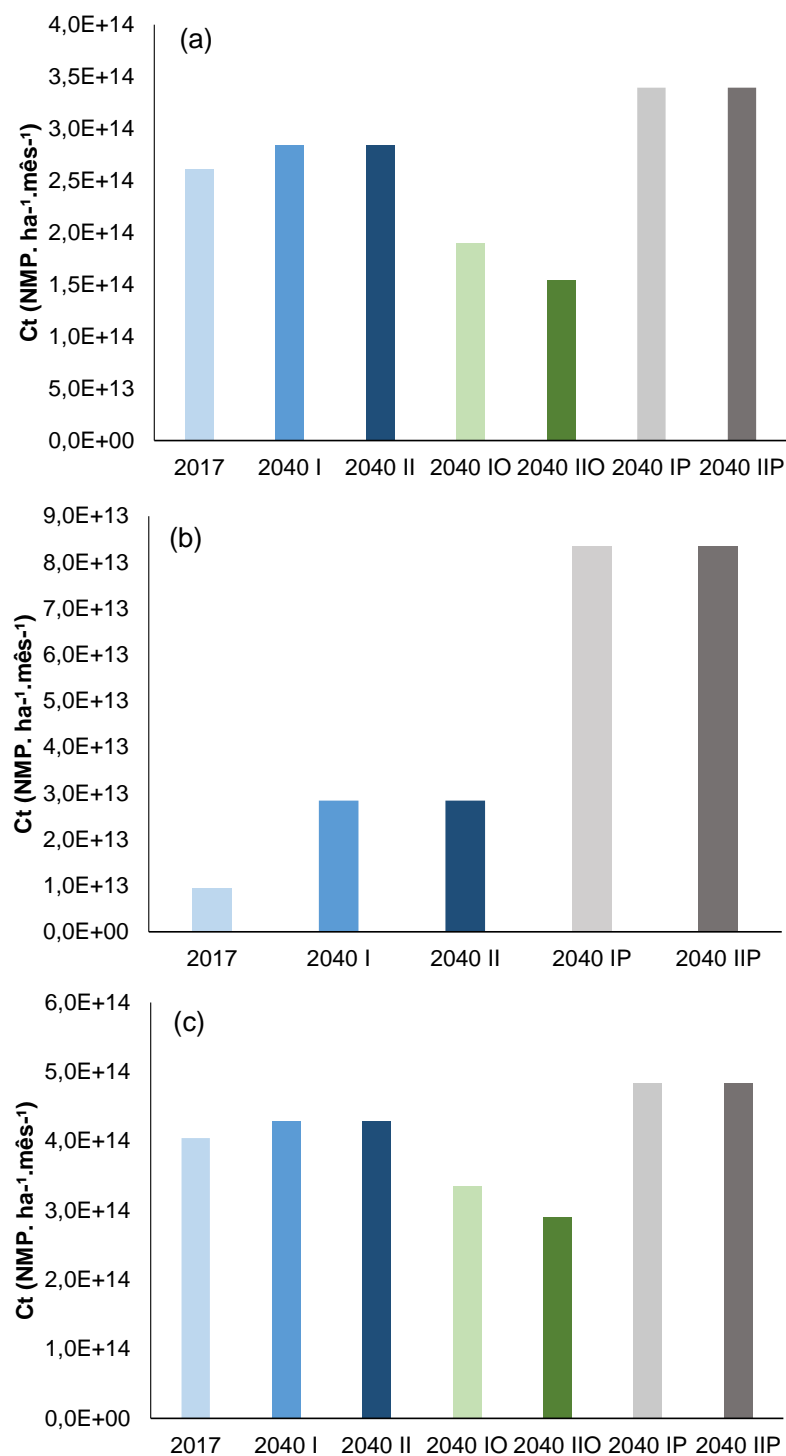
A precipitação máxima apresentou comportamento semelhante à precipitação normal, com respostas em relação à cobertura de rede de esgotamento somente para o cenário otimista (riachos), diminuindo a produção da carga C_t com a ampliação da cobertura. Os demais cenários, comparados a 2017, somente mostraram variações acentuadas na sub-bacia do Náutico, com aumento de 3,01 vezes em 2040 com o *per capita* de produção de RSDI mantido constante e 8,85 vezes no cenário pessimista.

A Tabela 10 detalha a comparação dos cenários para a precipitação máxima em 2040 em comparação a 2017. Ressalta-se que a comparação 2017/2040 otimista são valores de diminuição da carga C_t .

Comparando-se o aumento do aporte mensal da carga C_t nos cenários de precipitação máxima com o mês de maior média pluviométrica de precipitação normal, ou seja, o mês de abril, obteve-se um aumento de aproximadamente duas vezes para as três sub-bacias. A Tabela 11 apresenta a proporção de aumento da carga C_t com a precipitação máxima em relação ao mês de abril (precipitação normal).

Conforme o modelo, nas situações de precipitações extremas, há aumento do aporte de poluentes à orla, constatando o impacto do aumento da precipitação não somente em termos quantitativos, mas também qualitativos.

Gráfico 14 – Comparação entre os cenários de aporte de carga bacteriológica total (C_t) do riacho Jacarecanga (a), Náutico (b) e riacho Maceió para a precipitação máxima.



Fonte: elaborado pela autora.

Tabela 10 - Variação das cargas bacteriológicas totais (C_t) em relação a 2017 nos cenários analisados para precipitação máxima.

Cenários	Riacho Jacarecanga		Náutico (FP 18)		Riacho Maceió	
	Sem ampliação da rede	Com ampliação da rede	Sem ampliação da rede	Com ampliação da rede	Sem ampliação da rede	Com ampliação da rede
2017/2040	1,09	0,97	3,01	3,01	1,06	0,96
2017/Pessimista 2040	1,30	1,18	8,85	8,85	1,20	1,09
2017/Otimista 2040	0,73	0,59	-	-	0,83	0,72

Fonte: elaborada pela autora.

Ressalta-se que as comparações nos cenários das chuvas normais são para cargas anuais; já para a chuva máxima, mensal (comparando-se a máxima histórica da série de dados com o mês de abril normal). A análise destes cenários permite inferir que a carga bacteriológica difusa é influenciada diretamente pela chuva e por diversas fontes de poluição presentes nas bacias, mostrando que os RSDI se constituem apenas um indicador, mas não o principal contribuinte direto a sua produção, em vista da baixa sensibilidade da carga CD observada através da variação da produção dos RSDI, apesar da alta correlação entre estas variáveis. No Gráfico 10, por exemplo, mesmo que a produção de RSDI tendesse a zero, ainda haveria carga CD, com coeficientes da ordem de $10^7 \text{NMP. ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{mm}^{-2}$.

Tabela 11 - Proporção de aumento da carga bacteriológica total (C_t) no cenário de precipitação máxima histórica em relação ao mês de máxima precipitação normal (abril).

SUB-BACIA	Riacho Jacarecanga	Náutico	Riacho Maceió
PROPORÇÃO DE AUMENTO	2,20	2,58	2,26

Fonte: elaborada pela autora.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho realizou a modelagem hidrológica-hidráulica e propôs um modelo matemático simplificado para a estimativa da carga bacteriológica média ($\text{NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) do sistema de drenagem urbana da bacia Vertente Marítima de Fortaleza, através de uma série de correlações com variáveis hidroambientais. Por intermédio desta pesquisa, conclui-se que:

- O SWMM, modelo computacional selecionado, mostrou-se efetivo para a realização das simulações hidrológicas e hidráulicas, apresentando desvio-padrão em sua maioria inferiores a 20% e coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe de 0,93;
- A ferramenta de quantificação de carga difusa ($\text{NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$), desenvolvida no presente trabalho permite a alimentação do SWMM no item de Acúmulo Inicial (*Inicial Build up*) de poluentes sobre as sub-bacias ($\text{NMP}\cdot\text{ha}^{-1}$), o que possibilitaria as simulações incluindo a qualidade da água no modelo computacional;
- As campanhas de campo realizadas no riacho Maceió possibilitaram o levantamento dos aspectos geométricos para a alimentação do SWMM e coleta de amostras de água, além da constatação de inúmeras ligações diretas de efluentes domésticos e resíduos sólidos ao longo do mesmo;
- As concentrações de *E. coli* apresentam um padrão de aumento com a distância, mostrando que há um incremento da carga bacteriológica com efeito cumulativo, possivelmente em decorrência das ligações diretas de efluentes sanitários ao longo curso d' água e carreamento da superfície da sub-bacia nos eventos chuvosos;
- Dentre as sub-bacias analisadas, o riacho Maceió (região Central) e o riacho Jacarecanga (região Oeste) são os maiores responsáveis pelo aporte de *E. coli*, possuindo contribuições equivalentes, por último, a galeria do Náutico (Central);
- As concentrações de *E. coli* por período sazonal não possuem um padrão definido. Entretanto, o chuvoso é responsável por maior aporte de carga bacteriológica à orla, fato que explica o não atendimento aos

padrões de balneabilidade predominantemente neste período e, portanto, que a carga difusa é a principal responsável pela poluição fecal;

- Dentre os cenários analisados, o cenário otimista/aumento da cobertura de rede foi o que apresentou resposta significativa em relação à variação das cargas poluentes nos riachos, neste caso, diminuição, mostrando que o aumento da cobertura da rede de esgotamento aliado à redução dos resíduos sólidos dispostos inadequadamente - RSDI, diminui consideravelmente o aporte poluentes;
- Os cenários pessimistas apresentaram pequenas variações nos riachos, mostrando que existe uma tendência à saturação do meio em relação à carga bacteriológica total (C_t), no caso da utilização da função ajustada neste trabalho ($a \times \text{RSDI}$). Somente a sub-bacia do Náutico apresentou aumento considerável neste cenário;
- As precipitações máximas potencializam o aporte de poluentes cerca de duas vezes em relação às normais;
- Os cenários mostraram que os RSDI são apenas um indicador da produção de carga difusa (CD) e não o principal contribuinte direto, sendo estas possivelmente em decorrência de diversas outras fontes de poluição presentes nas bacias hidrográficas.

No que tange aos aspectos sanitários de produção de RSDI, a equação obtida mostrou-se representativa para a generalização do modelo às demais sub-bacias, com uma forte correlação entre os coeficientes das equações (a) e RSDI (Kg.dia^{-1}), atestando que esta variável oferece um suporte informativo das condições de manutenção das vias e, por consequência, da produção e carreamento de poluentes, notadamente os de origem fecal.

Diante da incerteza na estimativa da carga lixiviada de poluentes microbiológicos em eventos chuvosos, esta metodologia se mostrou adequada à região, considerando suas características hidrológicas de chuvas intensas e concentradas temporal e espacialmente, visto que normalmente não há um padrão bem definido de transporte de poluentes nestes casos.

6.1. Recomendações

- Aplicar e validar o modelo simplificado em outras áreas de estudo;
- Correlacionar outros parâmetros de qualidade da água, como nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos, aos indicadores de contaminação fecal, com vistas à compreensão apurada da origem destes últimos, bem como para a geração de equações de correlação entre poluentes que possibilitem alimentar o modelo computacional SWMM no item Acúmulo Inicial (*Inicial Build up*);
- Aplicar o modelo utilizando dados de campo (vazão e qualidade da água) com maior frequência de medição;
- Estudar a relação entre resíduos sólidos e a poluição fecal em águas pluviais;
- Empregar a metodologia do presente trabalho utilizando outros parâmetros de qualidade das águas, visando suas previsões;
- Caracterizar os resíduos sólidos no sistema de drenagem pluvial de Fortaleza;
- Acoplar o modelo de simulação do sistema de drenagem ao de hidrodinâmica costeira, objetivando o fornecimento de uma ferramenta computacional robusta de previsão do impacto das chuvas sobre a balneabilidade das praias de Fortaleza, CE.

REFERÊNCIAS

- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. ed. Washington, USA: American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environmental Federation, 2005.
- ARAÚJO, Germário Marcos. **Análise e modelagem integrada de um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE**. 2016, 218p. Tese (Doutorado), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2016.
- ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, A. The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 1 - The quantities involved and catchment litter management options. **Water SA**, v. 26, n. 02, p. 181-187, abr, 2000.
- ARORA, A. S.; REDDY, A. S. Multivariate analysis for assessing for the quality of stormwater from different Urban surfaces of the Patiala city, Punjad (India). **Urban Water Journal**, v. 10, n. 6, p. 422-433, 2013.
- BARNARD, T. N.; KUCH, A. W.; THOMPSON, G. R.; MUDALIAR, S.; PHILLIPS, B. C. Evolution of an Integratead 1D/2D Modeling Package for Urban Drainage. In: JAMES, Willian *et al.* (Comp). **Contemporary Modeling of Urban Water System**, Guelph, On Canada: Computational Hydraulics International, 2007. Cap. 18, p. 343-365.
- BATISTA, S. S.; HARARI, J. Modelagem da dispersão de termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 17, p. 403-414, 2017.
- BEDRI, Z.; CORKERY, A.; O' SULLIVAN, J. J.; ALVAREZ, M. X.; ERICHSEN, A. C.; DEERING, L. A.; DEMETER, K.; O' HARE, G. M. P.; MEIJER, W. G.; MASTERSON, B. An integrated catchment-coastal modelling system for real-time water quality forecasts. **Environmental Modelling & Software**, p. 1 -19, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.02.006>.
- BENEDITO, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, L. T. L.; SPENCER, L.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 2. ed. 2005.
- BIDONE, F. Microdrenagem. *In*: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. B. (Org.). **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1995, Cap. 3, p. 77-91.
- BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial [da] república Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 03 ago. 2010.
- BRASIL. **Resolução nº 274, de 29 de novembro 2000**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2000.

BRITES, A. P.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, p. 211-221, out/dez, 2007.

BUTLER, David; DAVIES, John W. **Urban Drainage**. 2nd. ed. London and New York: Spon Press - Taylor & Francis Group, 2004, 566p.

CAGECE. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Modelagem da Qualidade das Águas Costeiras de Fortaleza para a Seleção de Alternativas de Despoluição**. Fortaleza: CAGECE, Junho, 2016, 55p.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Básico Municipal**. Fortaleza, 2016. Disponível em: <http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2016/Fortaleza.pdf> Acesso em: 09/10/2017.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Série de Relatórios de Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2017.

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, Inc. 1997, 844p.

CIWEM. Chartered Institution of Water and Environmental Management. **Integrated Urban Drainage Modelling Guide**. 1. ed. 2009, 61p. Disponível em: <<http://www.ciwem.org/wp-content/uploads/2016/05/Integrated-Urban-Drainage-Modelling-Guide>>. Acesso em 20/01/2017.

COELHO, F. R.; SANTOS, A. R.; CORTEZ, F. S.; PUSCEDDU, F. H.; TOMA, W.; GUIMARÃES, L. P. Caracterização microbiológica das águas dos canais de drenagem urbana de Santos (São Paulo, Brasil) em períodos de alta e baixa pluviosidade. **UNISANTA BioScience**, v. 3, n. 1, p. 21-26, 2014.

CIRM. Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. **Plano de ação Federal da zona costeira do Brasil**. Brasília: CIRM/ GI-GERCO. 2011. 23p.

CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, M. D. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the Fylde coast, UK. **Water Research**, v. 35, n. 17, p. 4029–38, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401001233>>. Acesso em: 29/08/2017.

DSD. Drainage Service Department. **Stormwater Drainage Manual: Planning, Design and Management**. 4th. ed. Government of the Hong Kong: Special Administrative Region, May. 2013, 172p . Disponível em: <http://www.dsd.gov.hk/EN/Files/Technical_Manual/technical_manuals/Stormwater_Drainage_Manual_Eurocodes.pdf>. Acesso em: 19/01/2017.

EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surface using simulated rainfall. **Water Research**, v. 41, p. 3025-3031, 2007.

FORTALEZA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Fortaleza, estado do Ceará – Relatório IV**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/ Autarquia de Regulação, Fiscalização e Serviços de Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental (ACFOR), nov., 2012.

FORTALEZA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, jul. 2014.

FORTALEZA. **Drenagem e manejo de Águas Pluviais Urbanas do Município de Fortaleza**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, jul. 2015a.

FORTALEZA. **Plano de Desenvolvimento Econômico e Social - Fortaleza 2040 – Anexo III – Resíduos Sólidos**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Instituto de Planejamento de Fortaleza – INPLANFOR/Fundação Cearense de Pesquisa e Cultura - IPCC, ago. 2015b.

FORTALEZA. Secretaria Municipal das Finanças. **Fortaleza em Mapas**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Instituto de Planejamento de Fortaleza – INPLANFOR, ago. 2015c. Disponível em: < <http://mapas.fortaleza.ce.gov.br/#/>>.

FOX, Robert W.; MCDONALD, Alan T. **Introdução à Mecânica dos Fluidos**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara dois S.A. 2. ed., 1981, 562p.

HARMEL, R. D.; HATHAWAY, J. M.; WAGNER, K. L.; WOLFE, J. E.; KARTHIKEYAN, R.; FRANCECONI, W. MCCARTHY, D. T. Uncertainty in monitoring *E. coli* concentration in streams and stormwater runoff. **Journal of Hydrology**, v. 534, p. 524-533, 2016.

HUANG, G.; FALCONER, R. A.; LIN, B. Integrated River and Coastal Flow, Sediment and *Escherichia coli* Modelling for Bathing Water Quality. **Water**, v.7, n. 9, p. 4752-4777, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas Geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Ministério da defesa/Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 176p. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>. Acesso em: 10/05/2017.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990**. Organizadores: RAMOS, Andrea Malheiros; SANTOS, Luiz André Rodrigues dos; FORTES, Lauro Tadeu Guimarães. Brasília-DF: INMET, 2009.

IRVINI, K.; ROSSI, M. C.; VERMETTE, S.; BAKERT, J.; KLEINFELDER, K. Illicit discharge detection and elimination: Low costs for identification and trackdown in stormwater systems. **Urban Water Journal**, v.8, n. 9, p. 379-395, 2011.

- LAMPARELLI, C. C. Desafios para o Licenciamento e Monitoramento Ambiental de Emissários: a Experiência de São Paulo. In: C. C. Lamparelli; J. P. Ortiz (Eds.). **Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento**. p.11–24, 2006. São Paulo: CETESB -Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 13/05/2017.
- LI-QING, L.; CHENG-QING, Y.; QING-CI, H.; LING-LI, K. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 3, p. 295–299, 2007.
- LI, D.; WAN, J.; MA, Y.; WANG, Y.; HUANG, M.; CHEN, Y. Stormwater Runoff Pollutant Loading Distribution and their Correlation with Rainfall and Catchment Characteristics in a Rapidly Industrialized City. **Plos One**, p. 01-17, Mach, 2015.
- MARAIS, M.; ARMITAGE, N. The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 2 – Strategies for reducing the litter in the stormwater drainage systems. **Water SA**, v. 30, n. 4, p. Oct, 2004.
- MARCHIS, M. DE; FRENI, G.; NAPOLI, E. Modelling of E. coli distribution in coastal areas subjected to combined sewer overflows. **Water Science & Technology**, v. 68, n. 5, p. 1123-1136, 2013.
- MARTINS, R. L. Obras de Macrodrenagem. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. B. (Org.). **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1995, Cap. 5, p. 167-200.
- MEIERDIERCKS, K. L., SMITH, J. A., BAECK, M. L., MILLER, A. J. Analyses of urban drainage network structure and its impact on hydrologic response. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 05, p. 932-943, oct. 2010.
- MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem matemática da qualidade da água integrando drenagem urbana e hidrodinâmica costeira. In: Anais do CONGRESSO ABES/FENASAN 2017, São Paulo, 2017.
- MOTA, Suetônio. **Urbanização e Meio Ambiente**. 4. ed. Atualizada e revisada. Rio de Janeiro; Fortaleza: ABES, 2011.
- MCCARTHY, D. T.; MITCHELL, V. G.; DELETIC, A.; DIAPER, C. *Escherichia coli* in urban stormwater: explaining their variability. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 11, p. 27-37, 2007.
- NAVES, J. JIKIA, Z.; ANTA, J.; PUERTAS, J.; SUÁREZ, J.; REGUEIRO-PICALLO, M. Experimental study of pollutant washoff on a full scale-street physical model. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 5, p. 1-9, 2017. DOI: 10.2166/wst.2017.345.
- NEVES, M. G. F. P; TUCCI, C. E. M. Composição de resíduos de varrição e resíduos carreados pela rede de drenagem, em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 331-336, out/dez, 2011.

O'NEILL, S.; ADHIKARI, A.R.; GAUTAM, M.R.; ACHARYA, K. Bacterial contamination due to point and nonpoint source pollution in a rapidly growing urban center in an arid region. **Urban Water Journal**, v. 10, n. 06, p. 411–421, 2013.

PEREIRA, S. P. **Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (Nordeste do Brasil)**. 2012. 174 p. Tese (Doutorado), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2012.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C. A. F.; SOUZA, R. O.; VIEIRA, R. H. S. F. Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil). **Water Science & Technology**, v. 72, n. 6, p. 928-936, 2015.

PIMENTA, M. G. R. **Determinação de contaminação por coliformes termotolerantes, fósforo e metais traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimentos de galerias pluviais**. 2006. Dissertação (Mestrado), Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará – UFC, 2006.

PINTO, N. S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia básica**. São Paulo: Edgar Blucher, 1976.

PORTO, R. L. Escoamento Superficial Direto. *In*: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. B. (Org.). **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1995, Cap. 4, p. 107-162.

RAI, P.K.; CHAHAR, B. R.; DHANYA, C. T. Gis-Based for SWMM model for simulation the catchment response to flood events. **Hydrology Research**, v. 48, n. 5, p. 1-11, 2016.

RHEE, H. P. YOON, C. G.; LEE, S. J.; CHOI, J. H.; SON, Y. K. Analysis of Nonpoint Source Pollution Runoff from Urban Land Uses in South Korea. **Environmental Engineering Research**, v. 17, n. 1, p. 47-56, 2012.
<http://dx.doi.org/10.4491/eer.2012.17.1.047>

RJEILY, A.; ABBAS, O.; SADEK, M.; SHAHROUR, I.; CHEHADE, F. H. Flood forecasting within urban drainage systems using NARX neural network. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 7, p. 1-12, 2017.

ROSMAN, P. C. C. Referência Técnica do SisBaHiA. 2011. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>>. Acesso em: 08/12/2016.

ROSSMAN, L. A. Storm Water Management Model – User Manual Version 5.1. Environmental Protection Agency (EPA): Office of Research and Development. EPA-600/R-14/413b. Revisado em Setembro de 2015.

SALLES, A.; WOLFF, D.B.; SILVEIRA, G.L. Solid wastes drained in an urban river sub-basin. **Urban Water Journal**, v. 9, n. 1, p. 21–28, February, 2012.

SCHIFF, K. C.; MORTON, J.; WEISBERG, S. B. Retrospective evaluation of shoreline water quality along Santa Monica Bay beaches. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 1-2, p. 245–53, 2003.

SIDHU, J. P. S. AHMED, W.; GERNJAK, W.; ARYAL, R.; MCCARTHY, D.; PARMER, A.; KOLOTELO, T.; TOZE, S. Sewage pollution in urban runoff as evident from widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers. **Science of the Total Environment**, v. 463-464, p. 488-496, oct. 2013.

SILVA, A. C.; PINHEIRO, L. S.; MAIA, L. P.; MORAIS, J. O; PINHEIRO, L. Estudo Hidrodinâmico, Climático e Bacteriológico Associado às Fontes Pontuais de Poluição ao Longo do Litoral de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 73-82, Abr/Jun. 2009.

SILVA, A. S. DA; SILVEIRA, S. L. DA; WOLFF, D. B.; CRUZ, J. C. Captura de Resíduos Sólidos Drenados em uma Bacia Hidrográfica Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, p. 149-155, out/dez, 2011.

SILVA, J. C. A. DA; PORTO, M. F. A. Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e Difusas. Córrego Ibiraporã, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 20, n. 1, p. 82 – 90, jan./mar., 2015.

SILVA, Paulo Roberto Ferreira Gomes da. **Indicadores Ambientais do complexo hídrico Papicu/Maceió, Fortaleza, CE**. 2003. 98p. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal do Ceará, 2003.

TANDLER. Kanal++®, Version 8.1.63. Copyright 1995 tandler.com GmbH / Pecher Software GmbH, 2006.

TANDLER. Kanal++®, Tutorial Manual – Example - 1. Copyright 1995 tandler.com GmbH / Pecher Software GmbH, 2016.

THÉRIAULT, A.; DUCHESNE, S. Quantifying the Fecal Coliform Loads in Urban Watersheds by Hydrologic/Hydraulic Modeling: Case Study of the Beauport River Watershed in Quebec. **Water**, v.7, n. 2, p. 615-633, 2015.

TOSIC, M. RESTREPO, J. D.; IZQUIERDO, A.; LONIN, S. MARTINS, F.; ESCOBAR, R. An integrated approach for the assessment of land - based pollution in the coastal zone. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 01-31, 2017.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia Ciência e Aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2004, 943p.

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

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. B. (Org.). **Drenagem Urbana**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 1995, 428p.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da Drenagem Urbana**. Brasília: CEPAL. Escritório no Brasil/IPEA, 2012, 50p. Disponível em: < <http://www.cepal.org/Brasil>>. Acesso em 18/01/2017.

VIEIRA, R. H. S. F.; MENEZES, F. G. R.; COSTA, R. A. MARIS, R. V.; ABREU, I. M.; FONTENELES-FILHO, A. A.; SOUSA, O. V. Galerias pluviais como fonte de poluição de origem fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. **Arq. Ciên. Mar.**, v. 44, n. 2, p.5 – 12, 2011.

VIEIRA, R. H. S. F.; CATTER, K. M.; SAMPAIO, S. S.; RODRIGUES, D. P.; THEOPHILO, G. N. D.; FONTENELES-FILHO, A. A. The stormwater drain system as a pollution vector of the seashore in Fortaleza (Ceará state, Brazil). **Brazilian Journal of Microbiology**, 33: p. 294-298, 2002.

VON SPERLING, M. **Estudos de Modelagem da Qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2007, 588p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452p.

WARSTA, L.; NIEMI, T. J.; TAKA, M.; KREBS, G.; HAAHTI, K. KOIVUSALO, H.; KOKKONEN, T. Development and application of an automated subcatchment generator for SWMM using open data. **Urban Water Journal**, v. 14, n. 9, 2017.

WOLFF, D. B.; GONÇALVES, I. H.; GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. M. DE. Resíduos Sólidos no Sistema de Drenagem Urbana no município de Santa Maria (RS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 151-158, jan/mar, 2016.

YANG, S. H.; HARARI, J. Modeling Extreme Conditions of Sewage Plumes in Central – South Coastal Region of São Paulo State – Brazil. **Revista DAE**, n. 204, p. 73-80, oct. 2016.

YASDANFAR, Z.; SHARMA, A. Urban drainage system planning and design - challenges with climate changes and urbanization: a review. **Water Science & Technology**, v. 72, n. 2, p. 165-179, 2015.

YU, H.; HUANG, G.; WU, C. Application to Stormwater Management Model to a piedmont city: a case study of Jinan City, China. **Water Science & Technology**, v. 70, n. 5, p. 858-864, 2014. Disponível em: < <http://wst.iwaponline.com/content/70/5/858>>. Acesso em: 13/09/2017.

ZAFFANI, A. G. **Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: Diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas em São Carlos, SP**. 2012. 174f. Dissertação (Mestrado em Ciências-Engenharia Hidráulica e Saneamento), Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R.; LIMA, G. A. R. Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Mato Gosso State, central Brazil. **Urban Water Journal**, v. 7, n. 3, p. 173-186, June, 2010.

ANEXOS

ANEXO A – PRODUÇÃO *PER CAPITA* DE RESÍDUOS SÓLIDOS DISPOSTOS INADEQUADAMENTE (RSDI)* POR REGIONAL.



Per capita de RPU – 2014			
SER's	RPU (ton.)	Pop. 2014 (hab.)	Kg/hab.*dia
SER I	168.338,57	358.691	1,29
SER II	169.059,15	352.940	1,31
SER III	129.986,13	378.879	0,94
SER IV	100.996,56	290.380	0,95
SER V	210.452,70	574.985	1,00
SER VI	371.988,95	586.053	1,74
SERCEFOR*	29.899,09	29.964	2,73
TOTAL	1.180.721,15	2.571.892	1,26



Fonte: Fortaleza (2015b).



*Denominado em Fortaleza (2015b) Resíduos Público Urbano (RPU).



APÊNDICE



APÊNDICE A – LEVANTAMENTO DE CAMPO DA GEOMETRIA E MATERIAL DO RIACHO MACEIÓ – PAPICU EM MARCO DE 2017.

Dia	Trecho	Coordenadas (UTM)	Material	Forma geométrica	Dimensões - Largura x Altura (m)	Observações	Imagem
16	1	9588442,01S 557306,27E	Gabião	Retangular	14x1,5	Presença de resíduos sólidos e poço de visita da rede de esgoto extravasando na avenida Beira Mar.	
	2	9588390,31S 557439,16E	Gabião	Retangular	7,5x1,2	Medição realizada abaixo de uma das pontes de travessia de pedestres sobre a praça.	

	3	9588194,29S 557497,79E	Natural (areia)	Irregular	13xH	Largura aproximada. Não havia altura de referência. Ponto (P1) escolhido para a coleta da amostra de água.	
23	4	9588072,2S 557590,55E	Natural (areia)	Irregular	7,31x1,6	Largura e altura de referência para a medição de uma das pontes de travessia de pedestres e veículos. Presença de resíduos e ligações de esgoto diretas ao riacho.	

	5	9587973,5S 557756,84E	Natural (areia)	Irregular	4x2	<p>Medição realizada abaixo de uma das pontes de travessia de pedestres. Presença de resíduos e ligações de esgoto diretas ao riacho. Ponto (P2) escolhido para a coleta da amostra de água.</p>	
	6	9587790,3S 558004,92E	Natural (areia)	Irregular	5,3x1,5	<p>Medição realizada abaixo de uma das pontes de travessia pedestres, próximo ao morro. Presença de resíduos.</p>	

	7	9587551,72S 558249,74E	Natural (areia)	Irregular	7Xh	Medição realizada próximo ao encontro das ruas Engenheiro Melo Nunes com rua Eclécio Maia Gondin. Não havia altura de referência.	
	8	9587451,89S 558469E	Concreto	Retangular	2,5x1,5	Havia um poço de visita extravasado, com esgoto afluindo diretamente ao canal e diversas ligações de esgoto diretas das residências ao canal.	

	9	9587310,51S 558651,36E	Concreto	Retangular	2,4x1	Medição realizada abaixo de uma ponte de travessia de pedestres e carros. Diversas ligações de esgoto diretas das residências ao canal.	
	Saída da lagoa do Papicu	9586666,13S 558909,59E	Natural (areia)	Irregular	5xH	Medição realizada na saída da lagoa, antes de adentrar a galeria retangular de concreto. Largura aproximada. Não havia altura de referência.	

APÊNDICE B – ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE RSDI POR SUB-BACIA (KG.DIA⁻¹).

Bacia	Regional	Área (Km ²)	Densidade demográfica (hab/km ²)	População (habitante)	Produção per capita (Kg.hab ⁻¹ dia ⁻¹)	Total de RS (Kg.dia ⁻¹)
Riacho Jacareganga	Centro	1,28	7786,44	9927,71	2,73	89016,99
	I	6,16		47995,62	1,29	
Náutico	II	1,72		13392,68	1,31	17544,41
Riacho Maceió	II	23,64		184055,87	1,31	241113,19