

Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará

Urban drainage modeling and evaluation of bacteriological loads in the Vertente Marítima of Fortaleza, Ceará

Janine Brandão Farias Mesquita¹ , Silvano Porto Pereira^{1,2} , Iran Eduardo Lima Neto^{1,*} 

RESUMO

Os sistemas de drenagem urbana podem representar fontes de aporte de poluentes aos corpos receptores aos quais se destinam. Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia da Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, visando à avaliação das cargas bacteriológicas. Para esse fim, foi selecionado o *stormwater management model* (SWMM) para as simulações hidrológicas e hidráulicas; propôs-se uma metodologia para o cálculo das cargas bacteriológicas por meio da estimativa da carga difusa [CD] (NMP. dia⁻¹.ha⁻¹) e para a correlação desta com uma série de variáveis hidroambientais; e analisaram-se cenários para diferentes condições de precipitação pluviométrica, coleta de esgoto e resíduos sólidos dispostos inadequadamente (RSDI). Os resultados mostraram que o SWMM oferece respostas representativas e que o período chuvoso é responsável pelo maior aporte da carga bacteriológica à orla. Em relação ao modelo preditivo, foi ajustada uma função de potência de segunda ordem correlacionando CD com a precipitação média mensal (mm.dia⁻¹) para as três sub-bacias analisadas. Posteriormente, os coeficientes das equações encontradas foram correlacionados ao indicador RSDI (kg.dia⁻¹), obtendo-se um ajuste logarítmico ($R^2 = 0,99$), com o qual é possível gerar uma equação de estimativa de CD para qualquer sub-bacia da Vertente Marítima. A análise dos cenários mostrou haver aumento significativo da carga em precipitações extremas (2 vezes) e diminuição considerável com a elevação da fração da população interligada à rede de esgoto, bem como diminuição da produção de RSDI (0,28 e 0,38 vezes do valor inicial nos Riachos Jacarecanga e Maceió, respectivamente).

Palavras-chave: drenagem urbana; modelagem; *stormwater management model*; coliformes; precipitação; esgotamento sanitário; resíduos sólidos; zonas costeiras.

ABSTRACT

Urban drainage systems can represent sources of pollutants input to the receiving bodies for which they are intended. Therefore, the present work aims to propose a tool for modeling the urban drainage system of the Vertente Marítima basin of Fortaleza, Ceará, aiming at the evaluation of bacteriological loads. For this purpose, the Stormwater Management Model (SWMM) was selected for the hydrological and hydraulic simulations; a methodology for the calculation of bacteriological loads was proposed by estimating the diffuse load [DL] (MPN, day⁻¹.ha⁻¹) and its correlation with a series of hydro-environmental variables and scenarios for different pluviometry precipitation conditions were analyzed, as well as sewage collection and inadequately disposed solid waste (IDSW). The results show that SWMM gives representative results and that the rainy season is responsible for the greater contribution of the bacteriological load to the seafront. Regarding the predictive model, a second-order potential function was adjusted by correlating DL with the average monthly precipitation (mm. day⁻¹) for the three sub-basins analyzed. Subsequently, the coefficients of the equations found were correlated to IDSW (kg.day⁻¹), obtaining a logarithmic adjustment ($R^2 = 0,99$), with which it is possible to obtain a DL estimation equation for any sub-basin of Vertente Marítima. An analysis of the scenarios showed a significant increase of the load in extreme precipitations (twice) and a considerable decrease with the increase of the fraction of the population connected to the sewage network and the decrease of IDSW production (0.28 and 0.38 times the initial value in the Jacarecanga and Maceió Stream, respectively).

Keywords: urban drainage; modeling; stormwater management model; coliforms; rainfall; sewage system; solid waste; coastal zone.

¹Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

²Companhia de Água e Esgoto do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

*Autor correspondente: iran@deha.ufc.br

Recebido: 15/12/2017 - Aceito: 24/10/2018 - Reg. ABES: 189161

INTRODUÇÃO

A urbanização e os processos derivados, como a impermeabilização do solo e a artificialização da drenagem natural das águas, são amplamente conhecidos como os causadores de diversos impactos ambientais (BUTLER & DAVIES, 2004; PACHECO & LIMA NETO, 2017; ARAÚJO & LIMA NETO, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019). Aliado 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 com a gestão do ambiente urbano (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 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; ZAFFANI, 2012), e os sistemas de drenagem podem representar fontes pontuais de poluição aos corpos receptores aos quais se destinam, como lagos, rios ou oceanos (PEREIRA *et al.*, 2015; TOSIC *et al.*, 2017; BATISTA & HARARI, 2017).

Dessa forma, os poluentes presentes nas bacias hidrográficas, oriundos de fontes pontuais ou difusas, poderão ser carreados aos corpos d'água superficiais, fato que pode ser potencializado em períodos chuvosos em decorrência da lixiviação sobre as bacias hidrográficas ocasionada pelo escoamento superficial, bem como pelo extravasamento oriundo das redes coletoras de esgoto (PEREIRA *et al.*, 2015); há ainda o risco de serem agravados por fatores climáticos locais, como intensidade e distribuição espaçotemporal das chuvas (BUTLER & DAVIES, 2004; EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2007; TUCCI, 2008; ARORA & REDDY, 2013; LI *et al.*, 2015).

Além disso, a taxa de acúmulo dos poluentes sobre as superfícies das bacias urbanas pode ser extremamente elevada, em decorrência de fatores como as modificações do espaço natural, os hábitos da população, bem como as ações de gestão urbana (LI *et al.*, 2015), fazendo-se necessária a adoção de soluções que considerem aspectos locais de ordem social e do contexto físico-climático. Tais soluções requerem 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; ARAÚJO, 2016), especialmente nas zonas costeiras, regiões notadamente de elevada densidade demográfica e de interesse paisagístico e econômico (CIRM, 2005).

Estudos de modelagem bacteriológica, previamente realizados visando à 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 *et al.*, 2015). Portanto, o uso da modelagem torna-se muito recomendado, 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 espacial e temporalmente dispersas. Assim, é inquestionável a utilidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos, diante da 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 e hidráulicas com vistas à quantificação das cargas poluentes afluentes à zona costeira. Estudos sobre esse tema somente foram encontrados no trabalho de Thériault e Duchesne (2015), que quantificaram as cargas bacteriológicas em uma bacia urbana, em Québec, no Canadá, realizando modelagem hidrológica-hidráulica. No entanto, as condições hidrológicas e de saneamento básico das cidades canadenses diferem significativamente das observadas nas cidades brasileiras, notadamente na região semiárida do Brasil. Nesse contexto, surgem as seguintes questões de pesquisa: quais são os principais fatores responsáveis pelo aporte de carga bacteriológica ao sistema de drenagem urbana e deste à orla marítima de Fortaleza? É possível quantificar esse aporte por meio de modelagem matemática? Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia da Vertente Marítima de Fortaleza, partindo do pressuposto de que as cargas bacteriológicas podem ser estimadas a partir de variáveis hidroambientais que representem as condições de precipitação pluviométrica e de coleta de esgoto e resíduos sólidos.

METODOLOGIA

A área de estudo compreende a bacia da Vertente Marítima e está situada na parte norte do município de Fortaleza, Ceará. 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. Fazem parte da bacia da Vertente Marítima, total ou parcialmente, 26 bairros do município de Fortaleza (FORTALEZA, 2014). A Figura 1 mostra a Vertente Marítima de Fortaleza, destacando as sub-bacias selecionadas para a proposição do modelo simplificado da estimativa da carga bacteriológica, o qual será descrito adiante, sendo estas: os Riachos Jacarecanga (localizado na região oeste), Náutico e Maceió (região central).

O modelo computacional utilizado para as simulações hidrológicas e hidráulicas nessa bacia foi o *stormwater management model* (SWMM) (ROSSMAN, 2015). Optou-se pela utilização do SWMM tendo em vista a facilidade de acesso às informações (*software* livre) e por ser amplamente disseminado, havendo inúmeros trabalhos científicos que o aplicaram (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFFANI, 2012; YU; HUANG; WU, 2014; THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015; RAI; CHAHAR; DHANYA, 2017; RJEILY *et al.*, 2017; WARSTA *et al.*,

2017). O SWMM realiza diversas simulações hidrológicas, hidráulicas e de qualidade da água em sistemas de drenagem urbana do tipo combinados ou separadores, em regime permanente e uniforme (onda cinemática) e hidrodinâmico (em fluxo unidimensional) (ROSSMAN, 2015).

O domínio de modelagem foi concebido por meio da extração de curvas de nível de um modelo digital do terreno (MDT). De posse das curvas, foi possível delimitar as bacias hidrográficas, definindo inicialmente o ponto de descarga, utilizando-se as ferramentas de geoprocessamento do *software* QGIS. Tal procedimento foi realizado com vistas à representação simplificada e à 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, entre outros). Além disso, a representação adotada auxilia no processo de otimização da análise em escala macro dos sistemas de drenagem de grandes metrópoles, utilizando-se das ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG), sendo especialmente adequada quando da pouca disponibilidade de dados, constituindo, portanto, a base do modelo hidrológico-hidráulico utilizado neste trabalho.

O domínio (Figura 1) foi subdividido em 139 sub-bacias, 212 junções, 60 exutórios, 208 condutos e uma estação pluviométrica, existindo

atualmente em Fortaleza 57 saídas da drenagem que deságuam na orla marítima, contabilizando 52 galerias, três Riachos (Maceió, Pajeú e Jacarecanga) e dois Rios (Cocó e Ceará), os quais constituem possíveis fontes de poluição fecal (PEREIRA *et al.*, 2015). O SWMM exige o conhecimento prévio dos seguintes parâmetros para as bacias: percentual de impermeabilização (% *imperv*), número de Manning para impermeabilização e permeabilização (*N-imperv* e *N-perv*, respectivamente), armazenamento nas superfícies impermeável e permeável (*D-store-imperv* e *D-store-perv*, respectivamente) e método de infiltração do solo (ROSSMAN, 2015), sendo, neste trabalho, utilizado o número da curva (*curve number* [CN] do Soil Conservation Service [SCS] dos Estados Unidos). Além destes, deve-se conhecer a área da bacia e sua declividade, que são definidos 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, por intermédio 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).

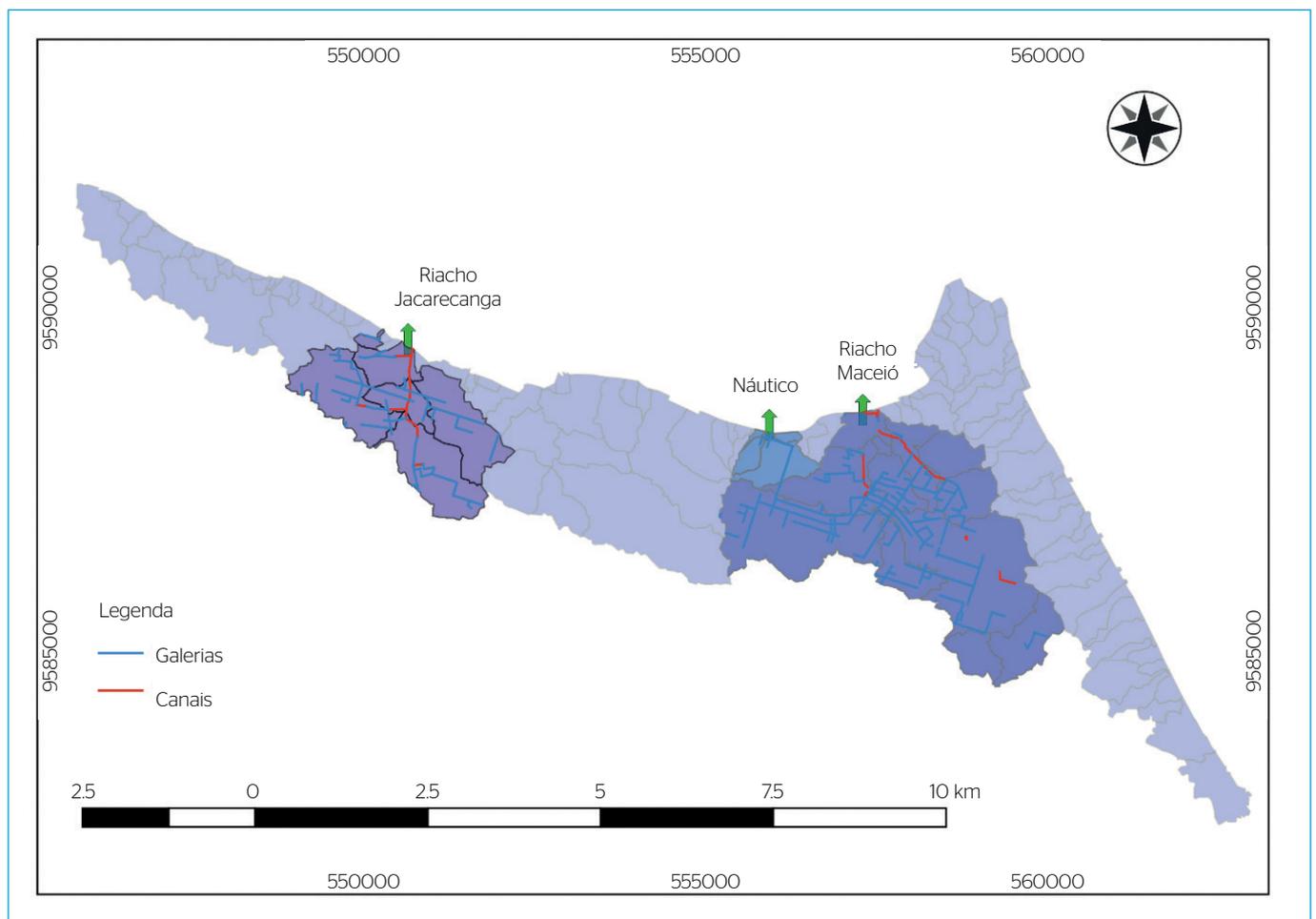


Figura 1 - Baía Vertente Marítima, no município de Fortaleza, Ceará, destacando as sub-bacias dos Riachos Jacarecanga, Náutico e Maceió.

Já os condutos tiveram os seus comprimentos e suas declividades também definidos no processo de vetorização, descrito anteriormente, sendo a rugosidade, por meio do número de Manning (n), alimentada de acordo com o material do conduto, em sua maioria de concreto ($n = 0,015$). 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 por meio da quantificação das residências que não têm ligação à rede de esgoto por quadra, com dados fornecidos pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE, 2016), com o somatório do consumo das supracitadas sendo 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.

A validação foi realizada comparando-se as vazões medidas no ano de 2009 com as modeladas pelo SWMM, por meio de análise estatística, calculando-se o desvio padrão em relação ao ajuste perfeito do modelo, bem como o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (CNS). Para tal, foram realizadas simulações no SWMM em seis sub-bacias das quais se dispunha de dados medidos, no supracitado dia da medição de vazão, no período chuvoso (5 de março de 2009). O modelo hidráulico definido nas simulações foi o da onda dinâmica (ROSSMAN, 2015). Além disso, foram realizadas campanhas de campo, nas datas de 16, 23 e 30 de março de 2017, visando ao levantamento das características geométricas do maior riacho localizado na região central da Vertente Marítima (Riacho Maceió) (ver Figura 1) para alimentar o SWMM, bem como coletas de amostras de água em dois pontos diferentes próximos ao exutório da sub-bacia. As análises microbiológicas (*E. coli*) foram realizadas no laboratório da CAGECE por meio do método dos tubos múltiplos, de acordo com o documento *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Posteriormente, propôs-se um modelo simplificado para a estimativa da carga bacteriológica aportada à orla marítima, utilizando dados de três sub-bacias: Riacho Jacarecanga (região oeste), Galeria do Náutico e Riacho Maceió (Central) (Figura 1). Por meio do balanço de massa entre os períodos chuvoso e seco, utilizando-se dados de concentração de quatro semanas consecutivas de ambos os períodos (PIMENTA, 2006) e considerando-se as vazões médias simuladas no SWMM nas mesmas datas das coletas dos dois períodos (vazão do dia de cada coleta), aplicaram-se as Equações 1, 2 e 3:

$$W_i = Q \times C \times 86400 \quad (1)$$

Na qual:

w_i = carga bacteriológica (NMP.dia⁻¹);

Q = vazão (L.s⁻¹);

C = concentração de *E. coli* (NMP.L⁻¹).

A Equação 1 foi aplicada para cada data das coletas, isto é, no total de oito vezes (quatro para o período chuvoso e quatro para o seco).

Em seguida, calculou-se a média aritmética da carga w_i por período (chuvoso e seco), conforme Equação 2, subtraiu-se o seco do chuvoso 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 Equação 3:

$$W = \frac{\sum_{i=1}^n W_i}{n} \quad (2)$$

$$CD = \frac{W_c - W_s}{A} \quad (3)$$

Em que:

W = carga bacteriológica média (NMP.dia⁻¹);

n = número de medições (nesse caso, $n = 4$ por período);

CD = carga difusa (NMP.dia⁻¹.ha⁻¹);

W_c = carga bacteriológica média do período chuvoso (NMP.dia⁻¹);

W_s = carga bacteriológica média do período seco (NMP.dia⁻¹);

A = área (ha).

Após a obtenção das cargas difusas, correlacionaram-se estas com parâmetros da bacia e hidrológicos, com vistas à generalização do modelo às demais sub-bacias da Vertente Marítima Equação 4:

$$CD = f(\% Imper, CN, P, P_t, P_{sa}, \%ES, RSDI) \quad (4)$$

Em que:

$\% Imper$ = impermeabilização da bacia (%);

CN = *curve number* (adimensional);

P = precipitação média do período entre as medições (mm.dia⁻¹);

P_t = população total da sub-bacia (número de habitantes);

P_{sa} = população da bacia não atendida por rede de esgotamento (habitantes);

$\%ES$ = cobertura de esgotamento sanitário (%);

$RSDI$ = resíduos sólidos dispostos inadequadamente (kg.dia⁻¹).

Foram selecionadas as variáveis que pudessem contribuir diretamente para a poluição difusa e apresentaram, conseqüentemente, melhores correlações.

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 esse fim, foi necessário um ajuste de uma equação da 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. Portanto, a carga C_s foi calculada por intermédio dos valores de população não atendida por rede de esgotamento sanitário (IBGE, 2010) e de produção *per capita* de esgoto por sub-bacia (CAGECE, 2016); foi também estimada a vazão de esgoto ($L \cdot dia^{-1}$), considerando que o montante é destinado à rede de drenagem pluvial. Com a concentração média de *E. coli* por bacia (PIMENTA, 2006) multiplicada pela vazão e dividida pela área da bacia, obteve-se a carga C_s ($NMP \cdot dia^{-1} \cdot ha^{-1}$) para 2017 e 2040, considerando-se diferentes índices de carência de rede esgotamento sanitário, bem como seus respectivos tamanhos populacionais (IBGE, 2010).

Por fim, foram analisados cenários pessimista e otimista de aporte de carga C_i à orla, aplicando-se a Equação 5:

$$C_i = CD + C_s \quad (5)$$

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

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta o domínio de modelagem no SWMM. Conforme mencionado, este foi subdividido em 139 sub-bacias, 212 junções, 60 exutórios, 208 condutos e uma estação pluviométrica, representando a base computacional das simulações realizadas neste trabalho.

No que se refere à validação hidrológica-hidráulica do modelo, a Figura 3 apresenta os dados de vazão medidos comparados aos modelados pelo SWMM nas mesmas datas, com o percentual de desvio. 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, Huang e Wu (2014) calibraram e validaram o SWMM com erro relativo entre 0,4 e 18,0%, com valores, em sua maioria, superiores a 10%. 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 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 CNS calculado para os mesmos dados foi de 0,9266, comprovando a representatividade do modelo. Pesquisas utilizando o SWMM encontraram valores inferiores: 0,63–0,89, em Québec, Canadá (THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015); 0,616–0,899, em Orissa, Índia (RAI; CHAHAR; DHANYA, 2017); 0,71–0,75, em Lille, França (RJEILY *et al.*, 2017); e 0,76–0,78, em Helsinque, Finlândia (WARSTA *et al.*, 2017). No entanto, vale frisar que tais estudos aplicaram métodos mais sofisticados de calibração/validação, utilizando maior número de conjuntos de dados com séries extensas, o que pode ter contribuído para a diminuição do CNS, contrastando com a presente pesquisa, que apenas dispôs de um conjunto de dados.

Pesquisas anteriores relacionadas à qualidade das águas urbanas do município de Fortaleza (SILVA *et al.*, 2011) foram comparadas aos dados gerados nesta pesquisa, visando à obtenção de um perfil e de possíveis padrões do lançamento de poluentes ao longo dos cursos d'água que compõem o sistema de drenagem. Os citados autores realizaram um diagnóstico de concentração de alguns parâmetros de qualidade da água na bacia do Riacho Maceió, entre eles a *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 exponencial da concentração, conforme ilustrado na Figura 4. Araújo (2016) estudou um canal urbano entre a Lagoa da Parangaba e o Açude Santo Anastácio, em Fortaleza, Ceará, e também verificou acréscimo das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio

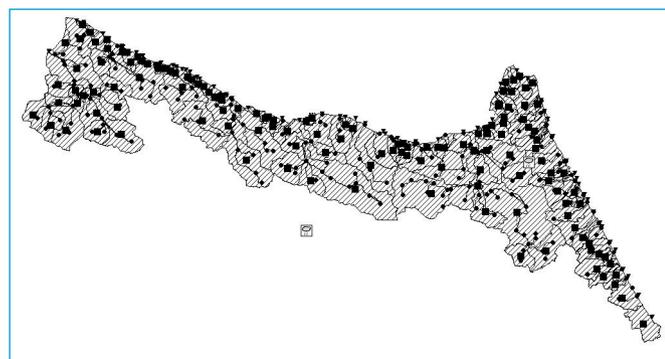


Figura 2 - Subdivisão de bacias e cursos d'água lançadas no *stormwater management model*, Fortaleza, Ceará.

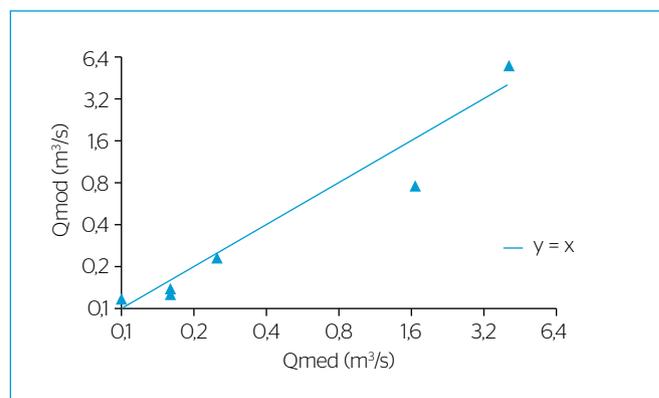


Figura 3 - Desvio padrão das vazões medidas (eixo x) no ano de 2009 em seis sub-bacias da Vertente Marítima, em Fortaleza, Ceará, em relação à reta de ajuste perfeito ($y = x$) das vazões simuladas no SWMM (eixo y).

(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 canal.

Inferese-se que tal aumento esteja relacionado ao aporte de poluentes direto ao riacho, tanto em decorrência das ligações de efluentes sanitários quanto pela contribuição difusa, incluindo resíduos sólidos, já que as análises foram realizadas durante o período chuvoso na região (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFFANI, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; ARAÚJO, 2016). 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, isto é, o pequeno período de tempo necessário para que toda a água escoada sobre a bacia seja drenada ao seu exutório (BUTLER & DAVIES, 2004), ocasionando um efeito predominantemente cumulativo. Já a Figura 5 mostra um diagrama de caixa (*box plot*)

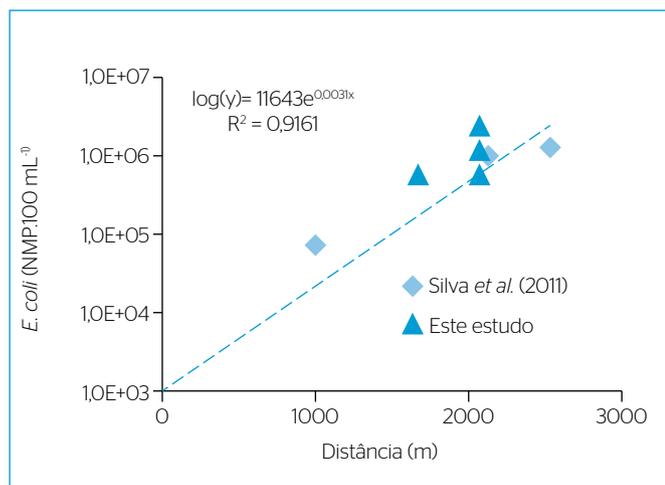


Figura 4 – Concentração de *E. coli* com a distância no Riacho Maceió (concentração de *Escherichia coli*: ♦ – Silva *et al.* (2011) e ▲ – este estudo).

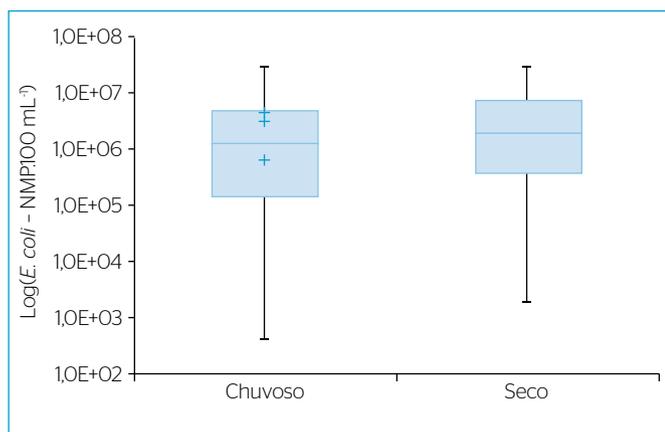


Figura 5 – Diagrama de caixa das concentrações de *Escherichia coli* por período chuvoso e seco em 2004 e 2005 com dados de Pimenta (2006) e concentrações de *E. coli* no período chuvoso de 2017 no Riacho Maceió, Fortaleza, Ceará. Concentração de *E. coli*: + este estudo.

com a variabilidade das concentrações de *E. coli* por períodos (chuvoso e seco), o qual foi gerado a partir de 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.

Conforme se observa na Figura 5, os valores das contagens de *E. coli* do presente trabalho ($5,5 \cdot 10^5$ – $2,5 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹) estão dentro das faixas obtidas em pesquisas anteriores — $4 \cdot 10^2$ – $1,7 \cdot 10^7$ NMP.100 mL⁻¹ (PIMENTA, 2006) e $4,5 \cdot 10^2$ – $1,3 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹ (SILVA *et al.*, 2011), justificando a validade das informações dos trabalhos pretéritos com a finalidade de sua utilização para estimativas e previsões de cenários no presente trabalho. Ainda, pôde-se observar, na análise dos dados de concentração que compõem a Figura 5, que há baixa variabilidade entre as médias nos anos de 2004 e 2005 bem como entre os períodos chuvoso e seco. Brites & Gastaldini (2007) estudaram duas bacias urbanas no Rio Grande do Sul, Brasil, e também obtiveram concentrações médias de tempo chuvoso e seco pouco variáveis: $1,6 \cdot 10^6$ e $1,2 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹ de coliformes termotolerantes, respectivamente.

Comparando-se as concentrações médias de *E. coli* das três sub-bacias nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, observa-se uma maior concentração, em ambos os períodos de 2004, no Riacho Maceió ($1,85 \cdot 10^6$ e $1,33 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹), seguido dos Riachos Jacarecanga ($1,54 \cdot 10^6$ e $5,67 \cdot 10^5$ NMP.100 mL⁻¹) e Náutico ($7,69 \cdot 10^3$ e $2,43 \cdot 10^3$ NMP.100 mL⁻¹); em 2005, as concentrações foram superiores nos Riachos Jacarecanga ($8,4 \cdot 10^6$ e $2,31 \cdot 10^7$ NMP.100 mL⁻¹), Maceió ($5,53 \cdot 10^6$ e $5,50 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹) e, por último, Náutico ($1,28 \cdot 10^4$ e $1,14 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹). Tal resultado possivelmente se deve à carência dos serviços de saneamento, como rede de coleta de esgoto (ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 2010), sendo agravada pelo perfil socioeconômico da população (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004) e pelo uso e ocupação do solo nas regiões mencionadas (ARMITAGE & ROOSEBOOM, 2000; MARAIS & ARMITAGE, 2004; ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 2010; RHEE *et al.*, 2012; ARORA & REDDY, 2013; SIDHU *et al.*, 2013), visto que a sub-bacia do Náutico, com menor concentração de coliformes, está inserida em uma das regiões com melhor infraestrutura urbanística de Fortaleza (CAGECE, 2016). Além disso, inferese-se que o tipo de conduto possivelmente influencie o número de ligações diretas de efluentes sanitários, bem como resíduos sólidos, já que canais são mais acessíveis comparados às galerias, que são subterrâneas. A ausência de um padrão nas concentrações entre os anos e períodos pode também estar relacionada à variabilidade inerente ao processo probabilístico do método analítico das contagens bacteriológicas, havendo, portanto, imprecisões (HARMEL *et al.*, 2016).

As vazões médias simuladas por período, ainda nas três sub-bacias, variaram no período chuvoso, em ordem decrescente de contribuições, entre $330,82$ – $0,45$ L.s⁻¹; $320,02$ – $1,06$ L.s⁻¹ e $35,94$ – $0,27$ L.s⁻¹, nos Riachos Jacarecanga, Maceió e Náutico, respectivamente; no período seco, o Maceió ($1,06$ L.s⁻¹) supera o Jacarecanga ($0,45$ L.s⁻¹) e, por último, o Náutico ($0,27$ L.s⁻¹). Dessa forma, foram consideradas as médias nos

exutórios das cargas bacteriológicas totais para a estimativa da carga difusa (Equações 2 e 3). As Figuras 6A e 6B apresentam o comparativo entre as cargas difusas por áreas (NMP.ha⁻¹.dia⁻¹) das três sub-bacias.

Brites & Gastaldini (2007) encontraram valores de cargas difusas de coliformes termotolerantes (NMP.ha⁻¹.ano⁻¹) inferiores em duas bacias urbanas (6,5×10¹¹; 5,4×10¹¹ e 2,0×10¹⁰, 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%) dessas bacias (ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 2010), já que as bacias analisadas no presente estudo apresentam maiores valores de impermeabilização (52,31; 48,58 e 39,77%, dos Riachos Jacarecanga, Náutico e Maceió, respectivamente) e, portanto, são mais urbanizadas.

O Riacho Jacarecanga apresentou o maior valor de CD, seguido dos riachos 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 de a média das concentrações apresentar valores levemente superiores nos períodos secos (Figura 5), o mesmo não ocorre com as cargas bacteriológicas dos períodos chuvosos, em decorrência do aumento da vazão gerada pela chuva, possibilitando, dessa forma, a estimativa da CD por essa metodologia. Além disso, tais estimativas convergem com as de diversos trabalhos que relatam deterioração da qualidade das águas na ótica da balneabilidade exatamente nos períodos chuvosos (TOSIC *et al.*, 2017), inclusive na orla de Fortaleza. Pereira *et al.* (2015) efetuaram modelagem hidrodinâmica e bacteriológica na zona costeira de Fortaleza, e 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.

Foi realizada a correlação da CD (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) por bacia com a variável selecionada (Equação 4), ou seja, a pluviosidade média dos períodos das medições das concentrações (mm.dia⁻¹), a qual apresentou maior coeficiente de determinação (R²), se comparada às demais

variáveis testadas. Além disso, a pluviosidade (mm) é um dado técnico normalmente disponível em meio eletrônico, o que facilita a aplicação do modelo. Os dados pluviométricos foram da Estação Pluviométrica do Pici, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Para o ajuste da equação, partiu-se da premissa física de que não havendo precipitação, por consequência, não haverá carga difusa carreada pela chuva. Dessa forma, foi possível o ajuste de uma equação para sua respectiva sub-bacia utilizando-se a mesma série de dados pluviométricos, já que as medições de concentração (PIMENTA, 2006) foram realizadas nas mesmas datas. As Figuras 7A, 7B e 7C apresentam os ajustes supracitados.

Com isso, obtiveram-se três modelos matemáticos simples, representados por um ajuste de potência de segunda ordem, com os quais é possível estimar a CD (NMP.ha⁻¹.dia⁻¹) apenas com o valor da pluviosidade média do período (mm.dia⁻¹) (Equação 6):

$$CD = a.P^2 \quad (6)$$

Em que:

a = coeficiente da equação (NMP.mm⁻².ha⁻².dia⁻¹);

P = pluviosidade média do período das medições de concentração (mm.dia⁻¹).

Os coeficientes R² apresentaram valores elevados para todas as sub-bacias: 0,9724; 0,9943 e 0,9967, para os Riachos Jacarecanga, Náutico e Maceió, respectivamente. Trabalhos anteriores em sistemas de drenagem urbana também encontraram correlação positiva entre precipitação e aumento da carga poluente (BRITES & GASTALDINI, 2007; ZAFFANI, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015).

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 (CEARÁ, 2016), podendo implicar maior carregamento de poluentes (BUTLER & DAVIES, 2004; EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2007; TUCCI, 2008;

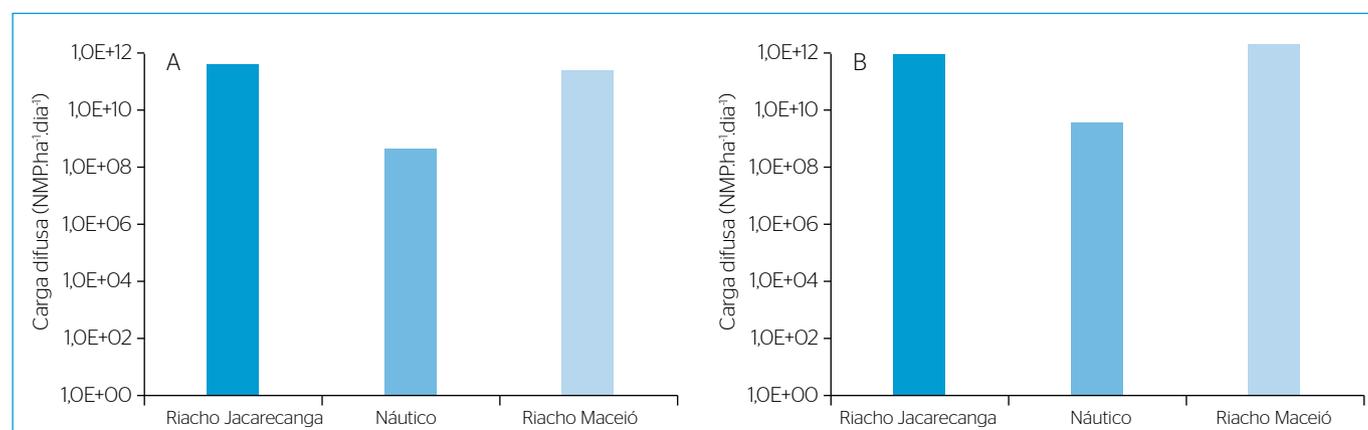


Figura 6 - Cargas difusas (NMP. ha⁻¹.dia⁻¹) das sub-bacias em (A) 2004 e (B) 2005 considerando dados de concentração média de Pimenta (2006).

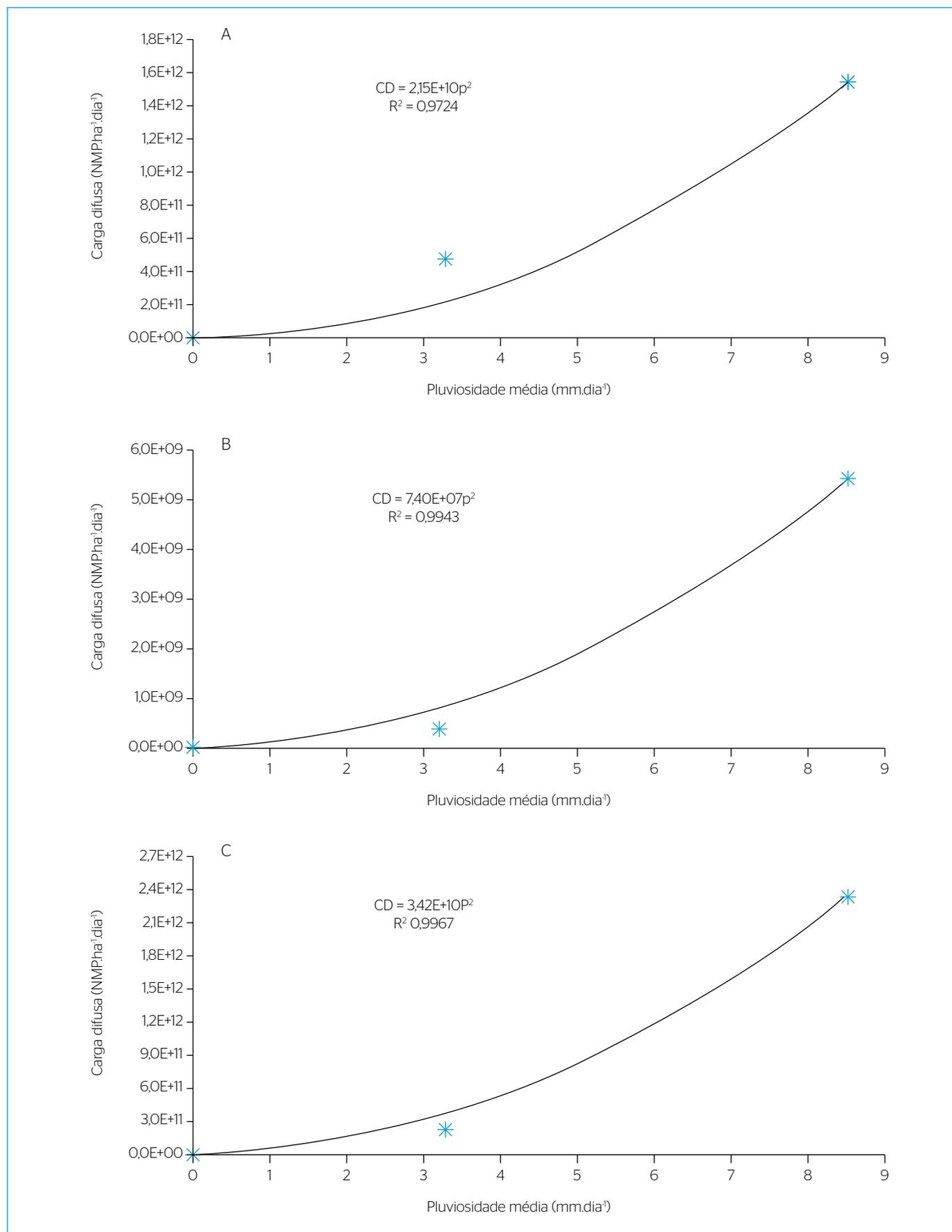


Figura 7 - Correlação carga difusa versus pluviosidade média para os Riachos (A) Jacarecanga, (B) Náutico e (C) Maceió.

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).

Visando à generalização do modelo, foi realizada a correlação do coeficiente a da Equação 6 com os RSDI ($\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$), indicador selecionado por ter relação direta com a poluição difusa, tendo, portanto, apresentado melhor coeficiente R^2 em comparação aos demais parâmetros elencados na Equação 4. A Figura 8 apresenta a curva gerada. O melhor ajuste foi uma função logarítmica, com coeficiente R^2 de 0,9967. Com essa equação é possível obter um coeficiente para a equação genérica da CD, 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 correlações objetivando a estimativa da carga difusa para parâmetros de qualidade da água. A seguir, os cenários foram analisados para 2040 calculando-se a carga bacteriológica total [C_t] ($\text{NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) considerando a variação da cobertura da rede esgoto (igual a 2017 e com 99% de cobertura) e a produção de RSDI (aumento e diminuição de 50%). Foram analisados ainda dois cenários de precipitação pluviométrica: chuvas normais ($\text{mm}\cdot\text{dia}^{-1}$) e chuvas máximas mensais ($\text{mm}\cdot\text{dia}^{-1}$). Para as primeiras, foram consideradas as distribuições de todos os meses do ano (janeiro a dezembro), sendo utilizadas as normas climatológicas do Brasil 1961-1990, do INMET (2009). Já as chuvas máximas mensais são de uma série histórica de 98 anos da Estação Pluviométrica do Pici 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. A Figura 9 ilustra os resultados das simulações para as chuvas normais e compara o impacto da carga C_t com a mudança das variáveis.

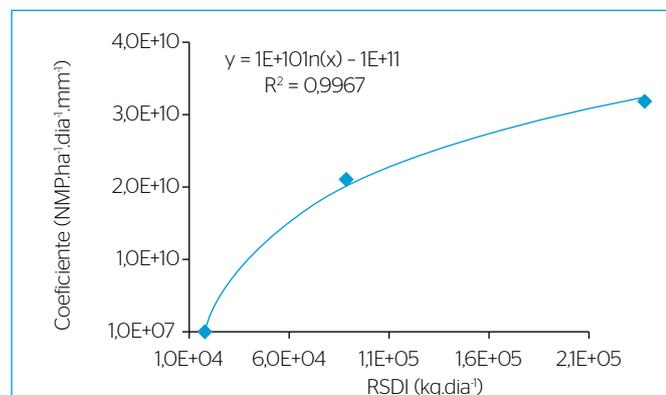


Figura 8 - Correlação do coeficiente a da Equação 6 ($\text{NMP}\cdot\text{dia}^{-1}\cdot\text{mm}^2$) com resíduos sólidos dispostos inadequadamente ($\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$).

Comparando-se o aumento do aporte mensal da carga C_t nos cenários de precipitação máxima com o mês de maior média pluviométrica da precipitação normal, ou seja, o mês de abril, obteve-se aumento de aproximadamente duas vezes para as três sub-bacias (Figura 10). 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. Ressalta-se que as comparações nos cenários das chuvas normais são para cargas anuais. Já para a chuva máxima, comparou-se a máxima histórica da série de dados com o mês de abril normal.

A análise desses 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 constituem apenas um indicador, mas não o principal contribuinte direto a sua produção, em vista da baixa sensibilidade da CD observada por meio da variação da produção dos RSDI, apesar da alta correlação entre essas variáveis. Na Figura 8, por exemplo, mesmo que a produção de RSDI tendesse a 0, ainda haveria CD, com coeficientes da ordem de $10^7 \text{ NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}\cdot\text{mm}^2$.

Salienta-se ainda que se pretende efetuar o acoplamento futuro desse modelo a um *software* hidrodinâmico bidimensional, fornecendo uma ferramenta integrada para previsão das condições de balneabilidade das praias, prosseguindo a pesquisa desenvolvida por Pereira *et al.* (2015).

CONCLUSÕES

O presente trabalho realizou a modelagem hidrológica-hidráulica e propôs um modelo matemático simplificado para a estimativa da carga poluidora média ($\text{NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) do sistema de drenagem urbana da bacia da Vertente Marítima de Fortaleza, por meio de uma série de correlações com variáveis hidroambientais. Por intermédio desta pesquisa, conclui-se que o SWMM se mostrou efetivo para a realização das simulações hidrológicas e hidráulicas, com desvios, em sua maioria, inferiores a 20% e CNS de 0,927; o período chuvoso é responsável pela maior aporte da carga bacteriológica à orla (10^{11} – $10^{12} \text{ NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ dos riachos e 10^8 – $10^9 \text{ NMP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ da Galeria do Náutico), fato que explica o não atendimento aos padrões de balneabilidade predominantemente nesse período e, portanto, por que a carga difusa é a principal responsável pela poluição fecal, apesar de as concentrações médias de *E. coli* por período sazonal não apresentarem variações significativas nos anos analisados. Entre os cenários analisados, o otimista/aumento da cobertura de rede foi o que apresentou resposta significativa em relação à variação das cargas bacteriológicas nos riachos — neste caso, diminuição (0,28 e 0,38 vezes do valor inicial nos Riachos Jacarecanga e Maceió, respectivamente), mostrando que o aumento da cobertura da rede de esgotamento aliado à redução dos resíduos sólidos dispostos inadequadamente diminui consideravelmente o aporte de poluentes que e as precipitações extremas potencializam o aporte de poluentes cerca de duas vezes em relação às normais.

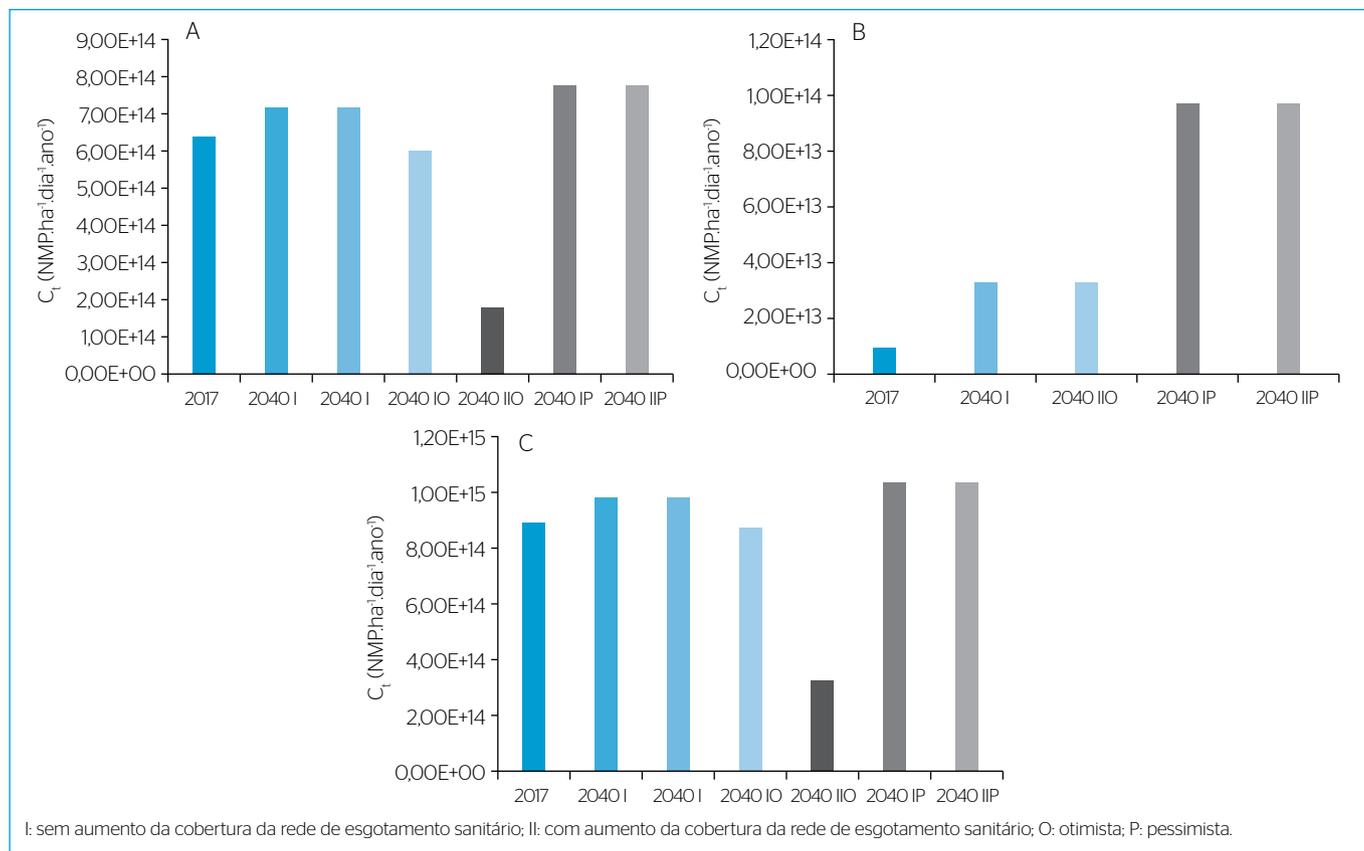


Figura 9 - Comparação da carga bacteriológica total C_t entre os cenários dos Riachos (A) Jacarecanga, (B) Náutico e (C) Maceió para as precipitações normais para 2017 e as projeções de 2040.

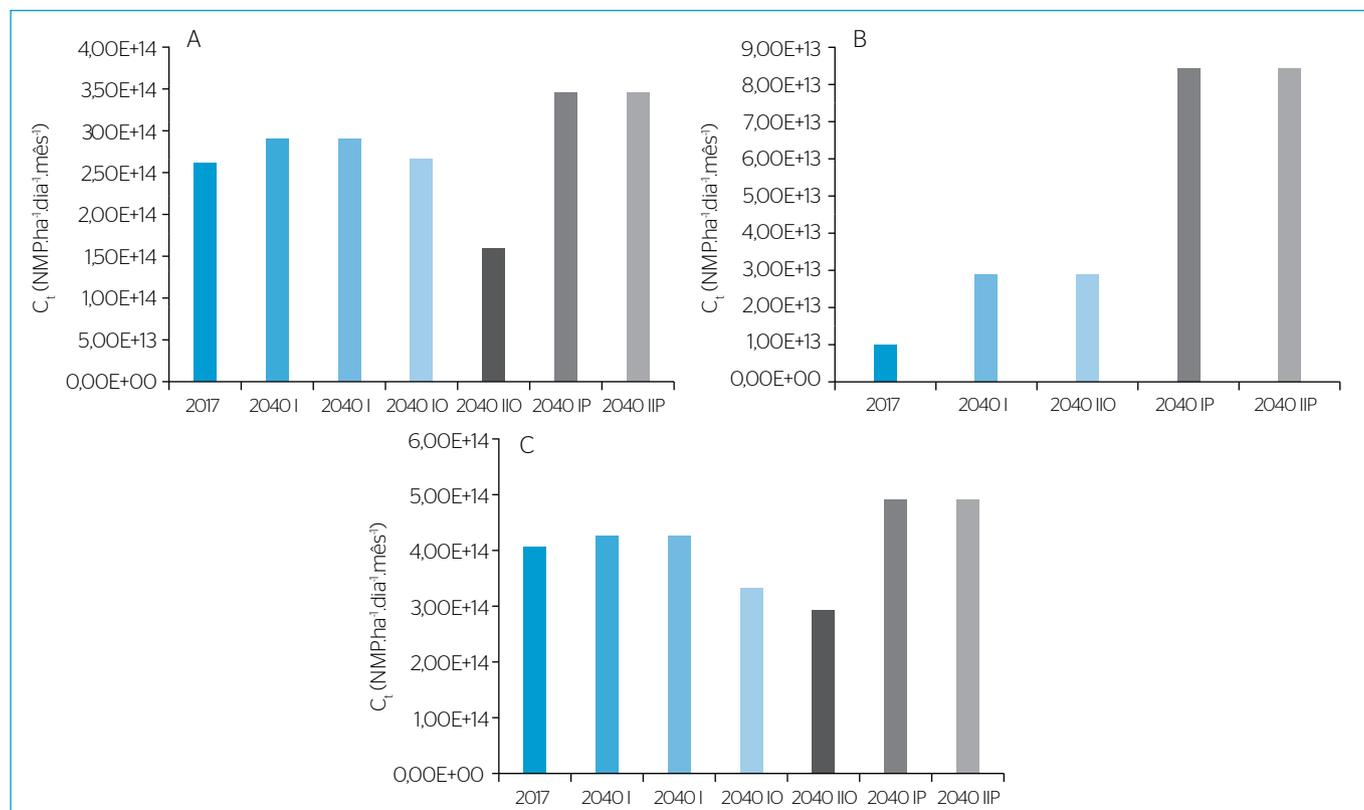


Figura 10 - Comparação da carga bacteriológica total C_t entre os cenários dos Riachos (A) Jacarecanga, (B) Náutico e (C) Maceió para a precipitação máxima para 2017 e as projeções de 2040.

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 nesses casos. Pretende-se dar continuidade a este trabalho com o acoplamento futuro a um modelo hidrodinâmico para a zona costeira, fornecendo um modelo integrado como ferramenta para previsão das condições de balneabilidade das praias.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) (2017). *Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb)*. Brasília: ANA.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ed. Washington, USA: American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environmental Federation, 2005.
- ARAÚJO, G.M. (2016) *Análise e modelagem integrada de um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE*. 218f. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ARAÚJO, G.M.; LIMA NETO, I.E.; BECKER, H. (2019). Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, p. 1-8.
- ARAÚJO, G.M.; LIMA NETO, I.E. (2018). Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalisation from waste stabilisation ponds to shallow rivers. *Urban Water Journal*, v. 15, n. 9, p. 918-924.
- ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, A. (2000) The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 1 – The quantities involved and catchment litter management options. *Water S.A.*, v. 26, n. 2, p. 181-187.
- ARORA, A.S.; REDDY, A.S. (2013) Multivariate analysis for assessing for the quality of stormwater from different Urban surfaces of the Patiala city, Punjab (India). *Urban Water Journal*, v. 10, n. 6, p. 422-433. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.739629>
- BATISTA, S.S.; HARARI, J. (2017) Modelagem da dispersão de termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 403-414. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016158594>
- BRITES, A.P.; GASTALDINI, M.C.C. (2007) 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.
- BUTLER, D.; DAVIES, J.W. (2004) *Urban Drainage*. 2. ed. Londres e Nova York: Spon Press – Taylor & Francis Group. 566 p.
- CEARÁ. (2016) Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Perfil Básico Municipal*. Fortaleza: Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará.
- COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR (CIRM). (2005) *Plano de ação Federal da zona costeira do Brasil*. Brasília: CIRM/GI-GERCO. 23 p.
- COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ (CAGECE). (2016) *Modelagem da Qualidade das Águas Costeiras de Fortaleza para a Seleção de Alternativas de Despoluição*. Fortaleza: CAGECE. 55 p.
- EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. (2007) Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surface using simulated rainfall. *Water Research*, v. 41, n. 13, p. 3025-3031. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.037>
- FORTALEZA. (2014) *Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza*. Fortaleza: Prefeitura de Fortaleza/Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente.
- _____. (2015) *Plano de Desenvolvimento Econômico e Social: Fortaleza 2040 - Anexo III - Resíduos Sólidos*. Fortaleza: Prefeitura de Fortaleza/ Instituto de Planejamento de Fortaleza/Fundação Cearense de Pesquisa e Cultura.
- HARMEL, R.D.; HATHAWAY, J.M.; WAGNER, K.L.; WOLFE, J.E.; KARTHIKEYAN, R.; FRANCESCO, W.; MCCARTHY, D.T. (2016) Uncertainty in monitoring *E. coli* concentration in streams and stormwater runoff. *Journal of Hydrology*, v. 534, p. 524-533. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.040>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) (2010). *Censo Brasileiro de 2010*. Rio de Janeiro: IBGE.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). (2009) *Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990*. Brasília: INMET.
- LI, D.; WAN, J.; MA, Y.; WANG, Y.; HUANG, M.; CHEN, Y. (2015) Stormwater Runoff Pollutant Loading Distribution and their Correlation with Rainfall and Catchment Characteristics in a Rapidly Industrialized City. *PLoS One*, v. 10, n. 3, p. 1-17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118776>
- MARAIS, M.; ARMITAGE, N. (2004) The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 2 – Strategies for reducing the litter in the stormwater drainage systems. *Water S.A.*, v. 30, n. 4. <https://doi.org/10.4314/wsa.v30i4.5100>
- NEVES, M.G.F.P.; TUCCI, C.E.M. (2011) 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. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000400003>

- O'NEILL, S.; ADHIKARI, A.R.; GAUTAM, M.R.; ACHARYA, K. (2013) 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. 6, p. 411-421. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.750372>
- PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. (2017). Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. *Journal of Environmental Engineering*, v. 143, p. 06017010.
- PEREIRA, S.P.; ROSMAN, P.C.C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C.A.F.; SOUZA, R.O.; VIEIRA, R.H.S.F. (2015) Modelling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil). *Water Science & Technology*, v. 72, n. 6, p. 928-936. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>
- PIMENTA, M.G.R. (2006) *Determinação de contaminação por coliformes termotolerantes, fósforo e metais traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimentos de galerias pluviais*. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- RAI, P.K.; CHAHAR, B.R.; DHANYA, C.T. (2017) Gis-Based for SWMM model for simulation the catchment response to flood events. *Hydrology Research*, v. 48, n. 2, p. 384-394. <https://doi.org/10.2166/hh.2016.260>
- RHEE, H.P.; YOON, C.G.; LEE, S.J.; CHOI, J.H.; SON, Y.K. (2012) Analysis of Nonpoint Source Pollution Runoff from Urban Land Uses in South Korea. *Environmental Engineering Research*, v. 17, n. 1, p. 47-56. <http://dx.doi.org/10.4491/eer.2012.171.047>
- RJEILY, A.; ABBAS, O.; SADEK, M.; SHAHROUR, I.; CHEHADE, F.H. (2017) Flood forecasting within urban drainage systems using NARX neural network. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 9-10, p. 2401-2412. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.409>
- ROSMAN, P.C.C. (2011) Referência Técnica do SisBaHiA. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>>. Acesso em: 8 dez. 2016.
- ROSSMAN, L.A. (2015) *Storm Water Management Model - User Manual Version 5.1*. Environmental Protection Agency (EPA): Office of Research and Development.
- SALLES, A.; WOLFF, D.B.; SILVEIRA, G.L. (2012) Solid wastes drained in an urban river sub-basin. *Urban Water Journal*, v. 9, n. 1, p. 21-28. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2011.633612>
- SIDHU, J.P.S.; AHMED, W.; GERNJAK, W.; ARYAL, R.; MCCARTHY, D.; PARMER, A.; KOLOTELO, T.; TOZE, S. (2013) 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.020>
- SILVA, A.S. da; SILVEIRA, S.L. da; WOLFF, D.B.; CRUZ, J.C. (2011) Captura de Resíduos Sólidos Drenados em uma Bacia Hidrográfica Urbana. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 4, p. 149-155. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v16n4.p149-155>
- SILVA, J.C.A. da; PORTO, M.F.A. (2015) 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. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p82-90>
- SILVA, P.R.F.G. da. (2003) *Indicadores Ambientais do complexo hídrico Papicu/Maceió, Fortaleza, CE*. 98p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- THÉRIAULT, A.; DUCHESNE, S. (2015) 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. <http://dx.doi.org/10.3390/w7020615>
- TOSIC, M.; RESTREPO, J.D.; IZQUIERDO, A.; LONIN, S.; MARTINS, F.; ESCOBAR, R. (2017) An integrated approach for the assessment of land – based pollution in the coastal zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 211, p. 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.035>
- TUCCI, C.E.M. (2008) Águas Urbanas. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 97-112. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200007>
- VIEIRA, R.H.S.F.; CATTER, K.M.; SAMPAIO, S.S.; RODRIGUES, D.P.; THEOPHILO, G.N.D.; FONTELES-FILHO, A.A. (2002) The stormwater drain system as a pollution vector of the seashore in Fortaleza (Ceará state, Brazil). *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 33, n. 4, p. 294-298. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822002000400003>
- VIEIRA, R.H.S.F.; MENEZES, F.G.R.; COSTA, R.A.; MARIS, R.V.; ABREU, I.M.; FONTELES-FILHO, A.A.; SOUSA, O.V. (2011) Galerias pluviais como fonte de poluição de origem fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 44, n. 2, p. 5-12. <https://doi.org/10.32360/acmar.v45i1138>
- VON SPERLING, M. (2005) *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. v. 1. 452 p.
- WARSTA, L.; NIEMI, T.J.; TAKA, M.; KREBS, G.; HAAHTI, K.; KOIVUSALO, H.; KOKKONEN, T. (2017) Development and application of an automated subcatchment generator for SWMM using open data. *Urban Water Journal*, v. 14, n. 9. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1325496>
- WOLFF, D.B.; GONÇALVES, I.H.; GASTALDINI, M.C.C.; SOUZA, M.M. (2016) Resíduos Sólidos no Sistema de Drenagem Urbana no município de Santa Maria (RS). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 151-158. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41520201600100132089>
- YU, H.; HUANG, G.; WU, C. (2014) 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. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/content/70/5/858>>. Acesso em: 13 set. 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.302>
- ZAFFANI, A.G. (2012) *Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: Diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas em São Carlos, SP*. 174f. Dissertação (Mestrado em Ciências-Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ZEILHOFER, P.; LIMA, E.B.N.R.; LIMA, G.A.R. (2010) Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Mato Grosso State, central Brazil. *Urban Water Journal*, v. 7, n. 3, p. 173-186. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2010.484496>