



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

RÔMULO FERREIRA FRAGA

**IMPACTO DAS CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO NA DINÂMICA DE
COLIFORMES EM UM LAGO TROPICAL**

FORTALEZA
2020

RÔMULO FERREIRA FRAGA

IMPACTO DAS CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO NA DINÂMICA DE COLIFORMES
EM UM LAGO TROPICAL

Trabalho de Conclusão de Curso referente ao curso de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

FORTALEZA

2020

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)

F87i Fraga, Rômulo Ferreira.
Impacto das condições de escoamento na dinâmica de coliformes em um lago tropical / Rômulo Ferreira Fraga. – 2020.
46 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

1. Coliformes totais. 2. Escherichia coli. 3. Hidráulica. 4. Tendências sazonais e interanuais. 5. Modelagem da qualidade da água. I. Título.

CDD 628

RÔMULO FERREIRA FRAGA

IMPACTO DAS CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO NA DINÂMICA DE COLIFORMES
EM UM LAGO TROPICAL

Trabalho de Conclusão de Curso referente ao curso de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovado em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Ana Bárbara de Araújo Nunes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Mestranda Letícia Lacerda Freire
Universidade Estadual do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela sabedoria e força para seguir firme na caminhada.

Aos meus pais, pelo amor e paciência e pelo apoio incondicional.

Ao Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto, pela paciência, pelo estímulo, e todas as oportunidades que me ofereceu, também pela excelente orientação ao longo de todo o tempo que trabalhamos juntos na pesquisa que possibilitou este trabalho escrito.

A professora Dra. Ana Bárbara de Araújo Nunes, por fazer parte da minha banca avaliadora e por todo aprendizado como professora e pelo crescimento pessoal e profissional no meu período de graduação, quando era minha tutora.

A Letícia Lacerda Freire aceitar o convite de participar da banca avaliadora e contribuir de forma grandiosa na qualidade deste trabalho por meio de sua expertise.

Aos meus saudosos amigos, Jedi, Vito, Maico, Samu e VH, independente da jornada de cada um, sei que posso contar com vocês.

“Um navio permanece seguro no cais, mas não foi para isso que os navios foram feitos, o mar é seu destino.”

William Shedd.

RESUMO

Este estudo investigou a variação sazonal e interanual dos coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC) no lago Santo Anastácio. Embora este lago receba grandes quantidades de esgoto não tratado da bacia de contribuição, ele é usado informalmente para pesca e coleta de água para irrigação. Medições de parâmetros meteorológicos e hidrológicos da região revelaram que a precipitação e a vazão foram os parâmetros que controlam a dinâmica de coliformes no lago. Correlações foram obtidas para descrever as condições de vazão de entrada do lago, CT e EC, resultando em coeficientes de determinação satisfatórios ($R^2 > 0,60$). Os valores de CT aumentaram com a vazão de entrada, enquanto os valores de EC reduziram. Esse comportamento inesperado para EC foi atribuído ao contrabalanço da diluição do escoamento superficial e carga adicional advinda da bacia hidrográfica. A eficiência de remoção dos coliformes presentes no lago foi semelhante à dos sistemas de lagoas facultativas. Correlações foram ajustadas aos dados experimentais ($R^2 > 0,80$) para obter taxas de decaimento de primeira ordem de CT e EC em função do número de Reynolds do lago, assumindo os modelos de fluxo em pistão e mistura completa. Um modelo mecanicista-empírico geral foi usado para simular a variação sazonal e interanual de CT e EC no lago, com desvios de até 33% dos dados experimentais. Os resultados indicaram que as variações sazonais são mais relevantes que as variações interanuais, com cerca de 90% do lago excedendo os padrões obrigatórios de qualidade da água para EC. A eliminação da vazão no período de estiagem resultou em reduções nessa excedência para 30 e 0% nas estações chuvosa e seca, respectivamente.

Palavras-chave: Coliformes totais. *Escherichia coli*. Tendências sazonais e interanuais. Decaimento de coliformes. Hidráulica, Modelagem da qualidade da água.

ABSTRACT

This study investigated the seasonal and interannual variation of total coliforms (TC) and *Escherichia coli* (EC) in an urban lake in the Brazilian semiarid. Although this lake receives large inputs of untreated sewage from the catchment, it is informally used for fishing and water collection for irrigation. Measurements of meteorological and hydrological parameters revealed that precipitation and flow rate were the controlling parameters influencing coliform dynamics in the lake. Correlations were obtained to describe the lake inlet conditions of flow rate, TC and EC, resulting in relatively high coefficients of determination ($R^2 > 0.60$). TC increased with flow rate, while EC slightly decreased. This unexpected behavior for EC was attributed to the counterbalancing impact of surface runoff dilution and additional loading from the catchment. The coliform removal efficiency of the lake was similar to that of facultative pond systems. Correlations were fitted to the experimental data ($R^2 > 0.80$) to obtain first-order decay rates of TC and EC as a function of the lake Reynolds number, assuming both the plug-flow and complete-mix models. A general mechanistic-empirical model was used to simulate the seasonal and interannual variation of TC and EC in the lake, with deviations of up to about 33% of experimental data. The results indicated that seasonal variations are more pronounced than interannual variations, with about 90% of the lake exceeding the mandatory water quality standards for EC. Eliminating the dry weather flow rate and loading yielded reductions in this exceedance to 30 and 0% in the wet and dry seasons, respectively.

Keywords: Total coliforms. *Escherichia coli*. Seasonal and interannual trends. Coliform decay. Hydraulics. Water quality modelling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática do regime de fluxo em pistão	17
Figura 2 – Representação esquemática do regime de mistura completa	18
Figura 3 – Diagrama esquemático do lago Santo Anastácio, no Estado do Ceará, semiárido brasileiro	22
Figura 4 – Variação sazonal de (a) temperatura do ar e exposição solar, (b) velocidade do vento e evaporação diária e (c) precipitação diária e vazões	27
Figura 5 – Variação sazonal de (a) coliformes totais e (b) <i>E. coli</i> na entrada e saída do lago	29
Figura 6 – Correlações obtidas para (a) vazão, com indicação das condições de vazão; b) coliformes totais; e (c) <i>E. coli</i>	32
Figura 7 – Taxas de decaimento de coliformes ajustadas obtidas usando os modelos fluxo em pistão e mistura completa como uma função do número de Reynolds para (a) coliformes totais e (b) <i>E. coli</i>	35
Figura 8 – Séries temporais de (a) precipitação, (b) vazão na entrada do lago, concentrações de entrada e saída de (c) coliformes totais e (d) <i>E. coli</i>	37
Figura 9 – Previsão de variações sazonais de coliformes totais e <i>E. coli</i> para 2018	39
Figura 10 – Previsão do impacto da eliminação da vazão e carga durante a estação chuvosa de 2018	41
Figura 11 – Previsão do impacto da eliminação da taxa de fluxo e carga do clima seco durante a estação seca de 2018	42

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Justificativa	15
1.2	Objetivos	15
2	REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1	Sistemas de drenagem	16
2.1.1	<i>Microdrenagem e macrodrenagem</i>	16
2.2	Impacto antrópico nos sistemas de drenagem	16
2.3	Modelagem matemática	17
2.3.1	<i>Modelo de fluxo em pistão</i>	17
2.3.2	<i>Modelo de mistura completa</i>	17
2.4	Decaimento bacteriano em corpos hídricos	18
2.5	Bactérias do grupo coliforme	19
2.5.1	<i>Coliformes totais</i>	19
2.5.2	<i>Coliformes termotolerantes</i>	19
2.5.3	<i>Escherichia coli</i>	19
2.6	Trabalhos desenvolvidos em lagos semiáridos tropicais	20
3	METODOLOGIA	21
3.1	Descrição da área de estudo	21
3.2	Estudo de campo e análise de dados	22
3.3	Modelagem hidráulica e decaimento de coliformes	23
3.3.1	<i>Concentrações na entrada e saída do lago</i>	23
3.3.2	<i>Coefficiente de decaimento bacteriano</i>	23
3.3.3	<i>Previsão do comportamento no período de estiagem</i>	24
3.4	Simulações de modelo para diferentes condições de fluxo	24
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1	Parâmetros meteorológicos e hidrológicos	26
4.2	Variação sazonal de CT e EC no lago	28
4.3	Correlações para vazão e concentrações de CT e EC	30
4.4	Ajuste do coeficiente de decaimento ao número de Reynolds	33
4.5	Comparações entre dados reais e simulações	36
4.6	Previsão de variações de CT e EC em 2018	38

4.7	Impacto da eliminação da carga de esgoto no lago	39
4.7.1	<i>Eliminação da carga na estação chuvosa</i>	39
4.7.2	<i>Eliminação da carga no período seco</i>	41
5	CONCLUSÃO	43
	REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

A poluição dos recursos hídricos é uma questão predominante em todo o mundo. Nos países em desenvolvimento, a ausência de saneamento em áreas carentes, leva à morte de milhões de pessoas anualmente devido a contaminação patogênica (ASHBOLT *et al.*, 2004; WHITEHEAD *et al.*, 2018).

Uma revisão do problema da contaminação por bactérias coliformes nos países em desenvolvimento é feita por Kostyla *et al.* (2015). Por outro lado, muitos países desenvolvidos usam sistemas de esgoto combinados, que também contêm patógenos e outros poluentes não pontuais transportados pelas águas pluviais. Como consequência, a contaminação por patógenos tem sido uma preocupação crescente em muitos desses países (BROOKES *et al.*, 2005; DAVIS *et al.*, 2005; HATHAWAY *et al.*, 2009; THÉRIAULT e DUCHESNE, 2015; MOHAMMED *et al.*, 2018; PARTIKA *et al.*, 2018).

Coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC), são os indicadores patogênicos mais comuns para a qualidade sanitária da água. Enquanto os CT são microrganismos inofensivos encontrados naturalmente no ambiente, as EC são originadas principalmente da contaminação fecal.

No entanto, devido às interações complexas de vários fatores envolvidos na dinâmica de coliformes em ambientes aquáticos, tais como escoamento de águas pluviais, poluição difusa, temperatura e radiação solar, a variação sazonal de bactérias coliformes em bacias ainda é uma questão em aberto.

Enquanto a maioria dos estudos identificou um aumento no CT e EC durante eventos chuvosos (CROWTHER *et al.*, 2002; RODGERS *et al.*, 2003; DORNER *et al.*, 2007; STEIN e ACKERMAN, 2007; CHA *et al.*, 2010; CHO *et al.*, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; ST LAURENT e MAZUMDER, 2014; FONSECA *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2018; JEON *et al.*, 2019), outra gama de estudos não relataram uma variabilidade sazonal significativa ou mesmo uma diminuição na EC com a precipitação (CHEN e CHANG, 2014; NGUYEN *et al.*, 2016; MESQUITA *et al.*, 2019).

A dinâmica das bactérias coliformes na água tem sido investigada por muitos autores (MANCINI, 1978; SARIKAYA *et al.*, 1987; AUER E NIEHAUS, 1993; CHAPRA, 1997; VON SPERLING, 1999; 2002; HIPSEY, 2006; SILVA *et al.*, 2011; NGUYEN *et al.*, 2016; HO *et al.* 2017; LIMA *et al.*, 2018; OLIVEIRA FILHO and LIMA NETO, 2018; WHITEHEAD *et al.*, 2018). Entretanto, a escolha do melhor modelo de fluxo para prever o decaimento de bactérias coliformes em ambientes aquáticos permanece uma questão em

aberto.

Enquanto a taxa de decaimento é geralmente considerada de primeira ordem, o tipo de fluxo varia entre dois extremos: modelo de fluxo em pistão e mistura completa. Além disso, o coeficiente de decaimento de primeira ordem pode ser obtido experimentalmente ou previsto usando as fórmulas disponíveis na literatura. A fórmula proposta por Mancini (1978) prevê a taxa de decaimento em função da temperatura, radiação solar e salinidade, e é geralmente considerado como o modelo mais completo para descrever o decaimento de bactérias coliformes (MANACHE *et al.*, 2007).

1.1 Justificativa

O foco deste estudo está em lagos de água quente localizados no nordeste brasileiro. Essa região semiárida tropical é caracterizada por um balanço hídrico atmosférico fortemente negativo e secas recorrentes, que exigiram a construção de milhares de barragens ao longo do século passado (LIMA NETO *et al.*, 2011; CAMPOS *et al.*, 2016; BRAGA *et al.*, 2019). No entanto, a maioria desses lagos recebe grandes quantidades de esgoto não tratado por conta da ineficiência do saneamento urbano local.

Buscar alternativas que preencham a lacuna da descrição do decaimento de coliformes pode oferecer ferramentas no combate à poluição de corpos hídricos, contribuindo de maneira significativa com a preservação do meio ambiente e na saúde da população que utiliza os recursos dos corpos hídricos para diversos fins.

1.2 Objetivos

O objetivo deste estudo é investigar a variação sazonal e interanual de CT e EC em um lago localizado na cidade de Fortaleza, no estado do Ceará. Diferentemente da maioria dos lagos semiáridos, esse lago nunca esvazia, pois recebe continuamente grandes quantidades de esgoto não tratado de uma bacia urbana.

Portanto, como a pesca informal e a coleta de água para irrigação são atividades comuns neste lago, existe o risco de exposição humana à contaminação por coliformes.

O estudo também avalia a cinética da reação de acordo com diferentes modelos de escoamento de fluxo e fornece modelos mecânico-empíricos gerais que podem ser aplicados ao gerenciamento da qualidade da água do lago e bacia hidrográfica.

2 REVISÃO DA LITRATURA

No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em seu Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto — 2016, 93,0% da população urbana é atendida por rede de abastecimento de água e somente 51,9% é atendida com coleta de esgoto. Em relação ao esgoto gerado, somente 44,9% sofre algum tipo de tratamento.

Nesse cenário, mais de 55% do esgoto doméstico gerado no Brasil é lançado in natura nos corpos d'água e os outros quase 45% passam por tratamento, em uma tentativa por parte dos prestadores dos serviços de água e esgoto de enquadrarem os seus efluentes às legislações federal e/ou estadual. (SACARATI *et al.* 2013)

2.1 Sistemas de drenagem

Segundo Tucci *et al.* (2001), o sistema de drenagem é dito como o conjunto da infraestrutura existente que realiza a coleta, o transporte e o lançamento final das águas superficiais em uma cidade. É constituído por uma série de medidas estruturais que visam minimizar os riscos a que estão expostas as populações, diminuindo os prejuízos causados pelos alagamentos, inundações e pode ser dividido em: micro drenagem e macrodrenagem, onde Scarati (2012) define da seguinte forma:

2.1.1 Microdrenagem e macrodrenagem

Microdrenagem: trata-se de coleta e afastamento de águas superficiais ou subterrâneas através de pequenas e médias galerias, boca de lobo e bueiros. São instalados em pontos apropriados para a coleta e transporte das águas pluviais até o ponto de lançamento que podem ser os canais, córregos ou rios.

Macrodrenagem: compreende galerias de grande porte e os corpos receptores - como canais e rios que recebem a água coletada pela microdrenagem.

2.2 Impacto antrópico nos sistemas de drenagem

Nos países em desenvolvimento, o crescimento populacional e os assentamentos urbanos não controlados, são fatores que causam complicações na logística de cobertura de esgotamento sanitário e drenagem urbana, ocasionando o transporte de águas pluviais urbanas

juntamente com o lançamento de esgoto não tratado em corpos hídricos receptores, levando à sua poluição, problemática que é percebida pelo como necessidade de medidas corretivas. (WALKER *et al.* 1999; SILVEIRA 2002; BIRCH *et al.* 2006; AKAISHI 2007)

2.3 Modelagem matemática

O decaimento bacteriano é geralmente modelado pela cinética de primeira ordem. A concentração de coliformes no efluente é também uma função da configuração da lagoa, podendo ser representada por um dos seguintes modelos hidráulicos: fluxo em pistão, fluxo disperso e mistura completa. De acordo com os diferentes regimes hidráulicos, as fórmulas são usadas para a determinação da contagem de coliformes no efluente da lagoa de maturação (VON SPERLING, 1999). As equações (1) e (2) abaixo demonstram dois modelos:

2.3.1 Modelo de fluxo em pistão

As partículas de fluido entram continuamente na extremidade do tanque, passam através do mesmo e são descarregadas na outra extremidade, na mesma sequência que entraram. As partículas permanecem no tanque por um período igual ao tempo de detenção hidráulico.

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

Figura 1 – Representação esquemática do regime de fluxo em pistão.



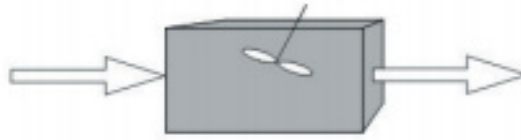
Fonte: VON SPERLING (2002).

2.3.2 Modelo de mistura completa

As partículas que entram no tanque são imediatamente dispersas em todo o corpo do reator. O fluxo de entrada e saída é contínuo. As partículas deixam o tanque à sua medida de sua proporção estatística.

$$C = C_0/(1+kt) \quad (2)$$

Figura 2 – Representação esquemática do regime de mistura completa.



Fonte: VON SPERLING (2002).

com C e C_0 em número mais provável (NMP), k é o coeficiente de decaimento de primeira ordem (dia^{-1}), e t é o tempo de retenção hidráulica (dia), dado pela seguinte equação:

$$t = V/Q \quad (3)$$

onde V é o volume do reservatório (m^3) e Q é a vazão (m^3/s).

Então, as equações (4) e (5) foram usadas neste estudo para estimar os valores de K para as diferentes condições de vazão citadas acima para os regimes de fluxo em pistão e mistura completa, respectivamente:

$$k = -\ln(C/C_0)/t \quad (4)$$

$$k = (C_0/(C-1))/t \quad (5)$$

2.4 Decaimento bacteriano em corpos hídricos

Muitos estudos realizaram modelagens para o decaimento bacteriano em sistemas de tratamento de efluentes para diferentes regimes hidráulicos com base em parâmetros químicos, físicos e biológicos do reservatório ou reator. Porém, a maioria dos estudos estão concentrados nas relações químicas e geométricas dos reservatórios e em relações empíricas para remoção de coliformes. (DIAS 2018; TORRES 2011; MOREIRA *et al.* 2009; BERAN *et al.* 2005; SHUFANG 2002; AGUNWAMBA 1991; KASHEFIPOUR 2002).

Estudos encontraram relações entre números adimensionais que descrevem o fluxo e a eficiência de remoção de coliformes, entretanto não encontraram correlações mais robustas. (NAMECHE *et al.* 1998)

Estudos realizados por Von Sperling (2007, 2005, 2002, 1999) mostram que o modelo de fluxo em pistão é mais indicado para lagoas facultativas alongadas ($L/B = 2$), enquanto o modelo de mistura completa é favorecido quando o formato da lagoa facultativa tem forma quadrada ou retangular suave. Onde os valores de k (dia^{-1}) para o regime de mistura completa variam de 0,4 – 5,0. Enquanto os valores de k de fluxo em pistão não possuem um intervalo padronizado.

2.5 Bactérias do grupo coliforme

Estudos de Alves *et al* (2018), Silva (1997) e Santos *et al* (2014) corroboram com as definições apresentadas pela FUNASA (2013), onde caracterizam:

2.5.1 Coliformes totais

Bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5$ o C em 24-48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima β - galactosidase. A maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo.

2.5.2 Coliformes termotolerantes

Subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2$ o C em 24 horas; tendo como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal.

2.5.3 Escherichia coli

Bactéria do grupo coliforme que fermenta a lactose e manitol, com produção de ácido e gás a $44,5 \pm 0,2$ o C em 24 horas, produzindo a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidrolisa a ureia e apresenta atividade das enzimas β galactosidase e β glucoronidase, sendo considerado o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos.

A origem fecal da *E. coli* é inquestionável e sua natureza universal pouco provável, o que valida seu papel mais preciso de organismo indicador de contaminação tanto em águas naturais quanto tratadas.

2.6 Trabalhos desenvolvidos em lagos semiáridos tropicais.

O aumento dos assentamentos urbanos irregulares ao longo das margens e do canal de drenagem do lago que é objeto deste trabalho, é tema central de muitos estudos que se voltaram para avaliar e mensurar os impactos ambientais nos meios físico, biótico e antrópico, com diferentes pontos de vista e diversas abordagens, com perspectivas econômicas, sociais e biológicas, por exemplo.

Embora a dinâmica da matéria orgânica, nutrientes e algas tenha sido recentemente investigada para esses lagos semiáridos tropicais (PACHECO e LIMA NETO, 2017; ARAÚJO e LIMA NETO, 2019), estudos sobre contaminação de coliformes têm se limitado à análise de conformidade em relação aos padrões obrigatórios de qualidade da água (ARAÚJO, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2014), ainda sem a descrição da dinâmica de coliformes nos lagos.

3 METODOLOGIA

3.1 Descrição da área de estudo

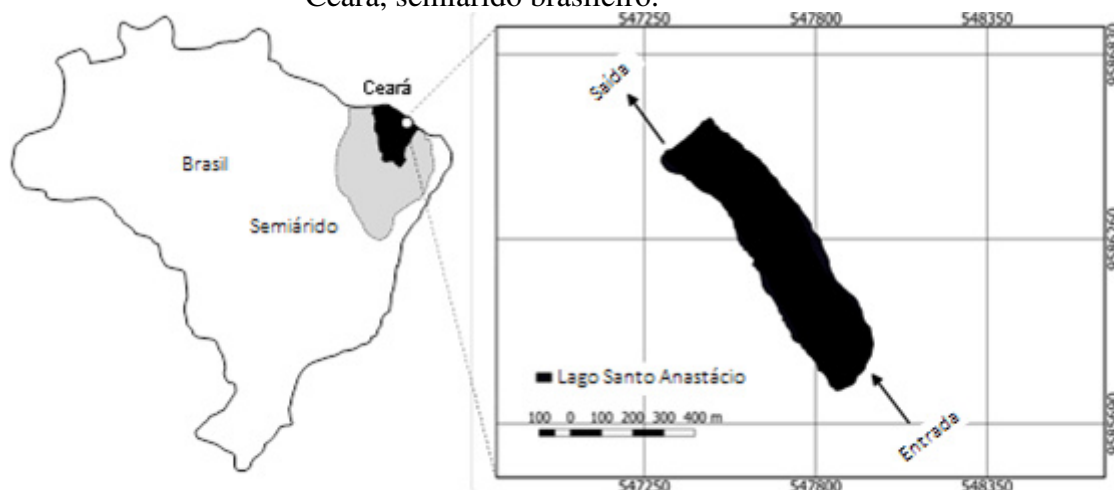
O presente estudo foi realizado em um lago com características retangulares chamado Santo Anastácio, localizado em Fortaleza, no estado do Ceará, como mostrado esquematicamente na Figura 3. Fortaleza é uma cidade turística com mais de 2,6 milhões de habitantes, e seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) varia significativamente (0,2 - 0,9) entre as diferentes áreas urbanas.

A cidade possui sistemas de saneamento deficientes, resultando em uma descarga maciça de esgoto não tratado no sistema de águas pluviais ao longo do ano. O lago estudado neste trabalho está localizado em uma das áreas da cidade com IDH moderado a baixo.

O lago é alimentado por um canal de drenagem de 2,5 km de extensão, com uma área total de captação de cerca de 4 km². Sendo a maior parte dessa área é coberta por redes de esgoto, mas apenas uma fração das residências está realmente conectada ao sistema de esgotamento sanitário. Além disso, o lago recebe grandes aportes de águas residuárias de assentamentos informais ao redor do canal de drenagem.

De acordo com um levantamento batimétrico disponível em Araújo (2016), o lago tem uma profundidade média de cerca de 2 m, largura de 200 m de largura e um comprimento de 800 m. Durante a estação seca, o volume do lago é aproximadamente constante e igual a 320.000 m³, pois recebe esgoto continuamente não tratado do canal de drenagem. Na estação chuvosa, o volume aumenta para cerca de 500.000 m³ devido ao escoamento urbano. O lago descarrega seus escoamentos através de um vertedouro retangular de 2 m de largura em um rio urbano que flui em direção à costa.

Figura 3 – Diagrama esquemático do lago Santo Anastácio, no Estado do Ceará, semiárido brasileiro.



Fonte: O autor.

3.2 Estudo de campo e análise dos dados

Os estudos de campo foram realizados durante as estações chuvosa e seca, entre fevereiro e agosto de 2018 para avaliar a variabilidade das concentrações de CT e EC na entrada e saída do lago, volume, vazão de entrada e saída.

As profundidades da água no lago foram medidas com uma régua na seção do açude, relacionadas à profundidade, largura, comprimento e volume médios do lago, usando o levantamento batimétrico fornecido por Araújo (2016).

As vazões foram calculadas a partir das medidas de velocidade e profundidade da água obtidas com o objetivo de um anemômetro de hélice (MiniWater20, Omni Instruments) e uma régua, respectivamente.

As concentrações de CT e EC foram obtidas de amostras de água coletadas na entrada e saída do lago simultaneamente. As amostras foram analisadas no Laboratório de Saneamento (LABOSAN) da Universidade Federal do Ceará - UFC, utilizando o teste Colilert (IDEXX Laboratories, Portland, ME, EUA). As medidas acima permitiram o cálculo da eficiência de remoção de CT e EC para cada condição de fluxo.

As chuvas, a exposição solar, a temperatura do ar, a velocidade do vento e as taxas de evaporação também foram medidas em uma estação meteorológica localizada perto da saída do lago. Esses dados foram utilizados para estudar o impacto da meteorologia na dinâmica de coliformes e obtenção de correlações gerais para vazão (em função da precipitação), CT e EC (em função da vazão). Também foram analisadas séries temporais de

precipitação para diferentes anos, a fim de avaliar as variabilidades sazonais e interanuais da vazão, CT e EC no lago. Além disso, também foi investigado o impacto da redução da vazão e da carga de coliformes no período de estiagem.

3.3 Modelagem hidráulica e decaimento de coliformes

3.3.1 Concentrações na entrada e saída do lago

As concentrações de CT e EC no lago foram estimadas utilizando os modelos de fluxo em pistão e mistura completa, que podem ser descritos pelas Eqs. (6) e (7), respectivamente:

$$C = C_o \cdot e^{-kx/u} \quad (6)$$

$$C = Q_o C_o / (Q + kV) \quad (7)$$

Onde C e C_o são as concentrações de saída e entrada (mg.l⁻¹), respectivamente; Q e Q_o são as taxas de fluxo de saída e entrada (m³.s⁻¹), respectivamente; k é o coeficiente de decaimento de primeira ordem (dia⁻¹); V é o volume do lago (m³); x é a distância longitudinal da entrada do lago; e u é a velocidade média do fluxo (m.s⁻¹), dada pela seguinte equação:

$$u = (Q_o + Q) / (2A) \quad (8)$$

Onde A é a área média da seção transversal do lago (m²).

3.3.2 Coeficiente de decaimento bacteriano

As Eqs. (4) e (5) foram utilizados no presente estudo para ajustar os valores de k dos dados de campo de C, C_o, Q, Q_o, x, e V para diferentes condições de fluxo e para os regimes hidráulicos acima mencionados, respectivamente:

$$k = -u/x \cdot \ln(C/C_o) \quad (9)$$

$$k = (Q_o C_o - QC) / (CV) \quad (10)$$

Os valores ajustados de k foram estudados em função do número de Reynolds do lago (Re), dado pela Eq. (11), a fim de investigar o efeito da turbulência do fluxo nas taxas de remoção de CT e EC:

$$Re = uRh/v \quad (11)$$

Em que v é a viscosidade cinemática da água e Rh é o raio hidráulico, expresso por $Rh = (b.h) / (b + 2h)$, onde h e b são a altura e a largura médias do lago, respectivamente.

Assim, novas correlações gerais em função do número de Reynolds foram derivadas para os modelos de fluxo em pistão e mistura completa:

$$k = f(Re) \quad (12)$$

3.3.3 Previsão do comportamento no período de estiagem

Considerando uma eventual eliminação da vazão e carga no período de estiagem, o volume do lago diminuirá com o tempo devido à evaporação. Assim, neste caso, a concentração de CT ou EC no lago pode ser estimada usando a equação do balanço hídrico e o modelo transiente de mistura completa, que pode ser expressa numericamente pelas Eqs. (13) e (14), respectivamente:

$$V_{i+1} = V_i - E_i S_i \Delta t \quad (13)$$

$$C_{i+1} = V_i C_i (1 - k \Delta t) / V_{i+1} \quad (14)$$

onde os subscritos i e $i+1$ se referem a períodos subsequentes; E é a taxa de evaporação ($m.s^{-1}$); S é a superfície do lago (m^2); Δt é o intervalo de tempo (s^{-1}).

3.4 Simulações de modelo para diferentes condições escoamento

Finalmente, foi possível acoplar as correlações ajustadas para taxa de fluxo, CT e EC com as equações acima mencionadas, a fim de obter modelos mecanicista-empíricos

gerais para prever o impacto da meteorologia nas concentrações de coliformes no lago estudado, para as seguintes condições:

- a) Variação sazonal de CT e EC em 2018;
- b) Variação interanual de CT e EC para anos típicos (2018), chuvosos (2009) e secos (2013);
- c) Eliminação da vazão e carga do clima seco durante 2018.

Finalmente, as variações espaciais e temporais de CT e EC no lago foram avaliadas plotando os resultados dos modelos mecanicista-empíricos no Scilab 6.0.2.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variação dos parâmetros meteorológicos e hidrológicos

A Figura 4 mostra as medidas dos parâmetros meteorológicos e hidrológicos obtidos para o lago Santo Anastácio. Pode se observar que a variabilidade da temperatura do ar (26 - 31°C), exposição solar (33 - 47%), velocidade do vento (2 - 4 m.s⁻¹) e evaporação diária (2 - 6 mm) é pequena em comparação ao da precipitação diária (0 - 30 mm) e vazões (100 - 800 l.s⁻¹).

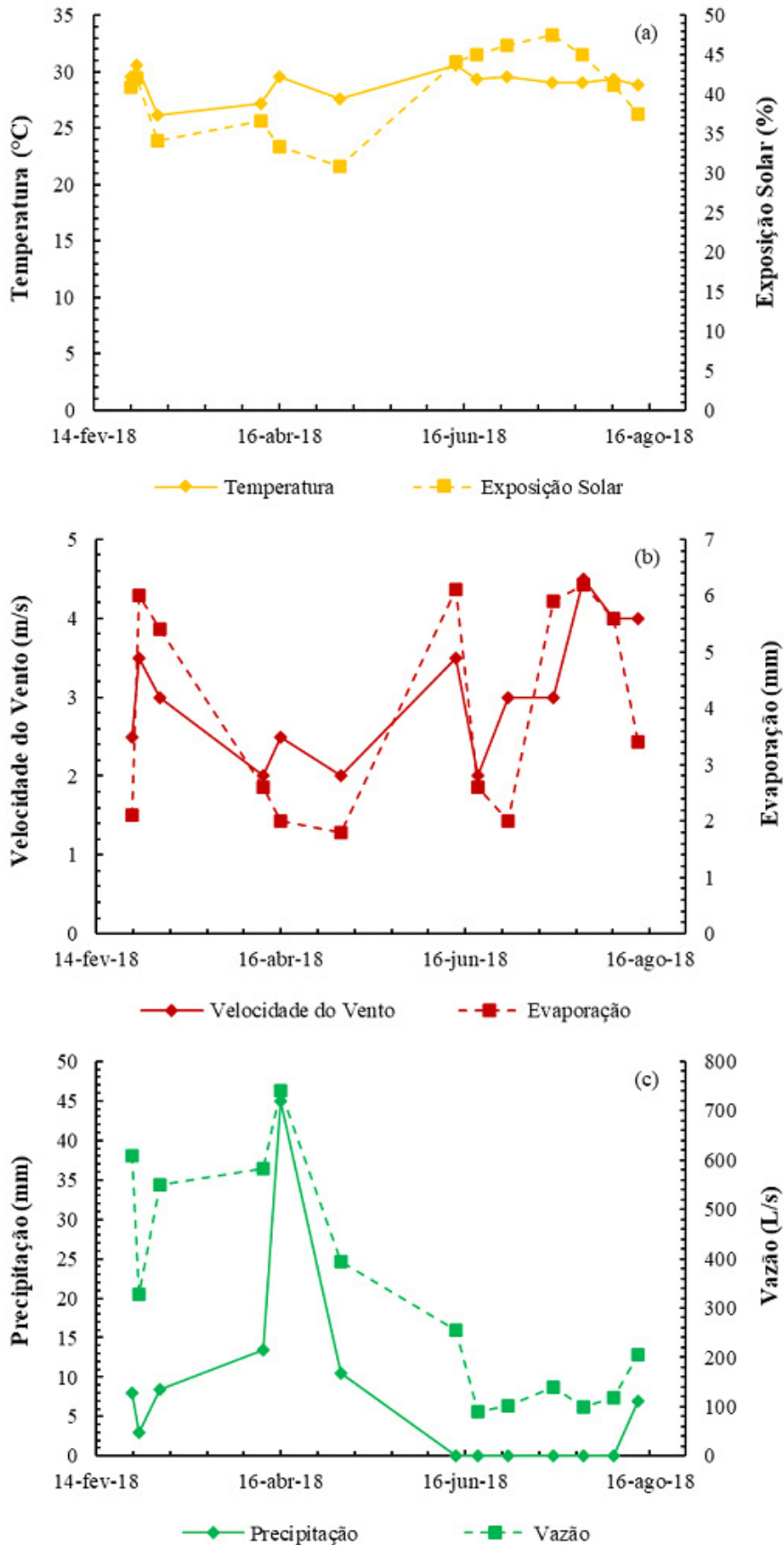
Apenas as taxas de precipitação e vazão apresentam uma variação sazonal clara: queda abrupta do período chuvoso para o seco. Isso sugere que esses dois são os parâmetros dominantes que afetam a dinâmica de coliformes no sistema do lago, indo de acordo com o estudo de Jeon *et al.* (2019) em uma bacia hidrográfica coreana.

Observe que a vazão na saída era cerca de 8% menor que a da entrada. Isso foi atribuído principalmente às perdas de evaporação na superfície do lago. Consistentemente, as perdas de evaporação medidas na estação meteorológica responderam por cerca de 5% da entrada.

É importante mencionar que ocorreu uma vazão constante de aproximadamente 120 l.s⁻¹ durante o período seco, representando uma contribuição contínua de esgoto não tratado de assentamentos informais ao longo do canal de drenagem anterior ao lago.

Os valores mencionados para os parâmetros meteorológicos e hidrológicos foram da mesma ordem dos relatados por Pacheco e Lima Neto (2017) e Araújo e Lima Neto (2019) para medições realizadas no período entre 2013 e 2014 no mesmo sistema.

Figura 4 – Variação sazonal de (a) temperatura do ar e exposição solar, (b) velocidade do vento e evaporação diária e (c) precipitação diária e vazões.



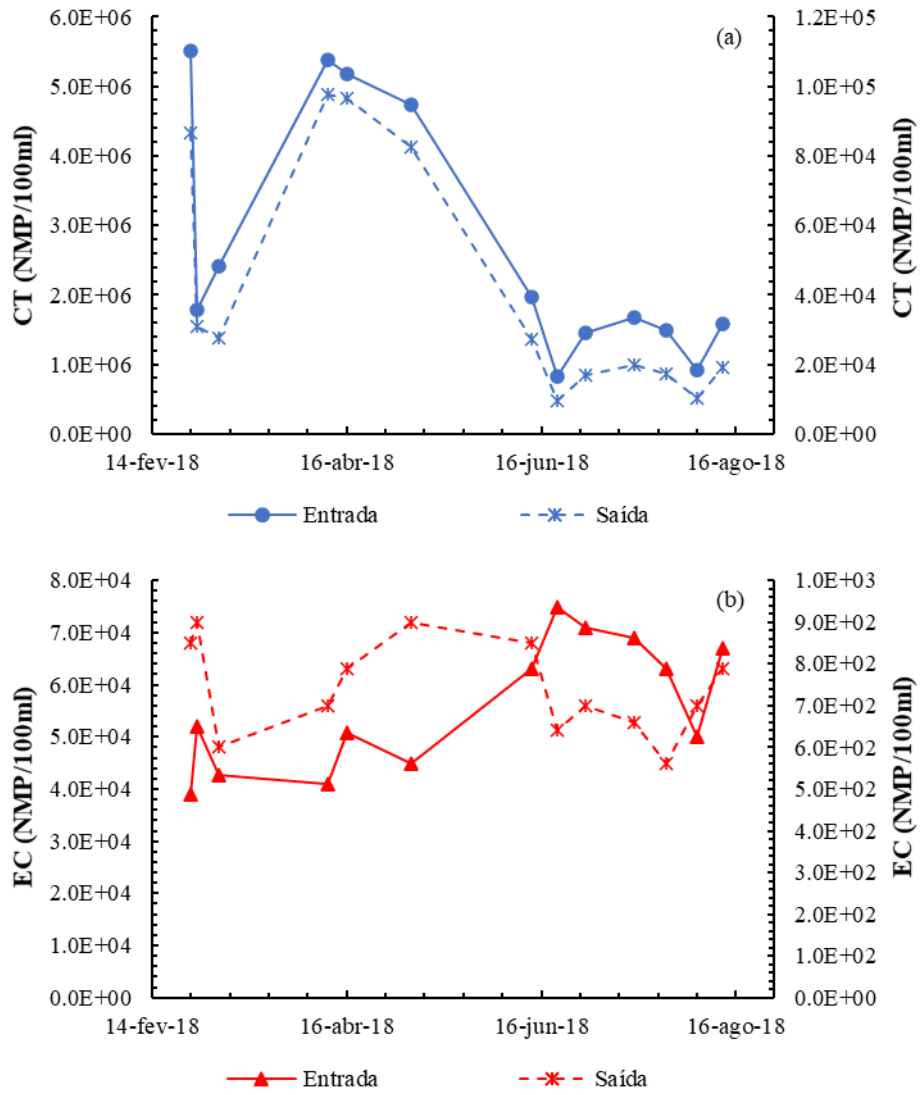
Fonte: O autor.

4.2 Variação sazonal de CT e EC no lago

A Figura 5 mostra as concentrações de coliformes medidas na entrada e na saída do lago. As concentrações de entrada de CT e EC variaram entre $1,0 - 6,0E10+06$ e $4,0 - 7,0E+04$ NMP/100ml, respectivamente, que são aproximadamente uma ou duas unidades de log inferiores aos valores normalmente observados no esgoto doméstico (VON SPERLING, 2007), e da mesma ordem daqueles observados em sistemas combinados de esgoto (STEIN E ACKERMAN, 2007). Isso implica que a contribuição do esgoto não tratado de assentamentos informais já apresentou alguma diluição e / ou decaimento dos coliformes ao longo do canal de drenagem que alimenta o lago estudado.

A Figura 5 também mostra que o lago agia de maneira semelhante a um sistema de lagoas facultativas, já que as concentrações de saída de CT e EC eram cerca de duas unidades de log inferiores às concentrações de entrada (VON SPERLING, 2007). No entanto, a concentração de EC frequentemente ultrapassou $8,0E+02$ NMP/100ml, o que corresponde aproximadamente ao limite obrigatório de $1,0E+03$ NMP/100ml de coliformes termotolerantes estabelecidos pelos Padrões Nacionais de Qualidade da Água de Superfície (HACHICH *et al.*, 2012).

Figura 5 – Variação sazonal de (a) coliformes totais e (b) *E. coli* na entrada e saída do lago.



Fonte: O autor.

4.3 Correlações para vazão e concentrações de CT e EC na entrada do lago

As equações (15), (16) para CT e (17) para EC foram ajustadas aos dados experimentais para descrever a vazão, CT e EC na entrada do lago (Fig. 6), resultando em coeficientes de determinação satisfatórios (R^2) de 0,85, 0,79 e 0,66, respectivamente. Observe que os dados de Araújo e Lima Neto (2019) também estão incluídos na Fig. 6 (a) para validar a relação taxa de precipitação e vazão obtida no presente estudo.

$$Q_o = 29,1(P) + 120 \quad (15)$$

$$C_o = 3,3E+04(Q_o)^{0,757} \quad (16)$$

$$C_o = 2,0E+04(Q_o)^{-0,237} \quad (17)$$

na Eq. (15), $P(\text{mm})$ é a precipitação diária e o valor de 120 l.s^{-1} corresponde à contribuição de esgoto não tratado de assentamentos informais ao longo do canal de drenagem quando P é nulo. As unidades de Q_o e C_o são l.s^{-1} e $\text{NMP}/100\text{ml}$, respectivamente.

A variação sazonal das concentrações de entrada confirma que a precipitação e a vazão dominam a dinâmica de coliformes na bacia hidrográfica, como apontado por Jeon *et al.* (2019).

As equações (15) - (17) indicam que um aumento na vazão de 8 vezes corresponde a um aumento de 5 vezes no CT e uma diminuição na EC de cerca de 30%. Como resultado, em períodos chuvosos, a carga do CT no lago aumenta 40 vezes, enquanto a carga da EC aumenta apenas 6 vezes.

O aumento da concentração de CT em eventos chuvosos é atribuído à contribuição do escoamento superficial da bacia hidrográfica, pois os CT também são encontrados no solo e na vegetação. Tendências semelhantes para CT foram relatadas por muitos autores (DORNER *et al.*, 2007; O'NEILL *et al.*, 2013; NGUYEN *et al.*, 2016). Por outro lado, a modesta redução da EC durante eventos chuvosos, provavelmente foi causada pelo equilíbrio de dois fatores opostos: diluição da descarga informal de esgoto e contribuição do escoamento superficial da bacia hidrográfica.

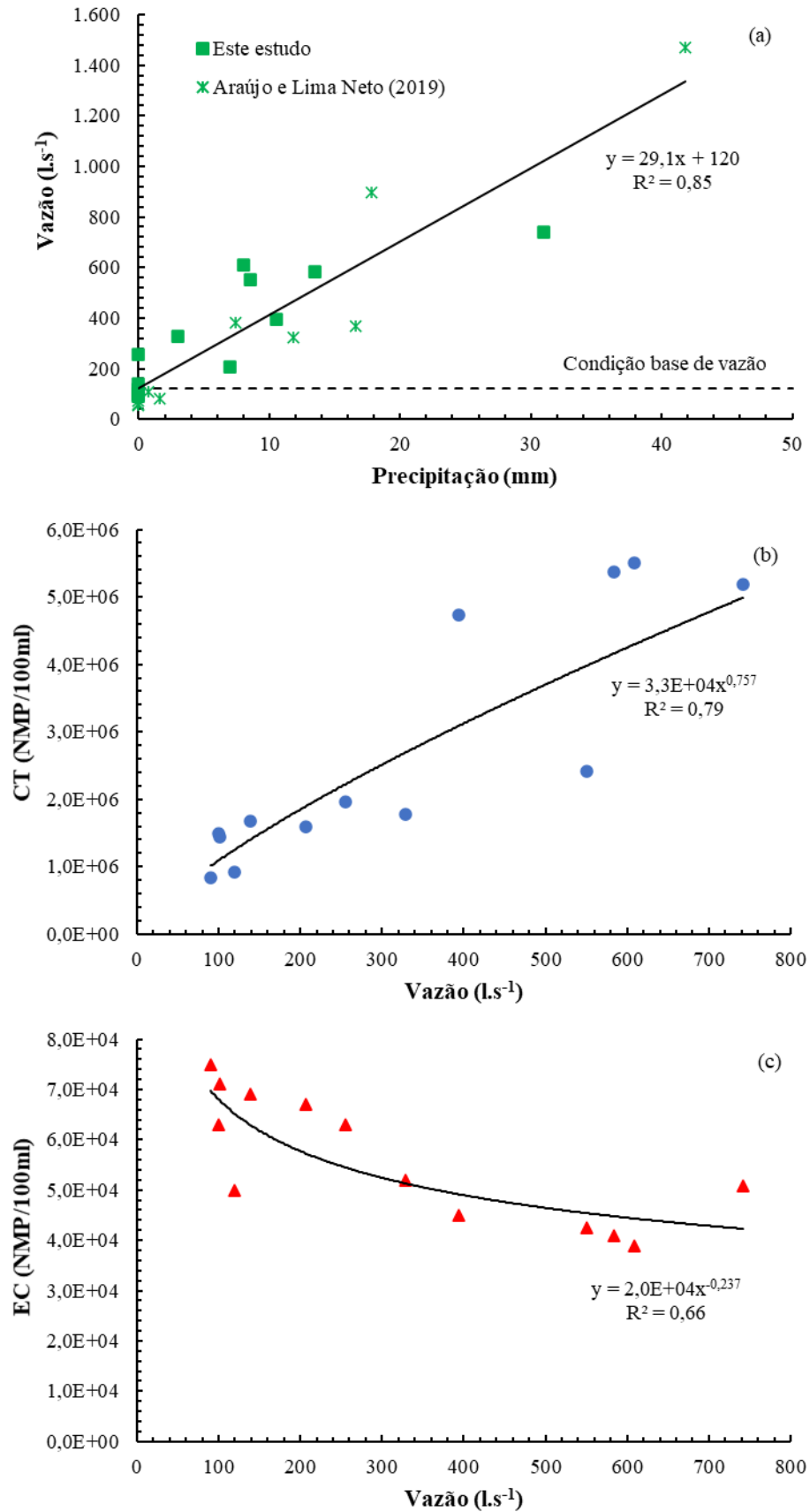
De fato, a redução da EC devido apenas à diluição resultaria em uma concentração de cerca de $8,0E+03$ NMP/100ml, em vez do valor de $4,0E+04$ NMP/100ml mostrado na Fig. 6. Portanto, neste caso, uma contribuição da carga de EC da bacia também é esperada. Chen e Chang (2014) também relataram uma diminuição de EC durante eventos chuvosos em um rio fortemente poluído. Por outro lado, Nguyen *et al.* (2016) e Mesquita *et al.* (2019) não encontraram diferença sazonal significativa para a EC em riachos tropicais poluídos. Provavelmente isso ocorreu porque o efeito da diluição do escoamento superficial contrabalanceou a carga EC adicional da bacia hidrográfica.

Kostyla *et al.* (2015) revisaram vários estudos sobre a variação sazonal da EC em fontes de água potável nos países em desenvolvimento, incluindo não apenas córregos e lagos, mas também dutos, tanques de água da chuva, água da torneira, caminhões de água, entre outros, e descobriram que cerca de 30% relataram nenhuma alteração ou diminuição da EC durante eventos chuvosos.

Outros estudos em países mais desenvolvidos observaram um aumento da EC durante eventos chuvosos (CROWTHER *et al.*, 2002; RODGERS *et al.*, 2003; DORNER *et al.*, 2007; STEIN E ACKERMAN, 2007, CHA *et al.*, 2010; CHO; *et al.*, 2012; O'NEILL *et al.*, 2013; FONSECA *et al.*, 2014; ST LAURENT E MAZUMDER, 2014; WANG *et al.*, 2018), semelhante ao comportamento acima mencionado de CT.

As tendências descritas aqui sugerem que os CT tendem a aumentar em eventos chuvosos, enquanto a EC pode exibir comportamentos diferentes, dependendo do nível de poluição dos córregos em relação à poluição das bacias hidrográficas.

Figura 6 – Correlações obtidas para (a) vazão, com indicação das condições de vazão base (~120 l.s⁻¹); b) coliformes totais; e (c) *E. coli*, todas medidas na entrada do lago.



Fonte: O autor.

4.4 Ajuste do coeficiente de decaimento ao número de Reynolds

As Figuras 7 (a) e (b) mostram, respectivamente, as taxas de decaimento de CT e EC ajustadas (k , em dia^{-1}) obtidas usando o modelo de fluxo em pistão [Eq. (9)] e modelo de mistura completa [Eq. (10)], resultando em correlações em função do número de Reynolds (Re).

Em seguida, equações da taxa de decaimento para coliformes totais com os modelos de fluxo em pistão ($R^2 = 0,99$) e mistura completa ($R^2 = 0,84$), respectivamente:

$$k = 1,8E-04(Re) + 0,051 \quad (18)$$

$$k = 2,4E-03(Re) + 1,49 \quad (19)$$

Abaixo, equações da taxa de decaimento para *E. coli* com os modelos de fluxo em pistão ($R^2 = 0,99$) e mistura completa ($R^2 = 0,87$), respectivamente:

$$k = 1,8E-04(Re) + 0,054 \quad (20)$$

$$k = 2,1E-03(Re) + 1,86 \quad (21)$$

Consistentemente com a literatura, a razão entre os valores de k obtidos para os modelos de mistura completa e fluxo em pistão variou entre 10 - 20 (VON SPERLING, 2002). Os valores de k ajustados para fluxo em pistão variaram de 0,1 a 0,6 dia^{-1} , e estão dentro dos valores de 0,01 a 1,5 dia^{-1} , relatados para lagoas de estabilização, lagos e rios (CHAPRA, 1997; MANACHE *et al.*, 2007; VON SPERLING, 2007; HIPSEY *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2011; NGUYEN *et al.*, 2016; OLIVEIRA FILHO E LIMA NETO, 2018; LIMA *et al.*, 2018).

É importante notar que, em geral, foram relatados na literatura valores mais baixos de k para lagoas de estabilização e lagos, enquanto valores mais altos foram relatados para rios. Isto está de acordo com os resultados mostrados na Fig. 7, nos quais é observada uma clara relação de k com Re .

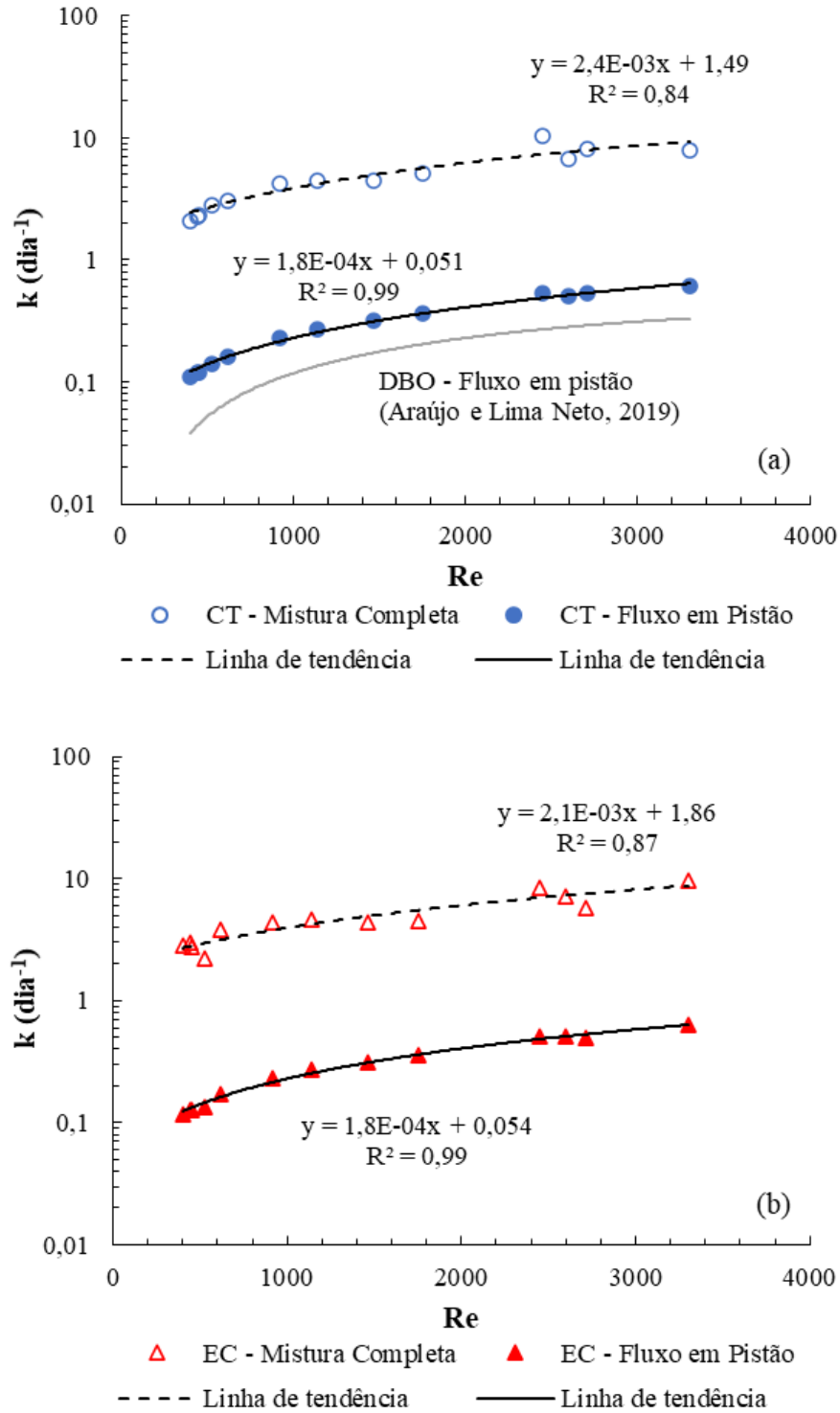
De fato, lagoas de estabilização e lagos estão normalmente dentro do regime de fluxo laminar ($Re < 2000$), enquanto os rios são geralmente turbulentos ($Re > 2000$), como

apontado por Araújo e Lima Neto (2019). Observe que o lago atual está em um regime de fluxo intermediário ($1000 < Re < 3000$), o que explica nossos valores de k acima dos mencionados na literatura.

Os resultados também indicam que o modelo de fluxo em pistão apresentou um melhor ajuste ($R^2 = 0,99$) para CT e EC do que o modelo mistura completa ($R^2 = 0,84 - 0,87$). Essa observação reflete a forma relativamente rasa e alongada do lago Santo Anastácio (ver Fig. 3) e sugere que a combinação da equação do fluxo em pistão com uma correlação que explica a turbulência do fluxo é adequada para representar a cinética de remoção de CT e EC no lago.

Consistentemente com a correlação de Araújo e Lima Neto (2019), o número de Reynolds (efeito de turbulência) também atuou favoravelmente à taxa de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em corpos d'água, conforme ilustrado na Figura 7 (a). No entanto, nossos valores ajustados de k são cerca de 2 vezes maiores. Chapra (1997) e Von Sperling (2007b) também relataram taxas mais altas de decaimento de coliformes para rios, enquanto Von Sperling (2002, 2007b) propôs coeficientes similares para remoção de DBO e coliformes em lagoas de estabilização.

Figura 7 – Taxas de decaimento de coliformes ajustadas obtidas usando os modelos fluxo em pistão e mistura completa como uma função do número de Reynolds para (a) coliformes totais e (b) *E. coli*. As taxas de decaimento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) previstas a partir da correlação de Araújo e Lima Neto (2019) também são mostradas para comparação.



Fonte: O autor.

Embora o modelo de fluxo em pistão tenha se adaptado melhor aos dados experimentais do que o modelo de mistura completa, ambas abordagens produziram coeficientes de determinação R^2 satisfatórios ($> 0,80$), e serão utilizadas neste estudo para simulação de cenários de decaimento de coliformes o lago e durante um estágio hipotético de esvaziamento na ausência de vazão e carga no período seco.

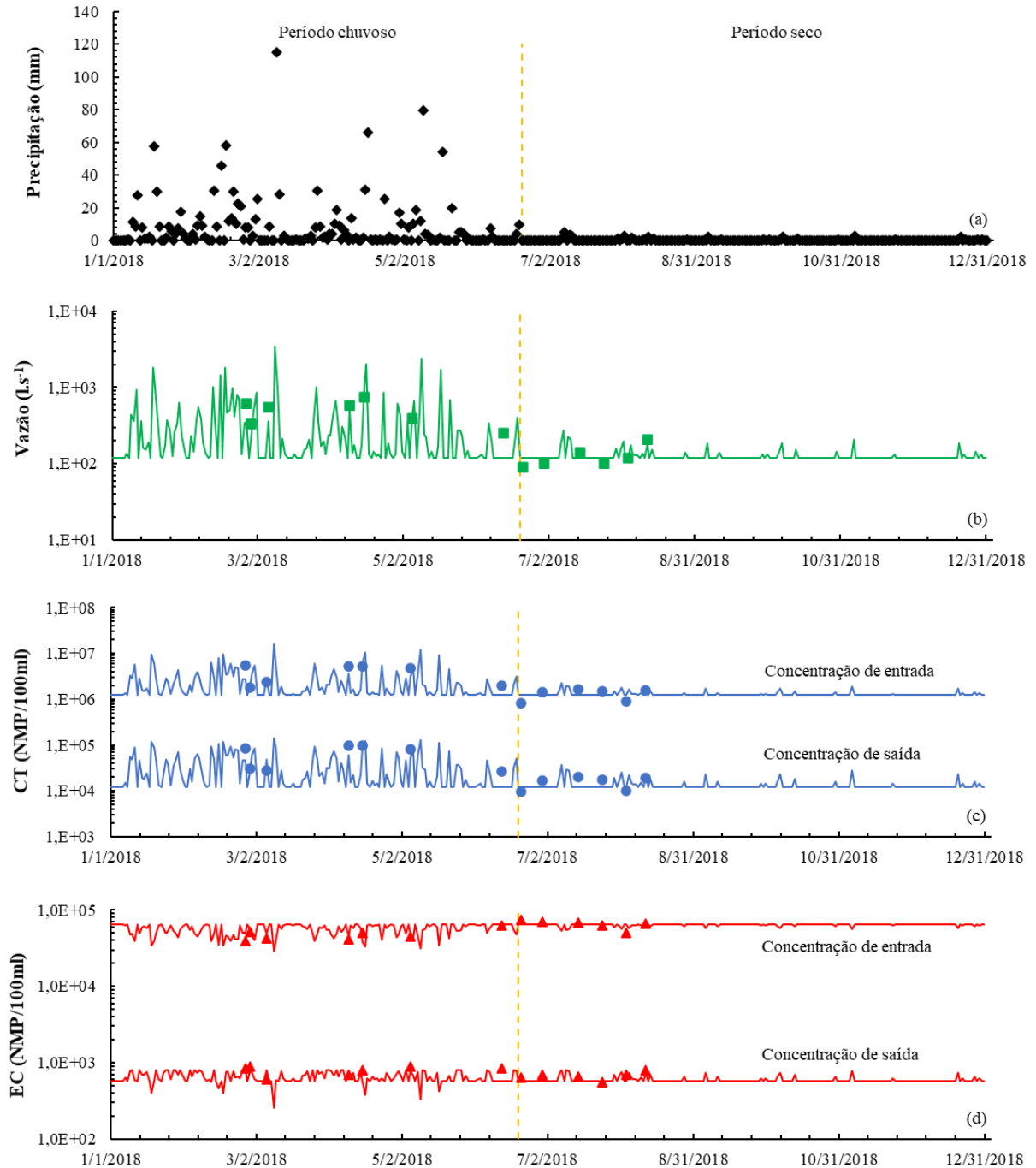
4.5 Análise entre dados reais e simulações para os períodos seco e chuvoso

A Figura 8 mostra séries temporais de precipitação, vazão na entrada do lago (os valores de saída são omitidos para evitar sobreposição), concentrações de entrada e saída de CT e EC. Os valores previstos e observados são representados por marcadores e linhas contínuas, respectivamente. Observe que aqui também foi ajustada uma correlação para o número de Reynolds ($Re = 4.45Q_0$, $R^2 = 0.97$) a partir dos dados de campo e do levantamento batimétrico de Araújo (2016).

Os valores previstos de vazão, CT e EC foram obtidos usando as Eqs. (6), (15), (16), (17), (18) e (20). É evidente que a vazão e CT são maiores durante eventos chuvosos, enquanto a EC é um pouco menor, corroborando os resultados de O'Neill *et al.* (2013), Chen e Chang (2014), Nguyen *et al.* (2016) e Mesquita *et al.* (2019), conforme discutido anteriormente.

Os resultados também mostram que o modelo mecanicista-empírico composto pelas equações mencionadas acima previu satisfatoriamente os dados observados de vazão, CT e EC, com desvios médios variando de cerca de 14 a 33%. Precisoções semelhantes foram relatadas por Cho *et al.* (2012), Fonseca *et al.* (2014), Mohammed *et al.* (2018) e Wang *et al.* (2018) para prever a concentração de coliformes em bacias hidrográficas.

Figura 8. Séries temporais de (a) precipitação, (b) vazão na entrada do lago (os valores de saída são omitidos para evitar sobreposição), concentrações de entrada e saída de (c) coliformes totais e (d) *E. coli*. Os valores medidos e simulados são representados por marcadores e linhas contínuas, respectivamente.



Fonte: O autor.

4.6 Previsão de variações de CT e EC em 2018

A Figura 9 mostra as concentrações médias de CT e EC previstas com o modelo mecanicista-empírico para as estações chuvosa e seca de 2018. Observe que o decaimento de coliformes da entrada do lago até a saída é previsto com base na suposição de fluxo em pistão. Como esperado, CT é menor na estação seca, com a concentração média geométrica do lago C_m diminuindo de cerca de $3,5E+05$ para $1,3E+05$ NMP/100ml.

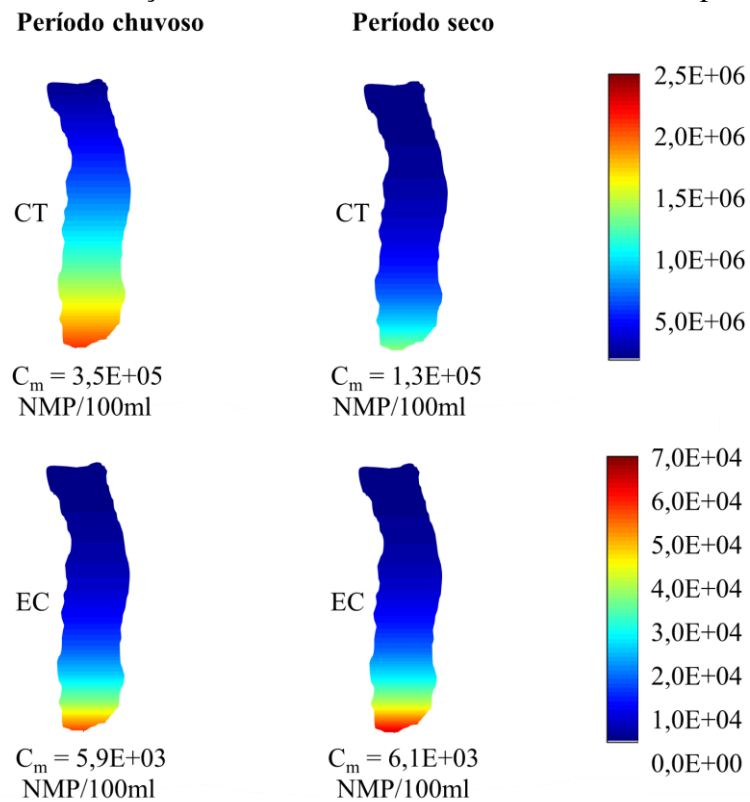
Por outro lado, EC é um pouco mais alta na estação seca, com C_m aumentando de $5,9E+03$ para $6,1E+03$ NMP/100ml. Esse resultado é muito consistente com os valores de EC relatados por Oliveira (2013) para o mesmo lago estudado aqui (Santo Anastácio), no qual as concentrações de EC variaram de cerca de $2,5E+04$ NMP/100ml, próximo à entrada do lago, a $9,8E+03$ NMP/100ml, perto da saída do lago.

Embora nossa concentração de saída simulada de EC (cerca de $7,0E+02$ NMP/100ml) seja ligeiramente menor que o padrão de $8,0E+02$ NMP/100ml (HACHICH *et al.*, 2012), aproximadamente 90% do lago está acima desse limite.

Observe que a pesca informal e a coleta de água são práticas para irrigação são comuns no lago, concentradas principalmente em sua porção central, onde a concentração de EC é da ordem de $1,0E+04$ NMP/100ml. Isso sugere que os humanos são expostos à contaminação de coliformes no lago, tanto na estação chuvosa quanto na seca.

Concentrações semelhantes (acima dos padrões) também foram relatadas por Oliveira *et al.* (2014) em um lago semiárido tropical na cidade de Recife, estado de Pernambuco, também localizado no semiárido brasileiro. Por outro lado, as concentrações de EC observadas aqui variaram de uma a duas unidades de log maiores que as relatadas por Brookes *et al.* (2005), Davis *et al.* (2005) e Partika *et al.* (2018) para reservatórios localizados na Austrália e Estados Unidos.

Figura 9. Previsão de variações sazonais de coliformes totais e *E. coli* para 2018.



Fonte: O autor.

4.7 Impactos da eliminação da carga de esgoto no lago

Whitehead et al. (2018) propuseram um tratamento melhorado de efluentes e aumento de vazão como possíveis medidas para restaurar rios poluídos. No entanto, como no presente estudo a maior parte da carga no período seco é resultado da descarga de esgoto de assentamentos informais ao longo do canal de drenagem, foi avaliado na Fig. 10 o impacto de eliminar essa contribuição durante a estação chuvosa de 2018.

4.7.1 Eliminação da carga na estação chuvosa

Observe que essa eliminação pode ser alcançada conectando as casas à rede de esgoto existente e/ou realocando as pessoas para outras áreas. Portanto, a seguinte equação foi usada para prever a concentração média de coliformes ao longo do lago:

$$C = W_o' / Q_o' \cdot e^{-kx/u} \quad (21)$$

Onde W_o' e Q_o' são respectivamente, a redução da carga de coliformes e vazão na entrada do lago, expressos como:

$$W_o' = W_o - W_{o,d} \quad (22)$$

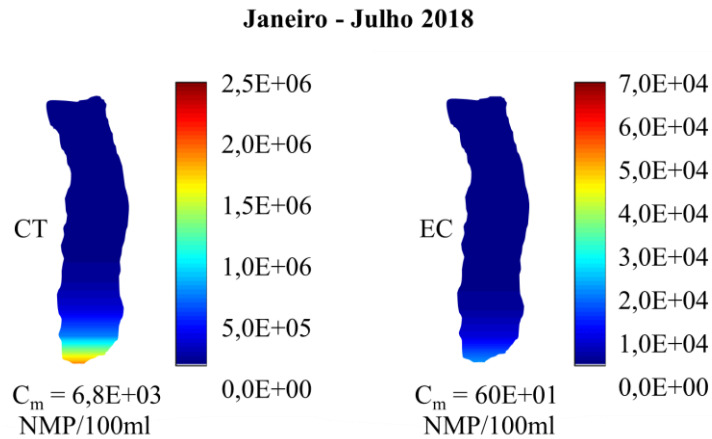
$$Q_o' = Q_o - Q_{o,d} \quad (23)$$

Em que a vazão Q_o e a carga de coliformes $W_o (= C_o \cdot Q_o)$ foram determinadas a partir das Eqs. (10-12) para diferentes precipitações P , enquanto a vazão $Q_{o,d}$ e a carga coliformes $W_{o,d} = C_{o,d} \cdot Q_{o,d}$ foram determinadas para $P = 0$. Os valores da vazão (~120 l/s), a concentração de CT (1,0E+06 NMP/100ml) e a concentração de EC (7,0E+04 NMP/100ml) podem ser visualizadas na Fig. 4.

A simulação prevê um impacto significativo da redução da vazão no clima seco e carga durante a estação chuvosa de 2018, quando as concentrações de CT e EC caíram de 3,5E+05 NMP/100ml e 5,9E+03 NMP/100ml (ver Fig. 7) para 6,8E+03 NMP/100ml e 6.0E+01 NMP/100 ml (ver Fig. 9), respectivamente.

Também é importante enfatizar que a redução da carga no tempo seco permitiria a conformidade com os padrões obrigatórios da EC de 8.0E+02 NMP/100ml (HACHICH *et al.*, 2012) em cerca de 70% do lago.

Figura 10. Previsão do impacto da eliminação da vazão e carga durante a estação chuvosa de 2018.



Fonte: O autor.

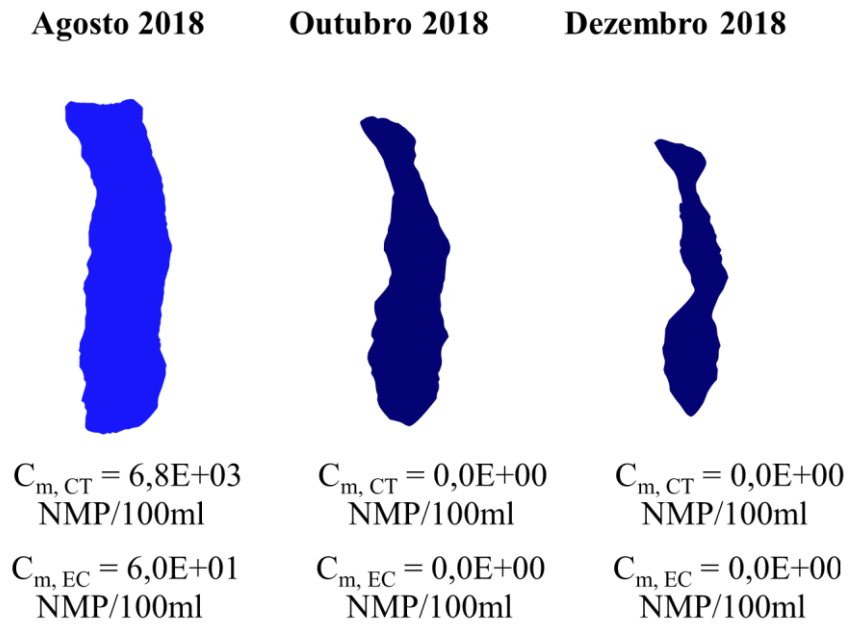
4.7.2 Eliminação da carga no período seco

A Figura 11 mostra a simulação do impacto da eliminação da vazão e carga durante a estação seca de 2018. As concentrações médias de CT e EC foram determinadas usando Eqs. (13), (14), (18) e (20).

Observe que aqui o modelo de mistura completa foi adotado, assumindo $Re = 0$ nas Eqs. (18) e (20) na ausência de entrada. Isso gera valores de k de 1,49 e 1,86 dia^{-1} para decaimento de CT e EC, respectivamente.

Os resultados indicam não apenas uma diminuição na área de superfície do lago (e volume) com o tempo, mas também uma redução das concentrações de CT e EC para zero na estação seca. Portanto, para tais condições, o lago estará de acordo com os padrões obrigatórios da EC de $8.0E+02$ MPN/100ml (HACHICH *et al.*, 2012).

Figura 11. Previsão do impacto da eliminação da taxa de fluxo e carga do clima seco durante a estação seca de 2018. Observe que a área da superfície do lago está diminuindo ao longo do tempo devido à evaporação.2018.



Fonte: O autor.

5 CONCLUSÃO

Este trabalho estudou a variação sazonal e interanual dos coliformes totais e *E. coli* em um lago semiárido sob forte pressão antropogênica.

Os resultados revelaram que chuvas e descargas clandestinas de esgoto foram os parâmetros dominantes que afetam a dinâmica de coliformes no sistema. Curvas lineares e de potência foram ajustadas aos dados experimentais para relacionar as condições de entrada da taxa de fluxo com a precipitação e as concentrações de entrada de CT e EC à vazão, resultando em coeficientes de determinação satisfatórios.

Como estudos anteriores, a CT aumentou com a vazão, enquanto a EC diminuiu ligeiramente. Esse comportamento atípico para a EC foi atribuído ao efeito de contrapeso da diluição do escoamento superficial e carga adicional da bacia hidrográfica durante eventos chuvosos. O desempenho da remoção de CT e EC foi semelhante ao dos sistemas de lagoas facultativas, pois as concentrações de saída eram cerca de dois logs inferiores às concentrações de entrada.

As correlações foram ajustadas aos dados experimentais para expressar taxas de decaimento de primeira ordem de CT e EC em função do número de Reynolds do lago, considerando os modelos hidráulicos de fluxo em pistão e mistura completa. Portanto, um modelo mecanicista-empírico geral que acopla as correlações derivadas e os modelos hidráulicos foi usado para prever a variação sazonal e interanual de CT e EC no lago.

Os resultados mostraram que as variações sazonais são mais expressivas do que as variações interanuais, com cerca de 90% do lago excedendo os padrões de qualidade da água para a EC, tanto na estação chuvosa quanto na seca. As previsões do impacto em eliminar a vazão no período seco e a carga produziram reduções nessa excedência para 30 e 0% nas estações chuvosa e seca, respectivamente. Isso poderia ser conseguido conectando as casas à rede de esgoto existente e / ou realocando as pessoas para outras áreas.

Finalmente, este estudo fornece não apenas novas informações científicas, mas também modelos preditivos que podem ser usados para melhorar a qualidade das águas superficiais em lagos e bacias hidrográficas, especialmente em regiões tropicais semiáridas, onde estão localizados muitos países em desenvolvimento.

REFERÊNCIAS

- AKAISHI, F.M. **Evaluation of toxicity of wastewater treated and untreated into the marine bivalve *Mytilus edulis***. 133p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.
- ALVES SGS, ATAIDE CDG, SILVA JX. **Microbiológica de coliformes totais e termotolerantes em água de bebedouros de um parque público de Brasília, Distrito Federal**. Rev. Cient. Sena Aires. 2018. 7(1): p.12-7.
- American Society of Civil Engineers/Water Environment Federation. 1994. “Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems.” **ASCE Manuals and Reports of Engineering Practice** No. 77, WEF Manual of Practice FD-20. 1994.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA. 2005.
- ARAÚJO, G. M. **Analysis and integrated modelling of water quality in an urban drainage-pond system in Fortaleza/CE**. PhD Thesis. Federal University of Ceará – UFC. (in Portuguese). 2019.
- ARAÚJO, G. M., LIMA NETO, I. E. Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalisation from waste stabilisation ponds to shallow rivers. **Urban Water Journal**. 15(9), p.918-924. 2019. 2016.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; ARAÚJO, A. L. C.; SILVA, M. E. R. DA. Experimental evaluation and mathematical modeling of anaerobic filter as a low-cost alternative for algae removal from waste stabilization ponds. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. 21(4), 687-696. (in Portuguese). 2016.
- ASHBOLT, N. J. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. **Toxicology**. 198(1-3), p229-238. 2004.
- AUER, M. T.; NIEHAUS, S. L. Modeling fecal coliform bacteria-I. Field and laboratory determination of loss kinetics. **Water Research**. 27(4), p.693-701. 1993.
- BERAN, B.; KARGI, F. A. **Dynamic mathematical model for wastewater stabilization ponds**. Ecological Modelling, Volume 181, Issue 1, 10 Janeiro. 2005, p.39-57.
- BIRCH, G. F.; MATTHAI, C.; FAZELI, M. S. Efficiency of a retention/detention basin to remove contaminants from urban stormwater. **Urban Water Journal**. 3(2), p.66-77. 2006.
- Brasil. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual prático de análise de água / Fundação Nacional de Saúde** – 2013. 4. ed. 150 p.
- BROOKES, J. D.; HIPSEY, M. R.; BURCH, M. D.; LINDEN, L. G.; FERGUSON, C. M.; ANTENUCCI, J. P. Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs. **Environmental Science and Technology**. 39, p.8614-8621. 2005.

- BUTLER, D.; DAVIES, J. W. **Urban Drainage**. Spon Text. 2004.
- CHA, S. M.; LEE, S. W.; PARK, Y. E.; CHO, K. H., LEE, S.; KIM, J. H. Spatial and temporal variability of fecal indicator bacteria in an urban stream under different meteorological regimes. **Water Science and Technology**. 61(12), p.3102-3108. 2010.
- CHAPRA, S. C. Surface Water-Quality Modeling. **Waveland Press**, Long Grove, Illinois. 1997.
- CHEN, H. J.; CHANG, H. Response of discharge, TSS, and *E. coli* to rainfall events in urban, suburban, and rural watersheds. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**. 16(10), p.2313-2324. 2016.
- CHO, K. H.; PACHEPSKY, Y. A.; KIM, J. H.; KIM, J. W.; PARK, M. H. The modified SWAT model for predicting fecal coliforms in the Wachusett Reservoir Watershed, USA. **Water Research**. (46), p.4750-4760. 2012.
- CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, M. D. Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: Relationships with land use and farming practices. **Water Research**. (36), p.1725–1734. 2002.
- D. F. C. DIAS, M. VON SPERLING. **Vertical profiling and modelling of Escherichia coli decay in a shallow maturation pond operating in a tropical climate**. 2018. Environmental Technology, 39:6, p.759-769, DOI: 10.1080/09593330.2017.1310936
- DA SILVA, F. J. A.; DE SOUZA, R. O.; ARAÚJO, A. L. C. Revisiting the influence of loading on organic material removal in primary facultative ponds. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. 27(1), p.63-69. 2010.
- DA SILVA, F. J. A.; DE SOUZA, R. O.; DE CASTRO, F. J. F.; ARAÚJO, A. L. C. Prospectus of waste stabilization ponds in Ceará, Northeast Brazil. **Water Science and Technology**. 45(1), p.17-24. 2011.
- DAVIS, K.; ANDERSON, M. A.; & YATES, M. V. Distribution of indicator bacteria in Canyon Lake, California. **Water Research**. (39), p.1277-1288. 2005.
- DE OLIVEIRA, F. H. P. C.; ARA, A. L. S. C. E.; MOREIRA, C. H. P.; LIRA, O. O.; PADILHA, M. D. R. F.; SHINOHARA, N. K. S. Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil). **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**. 86(4), p.1863-1872. 2014.
- DORNER, S. M.; ANDERSON, W. B.; GAULIN, T.; CANDON, H. L.; SLAWSON, R. M.; PAYMENT, P.; & HUCK, P. M. Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. **Journal of Water and Health**. 5(2), p.241-257. 2007.
- EDBERG, S. C.; RICE, E. W.; KARLIN, R. J.; & ALLEN, M. J. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Symposium Series (Society for Applied Microbiology)**. 88, p.106S-116S. 2000.

- FLETCHER, T. D.; SHUSTER, W.; HUNT, W. F.; ASHLEY, R.; BUTLER, D.; ARTHUR, S.; VIKLANDER, M. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**. 12, p.525-542. 2015.
- FONSECA, A.; BOTELHO, C.; BOAVENTURA, R. A. R.; & VILAR, V. J. P. Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River. **Science of the Total Environment**. p(485-486, 474-489). 2014.
- GANNON, J. J.; BUSSE, M. K.; & SCHILLINGER, J. E. Fecal coliform disappearance in a river impoundment. *Water Research*. 17(11), p.1595-1601. 1983.
- GREGORY, M. Stormwater Pond Sediment Loading and Accumulation Analysis. **Journal of Water Management Modeling**. 22, C378. 2015.
- GU, L.; DAI, B.; ZHU, D. Z.; HUA, Z.; LIU, X.; VAN DUIN, B.; & MAHMOOD, K. Sediment modelling and design optimization for stormwater ponds. **Canadian Water Resources Journal**. 42(1), p.70-87. 2017.
- HACHICH, E. M.; DI BARI, M.; CHRIST, A. P. G.; LAMPARELLI, C. C.; RAMOS, S. S.; & SATO, M. I. Z. Comparison of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* densities in freshwater bodies. **Brazilian Journal of Microbiology**. 43(2), p.675-681. 2012.
- HATHAWAY, J. M.; HUNT, W. F.; & JADLOCKI, S. Indicator Bacteria Removal in Storm-Water Best Management Practices in Charlotte, North Carolina. **Journal of Environmental Engineering**. 135(12), p.1275-1285. 2009.
- HIPSEY, M. R.; BROOKES, J. D.; REGEL, R. H.; ANTENUCCI, J. P.; & BURCH, M. D. In situ evidence for the association of total coliforms and *Escherichia coli* with suspended inorganic particles in an Australian reservoir. **Water, Air, and Soil Pollution**. 170(1-4), p.191-209. 2006.
- HO, L. T.; VAN ECHELPOEL, W.; & GOETHALS, P. L. M. Design of waste stabilization pond systems: A review. **Water Research**. 123, p.364-248. 2017.
- JEON, D. J.; LIGARAY, M.; KIM, M.; KIM, G.; LEE, G.; PACHEPSKY, Y. A.; ... CHO, K. H. Evaluating the influence of climate change on the fate and transport of fecal coliform bacteria using the modified SWAT model. **Science of the Total Environment**. 658, p.753-762. 2019.
- KOSTYLA, C.; BAIN, R.; CRONK, R.; & BARTRAM, J. Seasonal variation of fecal contamination in drinking water sources in developing countries: A systematic review. **Science of the Total Environment**. 514, p.333-343. 2015.
- L. SILVEIRA, A. LUIZ. Problems of modern urban drainage in developing countries. **Water science and technology**. 45. p.31-40. 2002.
- LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modelling water quality in a semiarid basin. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. 23(1), p.125-135. 2018. (in Portuguese).

- LUO, H.; LUO, L.; HUANG, G.; LIU, P.; LI, J.; HU, S.; HUANG, X. Total pollution effect of urban surface runoff. **Journal of Environmental Sciences**. 21(9), p.1186-1193. 2009.
- MANACHE, G.; MELCHING, C. S.; & LANYON, R. Calibration of a Continuous Simulation Fecal Coliform Model Based on Historical Data Analysis. **Journal of Environmental Engineering**. 133(7), p.681-691. 2007.
- MANCINI, J. L. Numerical Estimates of Coliform Mortality Rates under Various Conditions. Source Journal (**Water Pollution Control Federation**). 50(11), p.2477-2484. 1978.
- MARTINS, J. R. S. Gestão da drenagem urbana: só tecnologia será suficiente? São Paulo: **Escola Politécnica da Universidade de São Paulo**. 2012.
- MESQUITA, J. B. F. **Urban drainage and bacteriological contamination in Fortaleza/CE**. MSc Thesis. Federal University of Ceará – UFC. (in Portuguese). 2018.
- MOHAMMED, H.; HAMEED, I. A.; & SEIDU, R. Comparative predictive modelling of the occurrence of faecal indicator bacteria in a drinking water source in Norway. **Science of the Total Environment**. p(628-629, 1178-1190). 2018.
- MOREIRA, J.F.; CABRAL A.R.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A. **Causal model to describe the variation of faecal coliform concentrations in a pilot-scale test consisting of ponds aligned in series**. Ecological Engineering, Volume 35, Issue 5, p.791-799, ISSN 0925-8574. 2009.
- MORIHAMA, A. C. D.; AMARO, C.; TOMINAGA, E. N. S.; YAZAKI, L. F. O. L.; PEREIRA, M. C. S.; PORTO, M. F. A.; LUCCHI, R. M. Integrated solutions for urban runoff pollution control in Brazilian metropolitan regions. **Water Science and Technology**. 66(4), p.704-711. 2012.
- NGUYEN, H. T. M.; LE, Q. T. P.; GARNIER, J.; JANEAU, J. L.; & ROCHELLE-NEWALL, E. Seasonal variability of faecal indicator bacteria numbers and die-off rates in the Red River basin, North Viet Nam. **Scientific Reports**. 6(1). 2016.
- 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**. 10(6), p.411-421. 2013.
- OLIVEIRA FILHO, A. A. DE, & LIMA NETO, I. E. Water quality modeling at Poti river in Teresina (Piauí, Brazil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. 23(1), p.3-14. 2017. (in Portuguese)
- PACHECO, C. H. A.; & LIMA NETO, I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. **Journal of Environmental Engineering**. 143(12). 2017.
- PARTYKA, M. L.; BOND, R. F.; CHASE, J. A.; & ATWILL, E. R. Spatial and temporal variability of bacterial indicators and pathogens in six California reservoirs during extreme drought. **Water Research**. 129, p.436-446. 2018.

- 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 (Northeastern Brazil). **Water Science and Technology**. 72 (6), p.928-936. 2015.
- PERSSON, J.; & WITTGREN, H. B. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*. 21, p.259-269. 2003.
- PETTERSSON, T. J. R. Water quality improvement in a small stormwater detention pond. **Doktorsavhandlingar Vid Chalmers Tekniska Hogskola**. 38 (10), 115-122. 1999.
- RODGERS, P.; SOULSBY, C.; HUNTER, C.; & PETRY, J. Spatial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in northeast Scotland. **Science of the Total Environment**. p(314-316, 289-302). 2003.
- SANTOS, JA. SILVA, JX. REZENDE AJ. **Avaliação Microbiológica de Coliformes Totais e Termotolerantes em Água e Bebedouros de Uma Escola Pública no Gama - Distrito Federal**. 2014. REVISA. (1): p.11-8
- SARIKAYA, H. Z.; SAATÇI, A. M.; & ABDULFATTAH, A. F. Effect of Pond Depth on Bacterial Die - Off. **Journal of Environmental Engineering**. 113(6), p.1350-1362. 1987.
- SCARATTI, D.; MICHELON, W.; SCARATTI, G. Avaliação da eficiência da gestão dos serviços municipais de abastecimento de água e esgotamento sanitário utilizando Data Envelopment Analysis. **Eng. Sanit. Ambient**. 2013, vol.18, n.4, p.333-340.
- SCHOLLES, L.; REVITT, D. M.; & ELLIS, J. B. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. **Journal of Environmental Management**. 88, p.467-478. 2008.
- SILVA, N. DA. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. 1997. Valéria Christina Amstalden - São Paulo: Livraria Varela, p31.
- SILVEIRA, A. L. L. Problems of modern urban drainage in developing countries. **Water Science and Technology**. 45(7), p.31-40. 2002.
- ST LAURENT, J.; & MAZUMDER, A. Influence of seasonal and inter-annual hydro-meteorological variability on surface water fecal coliform concentration under varying land-use composition. *Water Research*. 48, p.170-178. 2014.
- STEIN, E. D.; & ACKERMAN, D. Dry weather water quality loadings in arid, urban watersheds of the Los Angeles basin, California, USA. **Journal of the American Water Resources Association**. 43(2), p.398-413. 2007.
- TH. NAMECHE, J. L. VASEL2. **Hydrodynamic Studies And Modelization For Aerated Lagoons And Waste Stabilization Ponds**. 1998. *Wat. Res.* Vol. 32, No. 10, p.3039±3045.
- 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 (Switzerland)**.7(12), p.615-633. 2015.

TORRES, D. M. **Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro**. 2011 - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

TUCCI, C. E. M. Inundações e Drenagem Urbana. In TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C.(org.) **Inundações Urbanas na América do Sul**, ABRH, Porto Alegre, cap.3, 2003. p.45-129.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. Biblioteca Universitária. **Guia de normalização de trabalhos acadêmicos da Universidade Federal do Ceará**. Fortaleza, 2013.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Water Research**. 33(6), p.1436-1448. 1999.

VON SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, for plug flow, CSTR and dispersed flow regimes. **Water Science and Technology**. 45(1), p.17-24. 2002.

VON SPERLING, M. **Studies and Modeling of Water Quality of Rivers** - vol. 7. 2007.

VON SPERLING, M. **Waste Stabilisation Ponds: Biological Wastewater Treatment**. Volume 3. IWA. 2007.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. IWA Publishing. Vol. ONE. 2007.

WALKER A.; T & A. ALLISON, R & WONG, TONY & M. WOOTTON, R. **Removal of suspended solids and associated pollutants by a cds gross pollutant trap**. 1999.

WANG, C.; SCHNEIDER, R. L.; PARLANGE, J. Y.; DAHLKE, H. E.; & WALTER, M. T. Explaining and modeling the concentration and loading of Escherichia coli in a stream—A case study. **Science of the Total Environment**. 635, p.1426-1435. 2018.

WHITEHEAD, P.; BUSSI, G.; HOSSAIN, M. A.; DOLK, M.; DAS, P.; COMBER, S.; HOSSAIN, S. Restoring water quality in the polluted Turag-Tongi-Balu river system, Dhaka: Modelling nutrient and total coliform intervention strategies. **Science of the Total Environment**. p(631-632, 223-232). 2018.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
COORDENAÇÃO DO CURSO DE ENGENHARIA DE ENERGIAS E MEIO AMBIENTE
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Videoconferência - Formulário de Avaliação do TCC		DATA: 15/06/2020 15:00 h
Aluno: RÔMULO FERREIRA FRAGA		
Título do Trabalho: IMPACTO DAS CONDIÇÕES DE ESCOAMENTO NA DINÂMICA DE COLIFORMES EM UM LAGO TROPICAL		
Notas: Orientador: 10,0 Examinador 1: 10,0 Examinador 2: 10,0	Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto	Assinatura: <i>Iran Eduardo Lima Neto</i>
	Examinador 1: Profa. Dra. Ana Bárbara de Araújo Nunes	Assinatura: <i>Ana Bárbara de Araújo Nunes</i>
	Examinador 2: Mestranda Letícia Lacerda Freire	Assinatura: <i>Letícia Lacerda Freire</i>
Nota geral: 10,0 (Média dos avaliadores)		