

# UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

# **RAYELLE GUSMÃO TESSAROLLO**

# DISPERSÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NO SISTEMA ESTUARINO DA ILHA DE VITÓRIA – BRASIL

VITÓRIA 2018

# RAYELLE GUSMÃO TESSAROLLO

### DISPERSÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NO SISTEMA ESTUARINO DA ILHA DE VITÓRIA – BRASIL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Área de Concentração: Recursos Hídricos Orientador: Prof. Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana

VITÓRIA 2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP) (Biblioteca Setorial Tecnológica, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Tessarollo, Rayelle Gusmão, 1991-.
T338d Dispersão de coliformes termotolerantes no Sistema Estuarino da Ilha de Vitória – Brasil / Rayelle Gusmão Tessarollo.
2018. 97 f. : il.
Orientador: Julio Tomás Aquije Chacaltana. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

> 1. Estuários. 2. Água – Qualidade. 3. Coliformes termotolerantes. 4. Modelagem numérica. 5. Delft3D. I. Chacaltana, Julio Tomás Aquije. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

> > CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

# DISPERSÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES NO SISTEMA ESTUARINO DA ILHA DE VITÓRIA

# Rayelle Gusmão Tessarollo

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana Orientador - PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis Examinador Interno - PPGEA/UFES

ne

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso Examinador Externo - DOC/UFES

Diogo Costa Buarque Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória-ES, 29 de março 2018.

Av. Fernando Ferrari, 514 Campus Universitário, Golabeiras - Vitória - ES - CEP 29075-910 - Tel. (27) 3335 2324 - Ramal \*9510.

#### AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS, por ter me dado força para nunca desistir durante toda esta caminhada e paciência para poder atingir os objetivos.

Aos meus pais, Luiz e Marli, pelo amor, incentivo e apoio incondicional e imensurável. A minha irmã, Nayara, pela ajuda nos momentos de dificuldade e ao João Paulo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana, por ter me recebido em seu grupo de pesquisa, pelas oportunidades e orientação durante a execução deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora por aceitarem prontamente o nosso convite.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFES e ao Coordenador, prof. Dr. Diogo Costa Buarque.

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), a Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Serviços Urbanos (Semmam) e a Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH), pela disponibilização de dados essenciais à realização deste estudo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por conceder as bolsas de mestrado

Aos amigos que ouviram, apoiaram, compartilharam minhas vitórias e angustias, deram forças para prosseguir.

Aos membros do Laboratório de Simulação de Escoamento com Superfície Livre (LABESUL), em especial a Franciane E. Curbani, Kaio C. Lacerda, Fábio P. Piccoli e Leonardo C. de Jesus, pela amizade e auxílio no desenvolvimento do projeto.

#### RESUMO

O aumento da contaminação microbiana das águas estuarinas e costeiras representa uma questão importante no gerenciamento da qualidade da água, devido às suas implicações na saúde pública. O município de Vitória, capital do estado do Espírito Santo, é uma das cidades brasileiras que sofrem com os problemas de poluição das águas costeiras. Este trabalho avaliou a contaminação das águas do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória por esgoto doméstico, a partir da implantação de um modelo numérico, para a análise da distribuição e da concentração das bactérias coliformes termotolerantes nesse sistema e sua relação com as forçantes hidrodinâmicas, sob os princípios da mecânica dos fluidos computacional. Na modelagem, o comportamento dos coliformes termotolerantes foi simulado considerando, ou não, o processo de decaimento. As duas abordagens foram aplicadas em dois cenários distintos. O primeiro cenário considerou apenas os valores medidos de coliformes termotolerantes provenientes dos cinco tributários (rio Santa Maria da Vitória, rio Bubu, rio Itanguá, rio Aribiri e rio Marinho). Já o segundo cenário considerou os valores de coliformes termotolerantes medidos nos cinco tributários e ainda os valores estimados de fontes pontuais urbanas que chegam à Baía de Vitória e ao Canal da Passagem. Além disso, usando os traçadores lagrangeanos virtuais lançados na desembocadura do rio Santa Maria da Vitória foi obtido o tempo de residência para os diferentes grupamentos de derivadores cruzarem a desembocadura da Baía de Vitória e o Canal da Passagem. O modelo de qualidade de água foi validado e o valor obtido para o índice de concordância foi de 0.92, indicando concordância satisfatória entre os resultados do modelo e os dados das amostragens e o erro percentual absoluto médio foi de 33,30%. Os resultados da dispersão bacteriana permitem afirmar que as correntes conferem alta capacidade de diluição e dispersão dos efluentes na área de estudo. As maiores concentrações bacterianas estão próximas às fontes e embora os processos envolvidos no decaimento das bactérias diminuam as suas concentrações ao longo do estuário, a pluma de coliformes termotolerantes alcança as praias por advecção. Os traçadores lançados no braço sul e no braço norte da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória tiveram um tempo de residência médio de aproximadamente 36 dias e 38 dias para deixar a Baía de Vitória, respectivamente. Os traçadores lançados no braço norte tiveram um tempo de residência 37,5 dias para deixar o Canal da Passagem.

**Palavras-chave:** estuário, coliformes termotolerantes, modelagem numérica, qualidade da água, *Delft3D*.

#### ABSTRACT

Increasing microbial contamination of estuarine and coastal waters is an important issue in water quality management because of its implications for public health. The municipality of Vitória, capital of the state of Espírito Santo, is one of the Brazilian cities that suffer from the pollution problems of coastal waters. This work evaluated the contamination of the waters of the Vitória Island Estuarine System by domestic sewage, from the implementation of a numerical model, to analyze the distribution and concentration of the thermotolerant coliforms bacteria in this system and its relationship with the hydrodynamic forcing, under the principles of computational fluid mechanics. In the modeling, the behavior of thermotolerant coliforms was simulated considering or not the decay process. The two approaches were applied in two distinct scenarios. The first scenario considered only the measured values of thermotolerant coliforms from the five tributaries (Santa Maria da Vitória river, Bubu river, Itanguá river, Aribiri river and Marinho river). The second scenario considered the values of thermotolerant coliforms measured in the five tributaries and also the estimated values of urban point sources that in the Vitória Bay and Canal da Passagem. In addition, using the Lagrangian virtual derivers launched at the mouth of the Santa Maria da Vitória river, the residence time for the different tracer groups was obtained, crossing the mouth of the Bay of Vitória and the Canal da Passagem. The water quality model was validated and the value obtained for the concordance index was 0.92, indicating a satisfactory agreement between the results of the model and the data of the samplings and the average absolute percentage error was 27.12%. The results of the bacterial dispersion allow us to state that the currents confers high effluent dilution and dispersion capacity in the study area. The highest bacterial concentrations are close to the sources and although the processes involved in the decay of the bacteria decrease their concentrations along the estuary, the thermotolerant coliforms plume reaches the beaches by advection. The tracers launched in the south arm and in the north arm of the landing of the Santa Maria of the River have an average residence time of approximately 36 days and 38 days to leave the Bay of Vitoria, respectively. The tracers launched on the north arm had a residence time 37.5 days to leave the Passage Channel.

**Keywords:** estuary, thermotolerant coliforms, numerical modeling, water quality, Delft3D.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação esquemática de um estuário com os limites hidrodinâmicos 18
Figura 2. Séries temporais de elevação (em m), devido à ação da maré, no ponto P01(a esquerda) e no Ponto P23 (a direita)
Figura 3. Representação dos valores de salinidade com base nos dados de Lacerda (2016), em máxima: (A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na maré de quadratura
Figura 4. Representação dos valores de temperatura (°C) com base nos dados de Lacerda (2016), em máxima: (A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na maré de quadratura
Figura 5. Localização da área de estudo – SEIV
Figura 6. Visão geral dos módulos e diagrama de fluxo de dados em Delft3D-WAQ. Os módulos são mostrados em retângulos e os arquivos que eles compartilham são indicados nas setas
Figura 7. Localização dos pontos de monitoramento na Baía de Vitória e da balneabilidade das praias de Vitória - ES
Figura 8. Localização dos pontos de lançamentos de coliformes termotolerantes (galerias, canais e tributários)
Figura 9. Valores de radiação solar para a estação de Vitória - ES (OMM: 83648) 51
Figura 10. Médias das vazões diárias do Rio Santa Maria da Vitória para o período simulado (01/05/2013 – 01/07/2013)
Figura 11. Mapa da posição de lançamento dos traçadores lagrangeanos no rio Santa Maria da Vitória
Figura 12. Concentrações de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície- fundo) e modeladas em 21 pontos de monitoramento na Baía de Vitória
Figura 13. Concentração de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície- fundo) e modelada em 09 pontos de monitoramento na Praia de Camburi

Figura 14. Mapa da localização dos noves pontos de amostragem na Praia de Camburi-
ES (B01 a B08)
Figura 15. Lançamento na Praia de Camburi. Imagens referentes ao dia 10 de maio de
2013
Figura 16. Concentração de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-
fundo) e modelada em 10 pontos de amostragem nas demais praias do município de
Vitória
Figura 17. Mapa de localização dos demais pontos de balneabilidade
Figura 18. Representação da direção e da intensidade das correntes (em m/s) na
máxima: (A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré
de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na
maré de quadratura

Figura 23. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P23, durante a maré de sizígia (24/06/13). 69

Figura 25. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P02, durante a maré de sizígia (24/06/13). 71

Figura 26. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) e velocidade da corrente (m/s) no ponto de monitoramento P02, durante a maré de sizígia (24/06/13). 71

Figura 28. Cenário 02 - crítico, com processo de decaimento. Concentração de
coliformes termotolerantes (NMP/m3) modelada em: (a) máxima velocidade de
enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c)
máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de
vazante na maré de quadratura73
Figura 29. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B6 – Praia de Camburi
Figura 30. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B7 – Praia de Camburi
Figura 31. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B8 – Praia de Camburi
Figura 32. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B10 – Praia do Canto
Figura 33. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B13 – Praia de Santa Helena

Figura 34. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B16 – Praia da Ilha do Frade78
Figura 35. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B17 – Praia da Ilha do Frade78
Figura 36. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B18 – Praia da Ilha do Boi
Figura 37. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela
no ponto B18 – Praia da Ilha do Boi
Figura 38. Taxa de mortalidade geral (temperatura, salinidade e radiação solar) de
coliformes termotolerantes, na Baía de Vitória
Figura 39. Taxas de mortalidade de coliformes termotolerantes devido à radiação solar,
na Baía de Vitória
Figura 40. Distribuição da taxa de mortalidade em 03/06/2013 às 14 h GMT no domínio
SEIV
Figura 41. Trajetórias dos derivadores lançados no braço norte da desembocadura do rio
Santa Maria da Vitória e os respectivos tempo de residência
Figura 42. Trajetórias dos derivadores lançados no braço sul da desembocadura do rio
Santa Maria da Vitória e os respectivos tempo de residência

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Alguns dos modelos de qualidade da água mais utilizados e suas principais
características
Tabela 2. Limites de coliformes termotolerantes, E. coli e enterococos em 100 mL de
água, para cada categoria
Tabela 3. Densidade populacional do Canal afluente à Baía de Vitória, Canal dos
Escravos e Canal da Costa
Tabela 4. Densidade populacional das principais galerias do município de Vitória – ES.
Tabela 5. Parâmetros considerados no processo de decaimento bacteriano namodelagem de coliformes termotolerantes.50
Tabela 6. Condições de Contorno para a modelagem da qualidade da água
Tabela 7. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) do
monitoramento da balneabilidade das praias de Vitória - ES 54
Tabela 8. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) do
monitoramento da balneabilidade das praias de Vitória - ES 55
Tabela 9. Coordenadas Geográficas (graus decimais) dos derivadores 56
Tabela 10. Cargas de coliformes termotolerantes para fontes pontuais urbanas 58
Tabela 11. Resultado de concentrações de coliformes termotolerantes (em NMP por 100
mL) modeladas e medidas (média de superfície-fundo) para os 23 pontos de
amostragem na Baía de Vitória, considerando o Cenário 02 com decaimento; 59
Tabela 12. Porcentagem de tempo que as praias estiveram com valores de coliformes
termotolerantes abaixo do limite de 1000 NMP/100 mL estabelecidos pela Resolução
CONAMA n.º 274/2000, segundo os resultados do Delft3D-WAQ e; Classificação da
balneabilidade com base nas coletas a Prefeitura de Vitória, em junho de 201374

# LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGERH	Agência Estadual de Recursos Hídricos
ADI	Método numérico implícito de direção alternada
ANA	Agência Nacional de Águas
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
EDP	Energias de Portugal
GMT	Greenwich Mean Time
IEMA	Instituto Estadual de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LABESUL	Laboratório de Simulação de Escoamento com Superfície Livre
SEMMAM	Secretaria Municipal de Meio Ambiente - Vitória
SEIV	Sistema Estuarino da Ilha de Vitória

## LISTA DE SÍMBOLOS

С	Concentração
---	--------------

- $k_b$  Taxa de decaimento bacteriano
- $T_{90}$  Tempo necessário para a morte de 90% das bactérias
- t Tempo
- $\sigma$  Coordenada vertical do tipo  $\sigma$
- *H* Profundidade total
- x, y, z Coordenadas cartesianas
  - *u* Componente da velocidade
  - *v* Componente da velocidade
  - $\omega$  Componente da velocidade
- $D_H$  Difusividade horizontal
- $D_{v}$  Difusividade vertical
- %<sub>ERRO</sub> Erro percentual
- MAPE Erro absoluto percentual médio
  - *Id* Índice de concordância de Wilmott
  - $P_i$  Valor modelado
  - $O_i$  Valor observado
  - *n* Número de dados
  - *i* Tempo *i*
  - $S_p$  Desvio padrão dos valores modelados
  - $S_o$  Desvio padrão dos valores medidos
  - M Massa
  - $k_{b1}$  Taxa básica de mortalidade
  - $k_{bcl}$  Taxa de mortalidade dependente de cloreto

khi	Taxa de	mortalidade	dependente	de radiação
·Di			1	ز ز

- $\theta$  Coeficiente de temperatura da taxa de mortalidade
- T Temperatura
- $k_{b1}$  Taxa básica de mortalidade
- *kcl* Cloreto relacionado a constante de mortalidade
- *Ccl* Concentração de cloreto
- *krd* Radiação relacionada com mortalidade constante
- *DL* Duração do dia
- *fuv* Fração de radiação UV derivada da luz visível
- $I_A$  Radiação solar diária como luz visível na superfície da água
- $k_e$  Extinção da radiação UV

# SUMÁRIO

1.	INT	roi	DUÇÃO	
2.	OB	JETI	VOS	
	2.1.	OB.	JETIVO GERAL	
	2.2.	OB.	JETIVOS ESPECÍFICOS	
3.	RE	VISÃ	O BIBLIOGRÁFICA	
	3.1.	EST	UÁRIOS	
	3.2.	OR	GANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL	
	3.3.	TAZ	XA DE MORTALIDADE BACTERIANA	
	3.4.	MO	DELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ESTUÁRIOS	
	3.5.	DEI	LFT3D-FLOW E DELFT3D-WAQ	
	3.6.	EST	CUDOS PRETÉRITOS DA HIDRODINÂMICA NO SEIV	
	3.7.	EST	CUDOS PRETÉRITOS DE MODELAGEM MICROBIANA NO SEIV	
	3.9.	BAI	LNEABILIDADE	
4.	ME	TOD	OLOGIA	
	4.1.	ÁRI	EA DE ESTUDO	
	4.2.	MO	DELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA	
	4.2.	1.	Delft3D-WAQ	
	4	.2.1.1	. Balanço De Massa	
	4	.2.1.2	2. Bactérias Coliformes	
	4	.2.1.3	6. Condição de contorno	
	4	.2.1.4	. Método Numérico	
	4.2.	2.	Preparação do módulo de qualidade da água (Delft3D-WAQ)	
	4.2.	3.	Base de dados	
	4.2.	4.	Estimativa de carga de coliformes termotolerantes a partir o	de dados
	рор	ulaci	onais	
	4.2.	5.	Coeficientes	50
	4.2.	6.	Condição Inicial e Condições de Contorno	
	4.2.	7.	Cenários	
	4.2.	9.	Tempo de Residência Lagrangeano	

5.	RESUL	TADOS E DISCUSSÃO58
5	.1. MO	DELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA 58
	5.1.1.	Carga de coliformes termotolerantes a partir de dados populacionais 58
	5.1.2.	Verificação da modelagem da qualidade da água58
	5.1.3.	Distribuição Espacial de Coliformes Termotolerantes no Domínio SEIV 64
	5.1.3.1	1. Cenário 1 com decaimento
	5.1.3.2	2. Cenário 1 sem decaimento
	5.1.3.3	3. Cenário 02 com decaimento
	5.1.3.4	4. Cenário 02 sem decaimento
	5.1.3.5	5. Cenário 02 - Crítico com processo de decaimento
	5.1.4.	Balneabilidade74
	5.1.5.	Taxa de decaimento
	5.1.6.	Tempo de residência lagrangeano83
6.	CONCL	USÃO
7.	REFER	ÊNCIAS

### 1. INTRODUÇÃO

As regiões costeiras possuem uma enorme importância natural e econômica para a maioria dos países. Devido a fatores históricos relacionados à ocupação predominantemente em áreas próximas ao litoral, a região costeira hospeda mais de 60% da população humana ocupando 18% da superfície terrestre (UNEP, 2004). No Brasil, segundo o IBGE (2011), 26,6% da população vive nesta região, que também concentra diversas atividades econômicas, como o turismo, a aquicultura, as grandes estruturas industriais, portuárias e logísticas e a exploração petrolífera offshore. Tais atividades aliadas à expansão urbana irregular têm ocasionado um aumento considerável de lançamentos de efluentes no ecossistema marinho, impactando fortemente importantes ecossistemas como recifes de corais e manguezais.

O aumento da contaminação microbiana das águas estuarinas em todo o mundo representa uma questão importante no gerenciamento da qualidade da água, devido às suas implicações na saúde pública associada à recreação aquática e à aquicultura. Os níveis elevados de poluição microbiana podem ter implicações econômicas relevantes, seja diretamente pelo aumento dos custos associados ao tratamento médico de doenças de veiculação hídrica causadas por patógenos como bactérias, protozoários, vírus e helmintos, ou indiretamente pelos impactos nas atividades turísticas e negócios locais associados (por exemplo, interdição de praias) (JOVANOVIC *et al.*, 2017).

Os picos de curto prazo na concentração de patógenos podem aumentar consideravelmente os riscos de doenças e desencadear os surtos de doenças transmitidas pela água. Além disso, no momento em que a contaminação microbiana é detectada, muitas pessoas já podem ter sido expostas (ASHBOLT *et al.*, 2001). A ingestão de águas marinhas e estuarinas com altos níveis de contaminação fecal pode ocasionar infecções intestinais com náuseas, diarreia, vômitos, febre e cólicas abdominais. As pessoas que possuem um sistema imunológico comprometido, como os idosos, as crianças e os doentes, são mais vulneráveis aos efeitos das bactérias fecais (BLOMMERS, 2012).

A contaminação microbiana da água é geralmente de natureza fecal relacionada com animais de sangue quente incluindo a própria população humana. As fontes da contaminação microbiana dos recursos naturais aquáticos podem ser a agricultura, os escoamentos urbanos e o mau funcionamento/ausência de tanques sépticos ou de estações de tratamento de esgotos (JI, 2008), sendo a principal fonte urbana os efluentes domésticos.

A detecção de microrganismos patógenos em amostras d'água é difícil e onerosa. Por isso, utilizam-se organismos indicadores de contaminação fecal, que são geralmente não patogênicos, mas indicam a potencialidade para transmitir doenças. Os organismos indicadores frequentemente utilizados na avaliação da qualidade microbiológica de amostras ambientais são as bactérias de origem entérica do grupo coliforme termotolerantes (fecais) (VON SPERLING, 2014). Na legislação brasileira, suas concentrações são utilizadas como padrão para qualidade microbiológica de águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário).

O potencial de contaminação fecal em regiões estuarinas depende da dispersão do potencial contaminante e de outros fatores que podem resultar tanto na diminuição quanto no aumento de concentração. Se as condições ambientais forem desfavoráveis à sobrevivência dos microrganismos, sua população decai com o tempo. Esse fenômeno é denominado decaimento, sendo geralmente representado pelo parâmetro T<sub>90</sub>, tempo que leva para reduzir a população de bactérias em 90% de sua quantidade original (CARVALHO *et al.*, 2006). Basicamente no meio ambiente marinho, variações na radiação solar, na temperatura e na salinidade são consideradas como principais parâmetros que determinam as taxas de decaimento bacteriano (FEITOSA *et al.*, 2013). Além disso, outro importante parâmetro físico que influencia a concentração de poluentes em um corpo de água parcialmente fechado é o tempo de residência de um sistema, ou seja, o tempo aproximado que leva uma partícula para deixar um sistema (WANG, 2007).

Mediante o exposto, o conhecimento da dinâmica de transporte e do espalhamento das bactérias indicadoras de contaminação fecal são fundamentais para avaliar a qualidade das águas costeiras e os possíveis riscos para a saúde humana. A investigação é feita através de programas de monitoramento, que geralmente envolvem a coleta de amostras de água em pontos discretos dentro do estuário analisado. Frequentemente, devido às dificuldades logísticas e financeiras, os locais de amostragem são distribuídos escassamente ao longo do sistema e as amostras de água recolhidas destes locais são assumidas como sendo representativas dos níveis de microrganismos de origem fecal dentro de um alcance estuarino inteiro. A escolha do local de amostragem, se inadequada, pode conduzir às concentrações que não refletem as condições do sistema. Além disso, os métodos comumente utilizados para analisar a presença de bactérias entéricas em amostras de água do mar dependem da capacidade das bactérias crescerem em meios de cultura. As bactérias também podem entrar em um estado de dormência sob condições adversas ou podem constitutivamente produzir

esporos para enfrentar períodos de privação de nutrientes. Neste estado, as células são viáveis, mas não cultiváveis e não podem ser detectadas pelos métodos de cultura padrão (BONAMANO *et al.*, 2015).

Neste contexto, a comunidade científica tem grande interesse em desenvolver metodologias capazes de simular o comportamento das bactérias em estuários, sendo uma dessas metodologias a CFD (*Computational Fluid Dynamics*), metodologia que produze modelos numéricos que fornecem uma visão 3D ou 2D do espalhamento do contaminante microbiano. Os modelos numéricos são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em sistemas complexos como as zonas costeiras. Além disso, os modelos numéricos validados são ferramentas indispensáveis para a gestão e para o gerenciamento de sistemas ambientais, capazes de otimizar os custos de monitoramento e medições por meio da integração de informações dispersas (GARÇÃO; CHACALTANA, 2009; ANDRADE, 2007).

O município de Vitória, capital do estado do Espírito Santo, é uma das cidades brasileiras que sofrem com os problemas de poluição das águas costeiras. A ilha de Vitória é contornada pelo Sistema Estuarino da Ilha de Vitória (SEIV) que compreende o Canal da Passagem, a Baía de Vitória e a Baía do Espírito Santo. Entre os principais contribuintes para a degradação da qualidade da água do SEIV está o lançamento de efluentes domésticos e industriais, com contribuição significativa de esgoto *in natura*, associado principalmente a vários pontos de ocupação desordenada ao longo das margens da baía. Seu maior supridor de água doce, o rio Santa Maria da Vitória, percorre regiões com intensa atividade agropecuária e urbana, associadas ao uso de defensivos agrícolas no solo, construção de barragens, lançamentos de resíduos e lançamento de esgoto doméstico, a maior parte sem tratamento (CURBANI, 2016).

Portanto, a utilização de modelos numéricos é fundamental para se estimar o impacto do despejo de esgotos domésticos nas águas da Baía de Vitória e do Canal da Passagem e verificar o seu efeito na balneabilidade das praias do SEIV, como Praia de Camburi, Praia do Meio (Ilha do Boi), Curva da Jurema e outras, visto que estas são importante fonte de lazer junto à população, além de possuírem grande potencial econômico advindo do turismo e das atividades industriais e portuárias.

### 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a contaminação das águas do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória por esgoto doméstico, a partir da implantação de um modelo numérico, para a análise da distribuição e da concentração das bactérias coliformes termotolerantes nesse sistema e sua relação com as forçantes hidrodinâmicas.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a distribuição de coliformes termotolerantes oriundos da Baía de Vitória e do Canal da Passagem no Sistema Estuarino da Ilha de Vitória, usando os princípios de transporte de massa com e sem o processo de decaimento dos coliformes termotolerantes.
- Avaliar a relação entre o índice de balneabilidade das praias do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória e os valores da distribuição de concentração de coliformes termotolerantes no estuário.
- Avaliar o tempo de residência da água no sistema estuarino a partir do lançamento de derivadores lagrangeanos virtuais conservativos.

## 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1. ESTUÁRIOS

Os estuários podem ser definidos como corpos de água semifechados que possuem uma conexão livre com o mar aberto e dentro dos quais a água do mar é diluída com a água doce derivada da drenagem continental, conforme Figura 1 (PRITCHARD, 1967). Perillo (1995) complementou essa definição ao afirmar que os estuários podem sustentar espécies biológicas eurialinas em parte ou na totalidade do seu ciclo de vida. Tais ambientes são considerados sistemas complexos, de diversidade elevada e alta produtividade biológica, especialmente em regiões intertropicais, onde estão associados à presença de manguezais (CALIJURI; CUNHA, 2013).



Figura 1. Representação esquemática de um estuário com os limites hidrodinâmicos. Fonte: Adaptado Bianchi (2007).

A circulação estuarina é uma das características mais importantes de um estuário, pois determina o fluxo de sal e a dispersão horizontal, sendo esta a principal variável que afeta a estratificação. Dentre os principais fatores que controlam os processos de transporte e circulação estuarina estão as variações do nível do mar, as descargas de água doce, o vento, a evaporação/precipitação, a geometria e topografia do estuário (MIRANDA *et al.*, 2002; JI, 2008; BIANCHI, 2007).

A maré é um fenômeno resultante da interação das forças gravitacionais do Sol, Terra e Lua e da força centrífuga gerada pelo movimento da Terra e Lua em torno do centro de massa comum (CALIJURI; CUNHA, 2013). Em um estuário, a elevação e o rebaixamento do nível do mar ocasionam uma corrente de maré que faz a água fluir para dentro e para fora do mesmo. Quando a água avança para uma área fechada por causa do aumento do nível do mar,

esse fenômeno é denominado corrente de enchente. Já a água que sai por causa da queda do nível do mar, conforme a cava se aproxima, recebe o nome de corrente de vazante (GARISSON, 2016).

As categorias gerais de circulação estuarina foram identificadas (Bowden, 1980 apud Bianchi, 2007) como: (a) estuários bem misturados, onde existe uma estratificação vertical mínima na salinidade; (b) estuários parcialmente misturados, onde a mistura vertical é inibida em algum grau; (c) estuários altamente estratificados, com descarga de água doce mais baixa do que o sistema de cunha salina; e (d) estuários em cunha salina.

Outro aspecto marcante das áreas estuarinas é o fato de serem núcleos de desenvolvimento e concentração de numerosas atividades humanas, como as instalações portuárias, o turismo, a aquicultura e os parques eólicos (BRASIL, 2017). Os estuários recebem uma carga poluidora proveniente da bacia hidrográfica e da zona costeira e, representam sistemas importantes onde os poluentes estão sujeitos aos processos que modificam sua concentração antes de entrarem no oceano costeiro. Como resultado, a qualidade da água, a ecologia e a biodiversidade das águas estuarinas estão sob a ameaça devido ao aumento de nutrientes, matéria orgânica e microrganismos patógenos (CASSINI, 2011).

Os principais fatores que determinam a distribuição de poluentes são o transporte hidrodinâmico e as reações químicas/biológicas. O transporte hidrodinâmico age para mover os poluentes do local onde eles são gerados, resultando em impactos que podem estar distantes da fonte de poluição (JI, 2008). O transporte hidrodinâmico inclui os seguintes processos: advecção, dispersão e mistura vertical. A advecção refere-se o transporte de constituintes devido ao movimento do fluido e dispersão de partículas ou de uma pluma de contaminantes refere-se ao efeito combinado de cisalhamento (advecção do fluido a diferentes velocidades em diferentes posições) e difusão transversal, sendo esta essencial para os padrões básicos de circulação estuarina (BIANCHI, 2007; DAY *et al.*, 2013; JI, 2008; FISCHER, *et al.*, 1979).

### 3.2. ORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL

A detecção desses microrganismos patogênicos em uma amostra de água é extremamente difícil em virtude da sua baixa concentração, demandando a análise de um grande volume de amostra para identificação do patógeno, o que inviabiliza sua aplicação na rotina de um laboratório. Portanto, para avaliação da qualidade da água do ponto de vista bacteriológico é

imprescindível a determinação dos organismos indicadores de contaminação fecal (VON SPERLING, 2014).

Os organismos indicadores referem-se aos microrganismos cuja presença na água evidencia a sua contaminação com material fecal de origem humana ou de outros animais de sangue quente e, consequentemente, apresentam potencialidade de transmitir doenças. Os organismos mais comumente utilizados como indicadores de contaminação fecal são as bactérias do grupo *Coliformes,* que inclui os gêneros *Escherichia, Klebsiella, Enterobacter* e *Citrobacter* (CETESB, 2009a). Os coliformes termotolerantes são os microrganismos de primeira escolha para avaliação da poluição de origem fecal no ambiente, uma vez que são constituídos predominantemente pela bactéria *Escherichia coli,* considerada atualmente o indicador mais adequado (CETESB, 2015). O grupo de bactérias coliformes compreende todas as aeróbias e anaeróbias facultativas, gram-negativas, não formadoras de esporos, em forma de haste e bactérias que fermentam a lactose com formação de gás dentro de 48 horas a 35°C (CHAPRA, 1997).

Além disso, os coliformes são utilizados como indicadores de contaminação fecal, pois se apresentam em grande quantidade nas fezes humanas, fazendo com que a probabilidade de que sejam detectados após o lançamento seja superior a outros organismos patogênicos. Outra razão para utilização do grupo coliforme é a resistência aproximadamente similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais, característica importante visto que estes não seriam bons indicadores de contaminação fecal se morressem antes do agente patógeno. Ainda, os mecanismos de remoção de coliformes nos corpos d'água, nas estações de tratamento de água e nas estações de tratamento de esgoto são os mesmos das bactérias patogênicas. Além disso, as técnicas bacteriológicas para detecção dos mesmos são mais rápidas e econômicas quando comparado as técnicas empregadas na detecção dos outros gêneros de microrganismo patogênicos (VON SPERLING, 2014).

### 3.3. TAXA DE MORTALIDADE BACTERIANA

Assim que os microrganismos fecais atingem o corpo de água receptor, eles tendem a decrescer em número devido às condições ambientais adversas, caracterizando o assim chamado decaimento (GOURMELON *et al.*, 2010; VON SPERLIN, 2014).

Os indicadores bacterianos como os coliformes totais e termotolerantes (fecais) geralmente são expressos como funções de decaimento de primeira ordem, conforme descrito pela Lei de Chick (Eq. 1):

Em que C é a concentração da bactéria indicadora (NMP/100 mL),  $k_b$  é a taxa de decaimento bacteriano (d<sup>-1</sup>) e t é o tempo (dia).

A taxa de decaimento bacteriano, também conhecida como a taxa de mortalidade, é definida como o número de bactérias mortas durante um determinado período de tempo e é geralmente determinada em condições laboratoriais controladas. A taxa de decaimento bacteriano também pode ser expressa pelo parâmetro T<sub>90</sub>, definido como o tempo necessário para que a concentração de bactérias seja reduzida em 90%. Matematicamente, o valor T<sub>90</sub> pode estar relacionado à taxa de decaimento da seguinte forma:

$$T_{90} = \frac{2,303}{k_b} \times 24$$
 Eq. 2

Na Eq. 2 as unidades convencionais para T<sub>90</sub> e  $k_b$  são horas e dias<sup>-1</sup>, respectivamente.

Essa taxa é empírica e varia em função das condições do ambiente onde as bactérias estão se desenvolvendo. Entre os fatores frequentemente associados ao processo de inativação de bactérias coliformes estão: a radiação solar, a temperatura, a salinidade, a depredação, o pH e a competição por nutrientes ou a presença de substâncias tóxicas produzidas por algas (CANTERAS *et al.*, 1995; CARVALHO *et al.*, 2006; CHAMBERLIN; MITCHELL, 1978; DAVIES-COLLEY *et al.*, 1994; FUJIOKA *et al.*, 1981; ROZEN; BELKIN, 2001; SOLIC; KRSTULOVIC, 1992; YANG *et al.*, 2000). No entanto, segundo Feitosa (2007), dentre todos os fatores citados anteriormente, a radiação solar mostrou possuir o maior efeito nocivo para as bactérias, sendo encontradas correlações significativas entre as taxas de mortalidade de microrganismos e a quantidade de radiação solar incidente. Ainda conforme Feitosa (2007), a salinidade e a temperatura também apresentam relativa importância no ambiente marinho.

Yang *et al.* (2000) analisaram os efeitos da desinfecção natural do ambiente marinho após o despejo de águas residuais sem o processo de cloração. Os autores examinaram os efeitos de quatro fatores naturais, a saber, a intensidade da luz, a salinidade, a relação de mistura volumétrica de água do mar para águas residuais e a existência de predadores. Os mesmos verificaram que os fatores ambientais naturais, intensidade de luz e salinidade no ambiente

marinho, exibem efeitos significativos na desinfecção em águas residuais descarregadas em oceanos. Além disso, a existência de predadores tanto em águas residuais quanto em água do mar mostra efeitos na desinfecção em *E. coli* em meio marinho.

Solic e Krstulovic (1992) analisaram os efeitos separados e combinados da radiação solar, temperatura, salinidade e pH na sobrevivência de coliformes fecais em água do mar. Os autores verificaram que a temperatura da água do mar afetou fortemente a sobrevivência de coliformes fecais e o valor de T<sub>90</sub> diminuiu cerca de 55% para cada aumento de 10°C de temperatura da água. Com relação à radiação solar, esta afetou fortemente a sobrevivência dos coliformes fecais nos primeiros 30 m abaixo da superfície. Já abaixo de 30 m, o efeito da radiação solar encontrado foi muito fraco, porque naquela profundidade a mesma representava apenas 10% da intensidade na superfície. Além disso, a radiação solar variou entre 510 e 830 W/m<sup>2</sup> e o valor de T<sub>90</sub> diminuiu cerca de 40% para cada incremento de 100 W/m<sup>2</sup> de radiação solar.

Com relação à salinidade, Solic e Krstulovic (1992) encontraram que o aumento desta foi mais prejudicial para a sobrevivência das bactérias na salinidade entre 7-15‰ quando comparado a salinidade entre 15-40‰. No intervalo de salinidade de 7-15‰, o valor de T<sub>90</sub> diminuiu cerca de 55% para cada 5% de incremento de salinidade, enquanto para a salinidade entre 15-40‰ o valor de T<sub>90</sub> diminuiu apenas 15% para cada 5% de incremento de salinidade. Os autores também encontraram que o pH ótimo para a sobrevivência dos coliformes fecais foi entre pH 6 e 7 com um rápido declínio tanto acima quanto abaixo desses valores. Além disso, os mesmos verificaram que tanto o aumento da temperatura quanto da salinidade foi mais prejudicial à sobrevivência dos coliformes fecais na presença de luz solar, sugerindo que esta pode ter agido sinergicamente com a temperatura ou a salinidade.

Canteras *et al.* (1995) realizaram a modelagem da taxa de decaimento de coliformes no Mar de Cantábria (Baía de Biscaia), por meio de experimentos em laboratório e *in situ*. Os autores observaram os efeitos da salinidade, da intensidade da luz, da temperatura e da depredação na inativação (T<sub>90</sub>) na concentração da *E. coli* e verificaram que os valores de T<sub>90</sub> obtidos se ajustaram com o modelo exponencial de decaimento para três variáveis (salinidade, luz, temperatura). A intensidade luminosa apresentou maior efeito bactericida com valores de T<sub>90</sub> próximos ou inferiores a 1 hora, quando a radiação luminosa foi superior a 120 Wm<sup>-2</sup>. Os valores de T<sub>90</sub> estimados a partir de experimentos realizados *in situ* no verão (33,6 min) e no inverno (116,8 min) refletiram as diferenças estacionais nas condições ambientais, principalmente decorrente da intensidade luminosa.

Os estudos de McCambridge e McMeekin (1981) e Fujioka *et al.* (1981) já haviam demonstrado que a radiação solar é o fator que mais influencia na taxa de decaimento bacteriano no mar. Segundo Fujioka *et al.* (1981), a estabilidade das populações naturais de coliformes fecais e de estreptococos fecais em amostras de esgotos brutos diluídos 1: 1.000 em água do mar foi altamente afetada pela ausência ou presença de luz solar. Eles encontraram que na ausência de luz solar, estas bactérias só sobreviveram por alguns dias, ao passo que, na presença de luz solar, 90% dos coliformes fecais e estreptococos fecais foram inativados dentro de 30 a 90 min e 60 a 180 minutos, respectivamente. Os autores McCambridge e McMeekin (1981) também verificaram que a susceptibilidade das bactérias à decomposição induzida pela luz varia de um organismo para outro, como se segue: *Klebsiella pneumoniae* > *E. coli* > *Salmonella typhimurium, Streptococcus faecium, Enterobacter aerogenes, Erwinia herbicola.* 

### 3.4. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ESTUÁRIOS

Os vários usos das águas de um estuário colocam demandas e exigências contraditórias sobre a qualidade da água do mesmo. Com a crescente conscientização de todos os aspectos da poluição ambiental houve um aumento acentuado no desenvolvimento e aplicação de modelos numéricos para prever características da qualidade da água estuarina. Os modelos servem como auxílio na avaliação dos efeitos dessas demandas conflitantes e no desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de proteção desses sistemas (MARTIN; McCUTCHEON, 1999; FALCONER *et al.*, 2005).

Os modelos de qualidade de água são projetados para calcular a concentração ou distribuição de um constituinte, propriedade ou parâmetro no estuário, visto que para determinar as concentrações ou distribuições, os processos de transporte e de transformação devem ser resolvidos. Os processos de transporte são basicamente advecção, difusão turbulenta e dispersão, já os processos de transformação ocasionados por reações, que nas equações entram como termos fontes podem ser físico, químico ou biológico (LUNG, 1993).

Os princípios fundamentais para os modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água estão baseados nas leis da conservação. A base dos modelos hidrodinâmicos nos estuários deve ser adequadamente descrita pelas três equações de *momentum*, pela equação da continuidade e pela equação de estado, e a base dos modelos de qualidade de água é a equação de conservação da massa (LUNG, 1993).

Os modelos de qualidade de água podem ser integrados de forma acoplada e não acoplada aos modelos hidrodinâmicos. Os modelos não acoplados consistem na simulação dinâmica e armazenamento dos resultados hidrodinâmicos para posterior aplicação no modelo de qualidade. Este método é utilizado quando os modelos possuem métodos de resolução diferenciados, passos de tempo ou resolução de grades diferentes. Além disso, esse desacoplamento é muito utilizado, visto que, os modelos de qualidade de água possuem muitos parâmetros, fazendo com que o modelo tenha que ser rodado diversas vezes até que a calibração seja completa e, desacoplando o modelo hidrodinâmico, esse trabalho é simplificado (PEREIRA, 2004).

Os modelos de qualidade de água são desenvolvidos por universidades, empresas privadas e organizações não governamentais para muitos propósitos e utilizam vários métodos com diferentes níveis de detalhe, precisão e qualidade. Bahadur *et al.* (2013) realizaram uma análise do estado atual dos modelos de qualidade de águas superficiais e oceânicas, de acordo com o ambiente (rio, estuário do lago, oceano costeiro e bacia hidrográfica); a disponibilidade (domínio público, particular); a variabilidade temporal (estado estacionário ou dinâmico); a resolução espacial (uni, bi ou tridimensional); os processos (modelos de escoamento - condições hidrologia e hidrodinâmica; e modelo de transporte - movimento e transformação dos constituintes da qualidade da água.); e qualidade da água (química, biológica e sedimentos). Todos os parâmetros citados estão apresentados na Tabela 1.

Dentre estes modelos apresentados na Tabela 1, Tang *et al.* (2016) afirmaram que atualmente os mais empregados na simulações hidrodinâmicos e de qualidade da água são DELFT 3-D Model (Delft3D), Water Quality Analysis Simulation Program (WASP); Generalized Modeling Package-1D/2D/3D-Hydrodynamics (MIKE 11/21/3); Corps of Engineers-Quality-2-D (CE-QUAL-W2) e Environmental Fluid Dynamic Codes (EFDC).

Os modelos QUAL (QUAL I, QUAL II, QUAL2E, QUAL2E UNCAS e QUAL2K), WASP e EFDC foram desenvolvidos pela agência de proteção ambiental americana (*US Environmental Protection Agency* – USEPA). Os modelos QUAL são adequados para aplicação em rios e fontes não pontuais, incluindo modelos unidimensionais de estado estacionário ou modelos dinâmicos. Já os modelos WASP e EFDC são adequados para a simulação da qualidade da água em rios, lagos, estuários, zonas úmidas costeiras e reservatórios, incluindo os modelos uni, bi e tridimensionais. Os modelos MIKE (MIKE11, MIKE21 e MIKE31) foram desenvolvidos pelo instituto de hidráulica dinamarquês (*Danish Hydrology Institute* – DHI) e representam um aglomerado de modelos de forma modular,

capazes de simular a hidrodinâmica, advecção-dispersão, qualidade da água, eutrofização, transporte de sedimentos, entre outros, incluindo modelos uni, bi e tridimensionais. O modelo Delft3D foi desenvolvido pela Deltares (anteriormente: WL | Delft Hydraulics) na Holanda e tem sido usado em diversas partes do mundo. A China emprega este modelo para simular a qualidade ambiental da água em Hong Kong desde 1970 e se tornou o modelo padrão da Agência do Meio Ambiente de Hong Kong (WANG *et al.*, 2013).

Baptistelli (2008) fez uma análise crítica da utilização da modelagem matemática na dispersão de efluentes no Sistema Estuarino de Santos – São Vicente (SP, Brasil), empregando três modelos hidrodinâmicos distintos. Neste estudo o autor comparou o desempenho dos modelos hidrodinâmicos MIKE21, POM e Delft3D. Os coeficientes de correlação encontrados entre os resultados das simulações e os dados de medição de campo para o período de verão de 2012 foram de: 0,63 para o MIKE 21 (considerando 20 dias de processamento); 0,70 para o POM (30 dias); 0,80 para o Delft3D (20 dias), todos para a componente leste-oeste (direção principal do escoamento) do vetor velocidade. Assim, o mesmo verificou que o melhor desempenho foi encontrado no modelo Delft3D para um período mais curto de processamento.

Madala	Tipo de Corpo d' Água				Disponibilidade		Representação Temporal		Representação Espacial			Processos		Qualidade de água			
Modelo	Rio	Lago	Estuário	Costa	Bacia hidrográfica	Público	Particular	Estacionário	Não Estacionário	1D	2D	3D	Modelo hidrodinâmico	Modelo de transporte	Químico	Biológico	Sedimentos
AQUATOX	х	х				Х		х	Х	х			Х	х	х	х	
BATHTUB		х				Х		х	Х	x			х	х		х	
CE-QUAL-ICM	х	х	х			Х		х	Х	х	Х	х		х	х	х	х
CE-QUAL-R1		х				Х		х	Х	x				х	х	х	Х
CE-QUAL- RIV1	х					х		х	Х	x			х	х	х	х	
CE-QUAL-W2	х		х			Х		х	Х		Х		х	х	х	х	х
DELFT3D	х	х	х	х	Х	Х	х	х	Х	x	х	х	х	х	х	х	х
ECOM-3D			х	х			х		Х	х	Х	х	х				
EFDC	х	х	х			Х		х	Х	х	Х	х	х	х	х	х	х
GEMSS	х	х	х	Х			Х	х	Х	х	х	х	Х	Х	х	х	х
HSPF					х	Х							х	х	х	х	х
MECCA	х		х	Х		Х		х	Х		х	х	Х	Х	х		
MIKE11	х		х				х	х	Х	х			х	х	х	х	х
MIKE-21			х	Х			х	х	Х		Х		х	х	х	х	х
MIKE-3	х	х	х				х	х	Х			х	х	х	х	х	х
QUAL2K	х					Х			Х	х			х	х	х	х	
RMA2	х	х	х			Х		х	Х		Х		х				
RMA10	х	х	х				х	х	Х			х	х	х	х		х
RAM4	х	х	х			Х		х	Х	x				х	х		
WASP	х	х	х			х			Х	x	x	х		Х	х	Х	х

Tabela 1. Alguns dos modelos de qualidade da água mais utilizados e suas principais características.

Fonte: Adaptado Bahadur et al. (2013)

#### 3.5. DELFT3D-FLOW E DELFT3D-WAQ

O modelo Delft3D é um software livre, de código aberto, utilizado para investigar hidrodinâmica, transporte de sedimentos e morfologia e qualidade da água em ambientes fluviais, estuarinos e costeiros. O modelo é composto de vários módulos incluindo o módulo hidromorfodinâmico e de transporte de constituintes conservativos (Delft3D-FLOW) e de qualidade da água (Delft3D-WAQ).

O Delft3D-FLOW é um programa de simulação hidrodinâmica e de transporte multidimensional (2DH, integrado na profundidade ou 3D), que calcula escoamentos não estacionários e fenômenos de transporte resultantes da maré e/ou forçantes meteorológicas, incluindo o efeito de diferenças de densidade devido a uma distribuição não uniforme de temperatura e salinidade. O modelo hidrodinâmico é forçado pela maré nos contornos abertos pelo deslocamento do nível da água, por exemplo, aquele ocasionando pela maré astronômica e meteorológica, tensão do vento na superfície livre, gradientes de pressão devido a gradientes de superfície livres (barotrópicos) ou gradientes de densidade (baroclínicos). O programa Delft3D-FLOW fornece a base hidrodinâmica para outros módulos, tais como qualidade da água, ecologia, ondas e morfologia. Ele pode ser utilizado para modelar o escoamento em mares de plataforma, áreas costeiras, estuários, lagunas, rios, lagos e regiões oceânicas (DELTARES, 2014a).

O Delft3D-WAQ é um modelo multidimensional de qualidade da água para ambientes naturais e artificiais. Este módulo soluciona a equação de advecção-difusão-reação em uma grade computacional pré-definida e para uma ampla gama de substâncias e processos. No módulo Delft3D-WAQ as substâncias a serem modeladas podem ser conservativas (salinidade, cloretos, traçadores), substâncias com decaimento, material em suspensão, nutrientes, matéria orgânica, oxigênio dissolvido, metano, biomassa do fitoplâncton, bactérias, metais pesados e micropoluentes orgânicos. Além disso, módulo Delft3D-WAQ permite especificar os processos físicos, (bio) químicos e biológicos como: sedimentação e ressuspensão, reaeração de oxigênio, crescimento e mortalidade de algas, mineralização de matéria orgânica e mortalidade de poluentes bacterianos (DELTARES, 2014b).

No modelo da qualidade da água uma ou mais variáveis de estado, poluentes ou substâncias entram na área modelada através dos contornos abertos do modelo e movem-se com as correntes através da área modelada, ao mesmo tempo em que

apresentam o seu comportamento específico no ambiente aquático. Este pode ser um decaimento simples, mas também de uma interação de transformação entre diferentes variáveis de estado (DELTARES, 2014b).

A modelagem de organismos patogênicos (coliformes, enterococos e outras bactérias), começa pela determinação das fontes (esgotos domésticos principalmente) e posteriormente implementa-se a mortalidade destes organismos (PEREIRA, 2004). O modelo Delft3D vem sendo utilizado em diversos trabalhos na simulação da qualidade microbiológica da água, por exemplo, Feng *et al.* (2015), Bonamano *et al.* (2015) e Batista e Harari (2017).

Os estudos conduzidos por Feng et al. (2015) avaliaram a importância relativa e os impactos de vários tipos de fontes microbianas não-pontuais como sedimentos de praia, fezes de cães, escoamento de chuva na praia subtropical Hobie Beach, Miami, EUA, utilizando o modelo de circulação costeira com o modelo de transporte de microrganismos (enterococos e Staphylococcus aureus) no programa Delft3D. As simulações negligenciaram as variações de salinidade e temperatura, pois nenhum rio principal desagua na baía em estudo, de modo que o gradiente baroclínico gerado pela salinidade é relativamente pequeno e, a baía é tão rasa (<4 m) que a estratificação térmica é insignificante. Os autores identificaram ainda que a luz solar é um importante fator no decaimento bacteriano durante o dia, que pode efetivamente reduzir os níveis de enterococos e Staphylococcus aureus. A difusão domina a fase inicial de libertação de microrganismos próximo à linha costeira e, posteriormente, a circulação de marés desempenha um papel importante na formação da pluma poluente e transporte de microrganismos para além da área da praia. Além disso, os resultados dos modelos sugerem que as fezes de cães podem produzir pontos irregulares de níveis de enterococos e a areia pode funcionar como fonte penetrante e persistente de enterococos.

Bonamano *et al.* (2015) investigaram a dispersão de *Escherichia coli* na área de banho artificial semifechada de Santa Marinella (Lácio, Itália) por meio de amostragens *in situ* realizadas no verão de 2012 e com aplicação de um modelo dinâmico Delft3D. O modelo hidrodinâmico foi utilizado de forma bidimensional integrado na vertical com contribuições devido à descarga ou à retirada de água, à evaporação e à precipitação. Foram estabelecidas duas abordagens de modelagem diferentes denominadas DECAY e NO-DECAY. A simulação DECAY da dispersão de bactérias fecais vivas considera a taxa de decaimento das células bacterianas nas águas do mar que depende da salinidade, da temperatura e da intensidade da radiação UV. A abordagem NO-DECAY considera as células bacterianas como traçadores conservativos. Os resultados das simulações destacaram que ambas as abordagens alcançam bons desempenhos na reprodução da dispersão bacteriana. Em particular, DECAY simulou a tendência de concentrações de *E. coli* melhor do que NO-DECAY, sendo que o erro entre os valores medidos e modelados da simulação DECAY foi de 0,31% e da simulação NO-DECAY foi de 15,6%, perto do ponto de descarga onde a maioria das células bacterianas ainda estão vivas. À medida que a distância do ponto de descarga aumenta o erro entre os dados medidos e modelados, na abordagem DECAY, aumenta fortemente (até 81,35%) enquanto o erro NO-DECAY atinge apenas 28,7%.

Os autores Batista e Harari (2017) também avaliaram os efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP) utilizando o módulo Delft3D-FLOW e Delft3D-WAQ. Foi utilizada uma grade computacional regular, sendo modelados coliformes termotolerantes na Enseada do Flamengo e enterococos na Enseada das Palmas. Neste estudo, foram implementados dois cenários de simulação: fevereiro/verão e agosto/inverno. A validação da modelagem hidrodinâmica indicou grande correspondência entre resultados do modelo e previsões de maré ou observações. No modelo de qualidade de água, os autores verificaram que para os coliformes termotolerantes o efeito da radiação solar contribui com mais da metade da taxa de mortalidade geral, a qual considera o efeito somado da salinidade, da temperatura e da radiação sobre o decaimento das bactérias. A média da mortalidade geral ficou em torno de 2,5 d<sup>-1</sup> em fevereiro e 2,0 d<sup>-1</sup> em agosto. Para os enterococos, a taxa de decaimento aumentou em função do aumento da temperatura. As taxas de mortalidade geral pra fevereiro e agosto apresentaram valores médios em torno de 2,3 d<sup>-1</sup> e 1,2 d<sup>-1</sup>, respectivamente.

### 3.6. ESTUDOS PRETÉRITOS DA HIDRODINÂMICA NO SEIV

O padrão de escoamento na região de estudo é regido por maré classificadas como micromarés, com a altura menor que 2 m, do tipo semidiurna com desigualdade diurna, compostas pela principal constituinte lunar M<sub>2</sub> (período igual a 12,4 h) (Nascimento *et al.*, 2013).

Com relação à velocidade das correntes na área de estudo, Nascimento (2013) e Rigo (2004) encontram que as correntes de vazante são mais intensas que as correntes de maré de enchente, sugerindo assim, que o sistema é dominado por correntes de maré de vazante. Trabalhos realizados por Garção e Chacaltana (2009) e Nascimento (2013), analisaram uma parte da Baía de Vitória que compreende a região do delta da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória até a região da inflexão da Baía de Vitória. Os autores encontraram que as maiores magnitudes de velocidade estão próximas a inflexão. Segundo Garção e Chacaltana (2009) este padrão de magnitude pode ser explicado pelas diferenças de profundidade existentes entre as regiões, sendo que a região próxima à inflexão da Baía de Vitória possui maiores profundidades quando comparada com a desembocadura do rio Santa Maria da Vitória possui maiores profundidades estreitamento (2013) relacionou as velocidades superiores na região da inflexão da Baía de Vitória ao estreitamento provocado por duas ilhotas presentes.

No que diz respeito à elevação de maré, os dados de Lacerda (2016) na Baía de Vitória foram analisado e as séries temporais de elevação do nível do mar obtidas para os pontos P01 (parte norte da Baía de Vitória) e P23 (parte sul da Baía de Vitória) são apresentadas na Figura 2.



Figura 2. Séries temporais de elevação (em m), devido à ação da maré, no ponto P01(a esquerda) e no Ponto P23 (a direita).

As séries temporais de elevação obtidas na simulação da maré mostram os ciclos de maré com períodos de sizígia (maiores amplitudes) seguidos por eventos de quadratura (menores amplitudes), se comportando como típicos momentos de marés. Observou-se também variações de poucos centímetros entre os pontos analisados (P01 e P23), visto que o comprimento típico entre o rio Santa Maria da Vitória e a desembocadura da Baía de Vitória é de aproximadamente 20 km, e significativas variações na elevação de maré

só ocorrem em grandes distâncias, na ordem de centenas de quilômetros, ou em regiões costeiras com grande variação de batimetria e linha da costa (YANG, 2016), diferente da área de estudo do presente trabalho.

Os mapas de distribuição espacial da salinidade e temperatura foram elaborados com base nos dados de Lacerda (2016) e são apresentados em quatro momentos: ((a) máxima velocidade da corrente de enchente na maré de sizígia (16:30h GMT - 24/06/2013); (b) máxima velocidade da corrente de vazante na maré de sizígia (10:00h GMT – 24/06/2013); (c) máxima velocidade da corrente de acorrente de enchente na maré de quadratura (20:30h GMT – 15/06/2013); (d) máxima velocidade da corrente de vazante na maré de quadratura (03:00h GMT – 16/06/2013).

A salinidade afeta a sobrevivência das bactérias entéricas no ambiente marinho, causando-lhes um choque osmótico imediato que reduz drasticamente sua viabilidade. A Figura 3 apresenta os mapas de distribuição espacial de salinidade no domínio SEIV.



Figura 3. Representação dos valores de salinidade com base nos dados de Lacerda (2016), em máxima:
(A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na maré de quadratura.

Observa-se no mapa de distribuição espacial de salinidade apresentado na Figura 3, que as regiões de desembocadura da Baía de Vitória e do Canal da Passagem possuem mais influência da água salgada oriunda do oceano adjacente do que a influência da água

doce proveniente do rio Santa Maria da Vitória. No entanto, a variação da maré não influenciou significativamente os valores da salinidade entre a vazante e a enchente, na desembocadura da Baía de Vitória e do Canal da Passagem.

Um estudo realizado por Santos (2011) verificou a variação de alguns parâmetros de qualidade de água, dentre eles a salinidade, frente à variação da maré de sizígia (vazante e enchente) em cinco pontos ao longo do estuário do Canal da Passagem (Vitória – ES), para os meses de março, julho e outubro de 2008. O autor encontrou que os valores da salinidade não variaram consideravelmente entre a vazante e a enchente na maré de sizígia, sendo justificado pela interferência das planícies de inundação dominada por manguezais responsável pela assimetria na maré. Em março o valor médio da salinidade na vazante foi 23,16 PSU e na enchente 21,08 PSU. Já em julho o valor médio da salinidade encontrado na vazante foi 21,78 PSU e na enchente foi 21,23 PSU, e em outubro foi encontrado 21,15 PSU na vazante e 19,97 PSU na enchente.

Ainda, segundo o mapa de distribuição de salinidade (Figura 3), a região norte da área de estudo é fortemente influenciada pelo deságue do rio Santa Maria e fracamente pela água salgada do oceano. Na parte central do estuário, a água do rio Santa Maria da Vitória se encontra com a do oceano adjacente resultando em maiores oscilações de salinidade. Esse mesmo perfil de distribuição de salinidade foi observado por Garção e Chacaltana (2009). Os valores de salinidade na desembocadura da Baía de Vitória variaram entre 34 e 36,5 ppt, na maré de sizígia e entre 35 e 36 ppt na maré de quadratura. Na parte central do estuário, apresentaram as maiores variações de salinidade, sendo que na quadratura a salinidade variou de 25 a 32 ppt e na sizígia variou de 24 a 33 ppt.

Em relação à distribuição de temperatura em um estuário, esta é dependente da temperatura das fontes de água doce e marinha, dos processos de mistura, bem como das trocas de calor com a atmosfera (SYUKRI, 2009). A Figura 4 apresenta os mapas de distribuição espacial de temperatura no SEIV.

Conforme observado no mapa de distribuição de temperatura (Figura 4), os maiores valores de temperatura foram encontrados na Baía de Vitória, e menores valores no rio Santa Maria da Vitória e no oceano adjacente, condição que pode ser justificada devido ao aquecimento superficial pela radiação solar que influencia amplamente sobre a água do estuário. Na desembocadura da Baía de Vitória a temperatura variou aproximadamente 1,5 °C e na parte norte 3,5 °C.


Figura 4. Representação dos valores de temperatura (°C) com base nos dados de Lacerda (2016), em máxima: (A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na maré de quadratura.

# 3.7. ESTUDOS PRETÉRITOS DE MODELAGEM MICROBIANA NO SEIV

Castro *et al.* (2001) avaliaram a contribuição de esgoto doméstico oriundos do Canal da Passagem na qualidade da água da Baía do Espírito Santo utilizando modelagem computacional e monitoramento de campo (parâmetros hidrodinâmicos e qualidade de água). O modelo computacional utilizado foi o DIVAST (*Depth Integrated Velocities And Solute Transport*), que é um modelo bidimensional horizontal (2DH) e como parâmetro de qualidade de água foi utilizado bactérias do grupo coliforme fecal. O modelo hidrodinâmico utiliza o método de diferenças finitas na discretização espacial e equações de conservação no sistema de referência de Euler. A simulação de coliformes fecais considerou um lançamento feito através de um emissário hipotético localizado junto a ponte do Canal da Passagem, com uma vazão de 0,5 m<sup>3</sup>/s e com concentração de microrganismos de 9x10<sup>7</sup> NMP/100 mL. O T<sub>90</sub> utilizado foi de 1,5 h. Dentre os resultados numéricos obtidos para o lançamento de coliformes fecais, destacam-se as

maiores densidades de coliformes fecais na direção do fluxo principal do Canal e o deslocamento da pluma de esgotos gerada no Canal da Passagem em direção à Praia de Camburi.

Andrade (2007) também realizou uma simulação numérica utilizando o modelo DIVAST para avaliar o impacto do lançamento de esgoto doméstico no Canal da Passagem na qualidade da água da Baía do Espírito Santo – ES. Foi simulado o lançamento de coliformes termotolerantes, com concentração de  $2x10^6$  NMP /100 mL e vazão de 100 L/s, a partir de emissários submarinos localizados em um transecto ao longo da Ponte de Camburi. Utilizou-se um valor fixo de T<sub>90</sub> igual a 8,69 h obtido da média de T<sub>90</sub> variável ao longo das 24 horas do dia. Os resultados do modelo indicam que os coliformes decaem rapidamente na região de estudo, não comprometendo a qualidade da água da Praia de Camburi. Entretanto, estes resultados não reproduzem de forma adequada o comportamento dos microrganismos, uma vez que modelo tende a apresentar concentrações mais baixas do que o real.

Um outro estudo conduzido por Guidoni (2010) avaliou por meio da modelagem computacional a dispersão de esgotos sanitários lançados no Canal do Porto na Baía de Vitória – ES. O autor aplicou o modelo numérico SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) e elaborou cenários distintos sob duas condições de lançamento diferentes, a primeira utilizando os dados de Moraes (2008) e a segunda utilizando 50% do total estimado por Moraes (2008). Nos cenários simulados as concentrações de coliformes termotolerantes variaram de  $1x10^3$  a  $1x10^6$  NMP/m<sup>3</sup> nos pontos mais distantes da pluma e  $1x10^8$  a  $1x10^{10}$  NMP/m<sup>3</sup> nos pontos próximos as fontes emissoras de esgoto. Além disso, o alcance das plumas de coliformes termotolerantes atingiu níveis semelhantes, tanto em períodos de maré de quadratura quanto de sizígia.

## 3.8. TEMPO DE RESIDÊNCIA

O tempo de residência ( $T_{res}$ ) é a medida do tempo de duração de uma sustância dentro de um sistema, sendo uma variável física importante que determina a extensão que um estuário é afetado pelo lançamento de poluentes até serem transportados para o oceano adjacente (WOLANSKI, 2007).

O tempo de residência pode ser usado como indicador para avaliar o transporte de substâncias dentro de um estuário. Desta forma, podem ser extraídas conclusões gerais

sobre dispersão da poluição, transporte de sedimentos ou processos ecológicos em um estuário. Do ponto de vista ecológico, os estuários com maiores tempos de residência serão mais impactados do que os estuários com tempos de residência mais curtos, por terem baixas renovações de água (BRAUNSCHWEIG *et al.*, 2003; GAZE, 2005). Por exemplo, na região estuarina do Porto de Sydney, que tem um grande volume de água, uma abertura estreita para o oceano adjacente e, portanto, uma troca restrita entre os dois sistemas, o tempo de residência é estimado em 225 dias (DAS *et al.*, 2000). Logo, possui potencial de desenvolver altas concentrações de poluentes.

Os métodos para calcular os tempos de residência podem ser categorizados em aqueles que adotam o referencial lagrangeano e os que adotam o referencial euleriano. O referencial lagrangeano acompanha a trajetória de uma partícula até ela deixar a região de estudo. O tempo que a partícula demora em abandonar essa região é o tempo de residência da partícula e está associado ao local de lançamento da partícula. Cada local de lançamento tem seu próprio tempo de residência que pode ser usado para projetar, por exemplo, lançamento de estações de tratamento de agua ou efluentes domésticos e/ou industriais. No caso do referencial euleriano não são usadas partículas, mas pontos fixos. Em cada ponto se deve medir alguma propriedade física ao longo do tempo, a qual é chamada de curva de passagem (a passagem de um traçador). A análise dessa curva conduz ao conceito de tempo de residência. Os pontos fixos são geralmente definidos na saída da região de estudo. E o tempo de residência está associado ao local de lançamento do traçador, que usualmente é conservativo.

O modelo lagrangeano fornece economia de tempo considerável em relação aos modelos de transporte euleriano, visto que o primeiro segue apenas o rastreamento das partículas selecionadas e o segundo calcula a concentração de qualquer propriedade em qualquer lugar no domínio da simulação (DIAS *et al.*, 2001). A distribuição espacial do tempo de residência calculada usando o modelo Lagrangeano pode ser feita com o lançamento de derivadores virtuais em diferentes partes do estuário (WOLANSKI, 2007).

Andutta (2011) utilizou o modelo numérico Delft3D-FLOW no cálculo tempo de residência para os trechos de 12 km e 5 km dos canais estuarinos dos rios Caravelas e Peruíbe (Bahia). Os derivadores lagrangeanos virtuais foram lançados ao longo dos canais estuarinos e o tempo de residência máximo encontrado foi de aproximadamente 10 dias para o rio Caravelas e aproximadamente 2,5 dias para o rio Peruíbe.

Falkenberg (2009) utilizando a ferramenta do Deft3D-FLOW que simula derivadores lançados em locais e tempos específicos, analisou o destino de substâncias hipoteticamente introduzidas em alguns pontos Baía de Paranaguá - SP (Rio Emboguaçu, Rio Itiberê, Ilha da Cotinga, Guaraqueçaba, Porto de Paranaguá e Ponta do Poço). Cada derivador foi lançado em duas ocasiões distintas de marés de sizígia, uma no início da vazante e outra no início da enchente. De forma geral, o autor verificou que quanto mais próximo da cabeceira, menor a diferença de padrões dos derivadores lançados no início da vazante ou início da enchente.

#### 3.9. BALNEABILIDADE

A qualidade da água destinada à balneabilidade (recreação de contato primário) é de crescente preocupação internacional, e a conscientização pública sobre os impactos da má qualidade das águas balneares no risco da saúde aumentou nos últimos anos. Atualmente, as interdições de praia têm ocorrido com frequência devido a não conformidade da qualidade da água com os padrões exigidos. Portanto, equilibrar a disposição de águas residuais com outras atividades em águas estuarinas e costeiras tem sido um desafio. Para cumprir os padrões exigidos pelas autoridades reguladoras em todo o mundo, foram elaboradas muitas medidas de melhoria da qualidade das águas balneares e muitos projetos foram realizados em todo o mundo para estudar a falta de conformidade (Huang *et al.*, 2017).

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelece a qualidade das águas estuarinas e costeiras por meio da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 e da Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. A Resolução nº 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos d'água continentais e costeiros, fornece diretrizes para seu enquadramento e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. E a Resolução CONAMA nº 274/2000 define os critérios para classificação das águas destinadas à recreação de contato primário, sendo este entendido como um contato direto e prolongado com a água (natação, mergulho, esqui aquático e outros) (BRASIL, 2001; BRASIL, 2005).

Segundo os critérios estabelecidos na Resolução CONAMA nº 274/00, as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade são classificadas em duas nas categorias: Própria e Imprópria, sendo que as águas consideradas próprias são subdivididas em três categorias: Excelente, Muito Boa e Satisfatória. A classificação da qualidade das praias

é feita de acordo com as densidades de bactérias fecais resultantes de análises feitas em cinco semanas consecutivas. A Legislação prevê o uso de três indicadores microbiológicos de poluição fecal: coliformes termotolerantes, *E. coli* e enterococos. A Tabela 2 indica os limites de densidade dessas bactérias na água, por categoria, utilizados para a classificação.

Categoria	<b>Coliformes Termotolerantes</b>	Escherichia coli	Enterococos			
PRÓPRIA-	Máximo de 250 coliformes	Máximo de 200 E.	Máximo de 25			
Excelente	termotolerantes/100 mL em	<i>coli</i> /100 mL em 80% ou	enterococos/100 mL em			
	80% ou mais tempo	mais tempo	80% ou mais tempo			
PRÓPRIA -	Máximo de 500 coliformes	Máximo de 400 E.	Máximo de 50			
Muito Boa	termotolerantes/100 mL em	<i>coli</i> /100 mL em 80% ou	enterococos/100 mL em			
	80% ou mais tempo	mais tempo	80% ou mais tempo			
PRÓPRIA -	Máximo de 1.000 coliformes	Máximo de 800 E.	Máximo de 100			
Satisfatória	termotolerantes/100 mL em	<i>coli</i> /100 mL em 80% ou	enterococos/100 mL em			
	80% ou mais tempo	mais tempo	80% ou mais tempo			
IMPRÓPRIA	Superior a 1.000 coliformes	Superior a 800 E.	Superior a 100			
	termotolerantes/100 mL em	<i>coli</i> /100 mL em mais de	enterococos/100 mL em			
	mais de 20% do tempo	20% do tempo	mais de 20% do tempo			
	Maior que 2500 coliformes	Maior que 2000 E.	Maior que 400			
	termotolerantes/100 mL na	<i>coli</i> /100 mL na última	enterococos/100 mL na			
	última medição	medição	última medição			

**Tabela 2.** Limites de coliformes termotolerantes, *E. coli* e enterococos em 100 mL de água, para cada categoria.

Além disso, ainda segundo a Resolução CONAMA nº 274/00 as águas poderão ser consideradas impróprias quando no trecho avaliado houver incidência elevada ou anormal de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias; presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação; e floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana;

A Resolução CONAMA nº 274/00 não menciona o método de avaliação dos parâmetros microbiológicos, nem a unidade que devem ser utilizada para as concentrações. Segundo o Art. 7º dessa resolução, os métodos de amostragem e análise das águas devem ser os especificados nas normas aprovadas pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial (INMETRO) ou, na ausência destas, no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*-APHA-AWWA-WPCF.

Atualmente, as técnicas utilizadas para determinação da densidade de bactérias fecais ainda não permite que se conheça a qualidade das águas marinhas em tempo real. Diversos fatores podem em pouco tempo alterar a concentração desses indicadores microbiológicos nas águas do mar, mesmo que existissem técnicas laboratoriais que apresentassem resultados em curto prazo, as condições sanitárias das águas continuariam se modificando. Desse modo, a classificação adotada é a probabilidade do que pode ocorrer no momento da utilização da praia durante aquela semana, pois se baseia em um conjunto de amostras que indica a condição daquelas águas nas semanas anteriores (últimas cinco semanas) (CETESB, 2009b).

## 4. METODOLOGIA

## 4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende o corpo hídrico definido como Sistema Estuarino da Ilha de Vitória (SEIV), onde está situada a Baía do Espírito Santo (BES) e a Baía de Vitória (BV), além do Canal da Passagem (Figura 5). O sistema está localizado na costa central do Brasil no entorno da cidade de Vitória - Espírito Santo, entre as coordenadas 20°15'S a 20°21'S e 40°23'O a 40°14'O. O mesmo tem sofrido ao longo de várias décadas uma forte degradação ambiental, por ocupação populacional de seu entorno, aterros, implantação de indústrias, atividades portuárias e, principalmente, devido ao lançamento de esgotos.

No SEIV ainda estão localizadas diversas praias como Praia de Camburi, Praia do Meio (Ilha do Boi) e Curva da Jurema que são amplamente utilizadas para lazer e recreação, além de possuírem grande potencial econômico decorrente do setor industrial e portuário. Essas praias podem ter sua condição de balneabilidade comprometida pelo lançamento contínuo de esgoto doméstico sem tratamento no sistema estuarino em estudo.



Além disso, a região em estudo é influenciada diretamente pelas atividades antrópicas dos municípios de Cariacica, Vila Velha e Vitória. Dados mostram que a cobertura do esgotamento sanitário nos municípios de Vila Velha e Cariacica se encontra deficitária.

Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Vila Velha - ES (2014), neste município cerca de 51% da população tem a rede de coleta à disposição, porém apenas 37% da população está conectada. Em Cariacica a cobertura disponível é de 43%, no entanto, apenas 25% da população está ligada à rede. Já em Vitória o esgotamento sanitário atendeu a 58,2% da população, em maio de 2012. Entretanto, segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Vitória - ES (2015) a cobertura disponível é de 79,6%.

Os contribuintes de água doce para o sistema estuarino são os Rios Santa Maria da Vitória com uma bacia hidrográfica de aproximadamente 1.660 km<sup>2</sup>, Formate/Marinho com 100 km<sup>2</sup> de bacia, Bubu com 60 km<sup>2</sup> e outros rios de pequeno porte, mas com grande potencial de impactar a qualidade da água, como o Canal da Costa, Rio Aribiri e o Rio Itanguá (também denominado Córrego Piranema), além das galerias e redes de drenagem pluvial de Vitória, Vila Velha e Cariacica (NASCIMENTO, 2013; VERONEZ *et al.*, 2009). O rio Santa Maria da Vitória é o sistema fluvial que contribui com maior volume de água doce para a Baía de Vitória com vazão média de 13,7 m<sup>3</sup>/s, enquanto os demais contribuem com menos de 3 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (LACERDA *et al.*, 2017). Apesar da baixa contribuição dos demais corpos d'água, estes fornecem significativos aportes de constituintes que podem influenciar a qualidade da água da baía (CURBANI, 2016).

O rio Santa Maria da Vitória é um dos principais mananciais de abastecimento de água da Região Metropolitana da Grande Vitória/ES e possui sua bacia integrada nos municípios de Santa Leopoldina, Santa Maria de Jetibá, Viana, Serra, Cariacica e Vitória. Esse rio percorre 122 km até desaguar na Baía de Vitória, e em seu médio curso, existem duas usinas hidrelétricas operadas pela EDP, denominadas rio Bonito e Suíça. A Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Rio Bonito fica localizada no município de Santa Leopoldina (ARAUJO, 2016). Entre os principais problemas encontrados no rio Santa Maria da Vitória destacam-se as queimadas, uso de agrotóxicos, ausência de mata ciliar, estradas mal planejadas, desmatamento, lançamento de efluentes e ocupação desordenada, segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Cariacica – ES (2013).

O rio Marinho é naturalmente um curso d'água de características fluviomarinhas, compondo parte do ambiente estuarino da Baía de Vitória. Este rio representa o limite

territorial entre os municípios de Cariacica e Vila Velha e escoa em sentido sul-norte até desaguar na Baía de Vitória. Parte de seu leito foi canalizada, e suas margens e leito sofreram intensas ocupações, sendo que toda a sua extensão está imprópria para abastecimento humano e sem condição aeróbia de vida aquática, devido à carga de poluição doméstica e industrial. Suas condições são pioradas pelo periódico represamento de suas águas pela maré na Baía de Vitória, de acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico de Vila Velha - ES (2014) e com o Plano Municipal de Saneamento Básico de Cariacica - ES (2013).

Já o rio Bubu possui sua bacia integralmente situada no município de Cariacica e na sua cabeceira as atividades predominantes são as agropecuárias, enquanto o trecho inferior é ocupado por áreas urbanas, que incluem bairros densamente povoados. Em relação ao rio Itanguá, este junto com o rio Santa Maria da Vitória formam um delta na foz, na Baía de Vitória. O crescimento da cidade de Cariacica e com o constante processo de urbanização descaracterizaram o curso do rio, diminuindo a largura de seu leito, conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico de Cariacica - ES (2013).

A respeito do clima da região, esse é caracterizado como tropical quente e úmido, com temperaturas mínima e máxima de 24,4 °C e 34,4 °C, respectivamente. Os ventos predominantes são os de nordeste e sudeste, os primeiros associados aos ventos alísios, predominantes no verão. Já os de sudeste estão relacionados com as frentes frias, sendo mais frequentes no inverno (NASCIMENTO *et al.*, 2013).

## 4.2. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

O modelo hidrodinâmico utilizado neste estudo foi implementado por Lacerda (2016) e Curbani (2016) e serviu de base para a modelagem microbiana da qualidade da água do presente trabalho. As simulações do módulo hidrodinâmico foram realizadas considerando o fuso-horário de Greenwich, o Greenwich Mean Time (GMT), para o período de 01 de maio de 2013 a 01 de julho de 2013, período da modelagem da qualidade da água. Mais informações da implementação do modelo hidrodinâmico podem ser encontradas em Lacerda (2016).

No ambiente natural todos os processos ocorrem simultaneamente, tanto o hidrodinâmico quanto o de qualidade da água; no entanto, os modelos permitem que as simulações sejam executadas de maneira independente, ou seja, os módulos hidrodinâmicos e de qualidade da água são utilizados aqui de maneira desacoplada. Esse

desacoplamento é importante, pois permite que a saída do modelo hidrodinâmico seja usada para múltiplos cenários de modelagem da qualidade da água, otimizando assim o tempo de simulação.

## 4.2.1. Delft3D-WAQ

#### 4.2.1.1. Balanço De Massa

O módulo Delft3D-WAQ administra o balanço de massa de variáveis de estado selecionadas em cada célula computacional. A massa transportada pelo escoamento da água de uma célula para a próxima serve como um termo negativo no balanço de massas na primeira célula computacional e como um termo positivo na segunda célula computacional. Ao combinar células computacionais em uma, duas ou três dimensões, cada sistema pode ser representado e as substâncias podem ser transportadas através de células computacionais.

A cada passo de tempo, entre o tempo t e  $(t + \Delta t)$  é resolvida a equação de advecçãodifusão-reação em cada célula computacional e para cada variável de estado. A Eq. 3 apresentada é uma representação simplificada da equação de advecção-difusão-reação. (DELTARES, 2014b):

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_{Tr} + \Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_P + \Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_S$$
Eq. 3

Onde  $M_i^t$  é a massa no início do passo de tempo;  $M_i^{t+\Delta t}$  é a massa no final do passo de tempo;  $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_{Tr}$  é a variação de massa no tempo devido ao transporte;  $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_p$  é a variação de massa no tempo devido aos processos físicos, bioquímicos ou biológicos; e  $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t}\right)_s$ : variação de massa devido às fontes, como descargas de resíduos e descargas fluviais.

As variações por transporte incluem o transporte advectivo e o dispersivo, que são o transporte pelo escoamento e o transporte como resultado de diferenças de concentração, respectivamente. O escoamento de água é derivado do modelo hidrodinâmico Delft3D-FLOW e a dispersão na direção horizontal é parâmetro de entrada. A dispersão, tal como definida aqui, difere do conceito físico de difusão molecular, na medida em que representa todo o transporte que não é descrito pelo transporte advectivo.

As variações feitas por processos incluem processos físicos como reaeração e sedimentação, processos (bio) químicos, como a adsorção e desnitrificação e processos biológicos, como a produção primária e predação de fitoplâncton. As variações feitas por fontes incluem a adição de massa por cargas de resíduos e a extração de massa por ingestão. A entrada em massa sobre os limites do modelo também pode ser considerada uma fonte.

#### 4.2.1.2. Bactérias Coliformes

O balanço de massa geral para bactérias coliformes inclui transporte, fonte/sumidouro e mortalidade, e é representado pela equação de advecção-difusão-reação (Eq. 4).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\omega}{H} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_H \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_H \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[ D_v \frac{\partial C}{\partial \sigma} \right] - k_b C + F_c \quad \text{Eq. 4}$$

Na Eq. 4, C representa a concentração de bactérias coliformes;  $D_H e D_v$  representam respectivamente a difusividade horizontal e a difusividade vertical;  $k_b$  o coeficiente de decaimento; H é a profundidade e  $F_c$  representa fontes adicionais do poluente ou da substância modelada, devido a reações e demais processos físicos.

Assim que as bactérias coliformes são descarregadas nas águas de superfície, elas começam a morrer, uma vez que as condições que essas bactérias encontram são essencialmente hostis a elas. A mortalidade de bactérias coliformes é em função da temperatura, a salinidade e a radiação solar. Os microorganismos que podem ser modelados em Delft3D-WAQ em relação à poluição bacteriana são: coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e enterococos. A unidade utilizada é NMP/m<sup>3</sup> (NMP = Número Mais Provável) e esta se afasta da unidade que é geralmente indicada para concentrações de bactérias coliformes: NMP/100 mL, assim utiliza-se um fator de conversão entre as unidades: NMP/m<sup>3</sup> = 1x10<sup>-4</sup> NMP/100 mL.

Assume-se que as bactérias coliformes estão presentes apenas na coluna de água e que não se acumulam ou ressuspendem a partir de sedimentos. Além disso, adota-se que as mesmas não crescem na coluna de água. Outra condição assumida é que a mortalidade de bactérias coliformes é incluída como um processo dependente da temperatura, formulado de acordo com a cinética de primeira ordem. A taxa de mortalidade é reforçada pela salinidade e radiação UV de uma forma aditiva. O efeito letal da luz está associado com comprimentos de onda curtos, radiação ultravioleta, em particular. Cerca

de metade do efeito letal é devido à luz com comprimento de onda abaixo de 370 nm. Comprimentos de onda mais de 500 nm são ineficazes (DELTARES, 2014c).

A taxa de mortalidade  $(k_b)$  das bactérias coliformes pode ser quantificada com função empírica da temperatura, cloreto (salinidade) e radiação solar (como derivado de luz visível). Em geral, a taxa de decaimento é determinada usando a Eq. 5 (MANCINI, 1978):

$$k_b = (k_{b1} + k_{bcl}) \theta^{(T-20)} + k_{bl}$$
 Eq. 5

Onde é  $k_{b1}$  é a taxa básica de mortalidade (d<sup>-1</sup>);  $k_{bcl}$  é a taxa de mortalidade devido ao cloreto (d<sup>-1</sup>);  $k_{bl}$  é taxa de mortalidade devido à radiação (d<sup>-1</sup>);  $\theta$  é o coeficiente de temperatura da taxa de mortalidade e *T* é a temperatura (°C).

A taxa de mortalidade dependente de cloreto pode ser expressa pela Eq. 6:

$$k_{bcl} = kcl \times Ccl \qquad \qquad \text{Eq. 6}$$

Onde *kcl* é a constante de mortalidade relacionado ao cloreto  $(m^3.g^{-1}.d^{-1})$  e *Ccl* é a concentração de cloreto  $(g.m^{-3})$ 

A taxa de mortalidade devido ao efeito da luz pode ser representada pela Eq. 7.

$$k_{bl} = krd \ DL \ fuv \ \frac{I_A}{k_e \ H} \left[1 - e^{-k_e H}\right]$$
 Eq. 7

Onde *krd* é a radiação relacionada com mortalidade constante (m<sup>2</sup>.W<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>); *DL* é a duração do dia (d); *fuv* é a fração de radiação UV derivada da luz visível;  $I_A$  é a radiação solar incidente na superfície da água (W.m<sup>-2</sup>);  $k_e$  é a extinção da radiação UV (m<sup>-1</sup>); e *H* é a profundidade da água (m).

## 4.2.1.3. Condição de contorno

Os contornos são definidos no módulo hidrodinâmico e não precisam ser redefinidos no módulo de qualidade de água. Os contornos podem ser fechados ou abertos. No primeiro o escoamento e a dispersão são iguais a zero e nenhum transporte está associado a essas superfícies de troca. Já no segundo, as concentrações de coliformes termotolerantes e os coeficientes de dispersão devem ser especificados em todos os intervalos de tempo. Os escoamentos são automaticamente retirados do Delft3D-FLOW. O modelo oferece duas possibilidades para evitar o efeito de concentrações no contorno à jusante, sendo o esquema de adveção *upwind* especificado *l*ocalmente no

contorno ou suprimido o transporte dispersivo neste. A utilização de uma discretização espacial *upwind* nos contornos permite a transferência das condições de contorno de acordo com a direção do escoamento local instantâneo (DELTARES, 2014b). Se a água atravessa os contornos, pode ser assumido que a concentração imediatamente fora da área modelada é influenciada pelas saídas anteriores. Se a mudança do escoamento ocorre novamente, como as marés nos estuários, pode ser assumido que parte da água que saiu pode entrar novamente.

#### 4.2.1.4. Método Numérico

As equações diferenciais do transporte de água e constituintes e as reações são solucionadas pelo do método de volumes finitos. O modelo disponibiliza varias opções para a discretização das equações diferenciais, sendo que no tempo pode-se utilizar a discretização explícita, implícita ou semi-implícita. O modelo permite o uso de diferentes esquemas numéricos nas direções horizontal e vertical. A discretização no tempo dos termos de reação e termos fonte é sempre tratada de forma explícita no modelo, o que permite o tratamento de equações que representem reações complexas e não-lineares (DELTARES, 2014b).

#### 4.2.2. Preparação do módulo de qualidade da água (Delft3D-WAQ)

O módulo Delft3D-WAQ faz uso das condições hidrodinâmicas (velocidades, elevações de água, massa específica, salinidade) calculadas no Delft3D-FLOW. No entanto, o resultado do cálculo hidrodinâmico deve ser convertido em formato adequado para aplicação na simulação de qualidade da água. Essa conversão foi feita por meio do módulo "Couple". As substâncias e os processos de qualidade da água foram definidos pela ferramenta de processo "(PLTC)".

Na interface WAQ-GUI foram montados os cenários, definindo-se as condições iniciais, condições de contorno, cargas de resíduos, tempo de simulação, variáveis de saída, pontos de observação e outros. Os cenários foram executados, primeiro pelo préprocessador "Waq (1)" e posteriormente pelo "Waq (2)". Depois do processamento dos cenários, os resultados de saída do modelo foram visualizados no módulo de pósprocessamento QUICKPLOT.

Os módulos e diagrama de fluxo de dados do Delft3D-WAQ, são apresentados na Figura 6.



Figura 6. Visão geral dos módulos e diagrama de fluxo de dados em Delft3D-WAQ. Os módulos são mostrados em retângulos e os arquivos que eles compartilham são indicados nas setas. Fonte: Adaptado Deltares (2014b).

#### 4.2.3. Base de dados

Os dados de coliformes termotolerantes utilizados na modelagem microbiana da qualidade da água são provenientes do monitoramento ambiental da Baía de Vitória, cedidos pelo IEMA, da balneabilidade das praias de Vitória, disponibilizados pela SEMMAM (Secretaria Municipal de Meio Ambiente - Vitória, ES) e do Monitoramento Qualitativo das Bacias Hidrográficas do rio Santa Maria da Vitória e do rio Jucu, cedidos pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH).

O monitoramento ambiental na Baía de Vitória contempla vinte e três pontos (P-01 a P-23), de superfície e fundo entre os anos 2011 e 2013. Os dados de balneabilidade são referentes à Praia de Camburi (9 pontos), Praia do Canto (2 pontos), Praia de Santa Helena (3 pontos), Praia da Ilha do Frade (3 Pontos) e Praia da Ilha do Boi (2 Pontos) entre os períodos de 2009 e 2016. Os dados de monitoramento na Baía de Vitória e os dados de balneabilidade foram utilizados para análise dos resultados da modelagem microbiana de qualidade das águas (Figura 7).



Figura 7. Localização dos pontos de monitoramento na Baía de Vitória e da balneabilidade das praias de Vitória - ES.

Os dados dos cinco tributários (rio Santa Maria da Vitória, rio Bubu, rio Itanguá, rio Aribiri e rio Marinho) são provenientes do Monitoramento Qualitativo das Bacias Hidrográficas do rio Santa Maria da Vitória e do rio Jucu, sendo realizadas em quatro campanhas anuais entre os anos 2009 e 2013.

Também foram consideradas as estimativas de cargas coliformes termotolerantes, calculadas conforme item 4.3.6, que podem chegar à Baía de Vitória e ao Canal da passagem através de fontes pontuais urbanas, sendo elas: Galeria da EBAP da Cesan, Galeria da Avenida Paulino Muller, Galeria da rua Duarte Ferreira, Galeria da Av. Fernando D. Rabelo, Galeria da rua Alberto Bela Rosa, Galeria da rua Cândido Portinari, galerias da região interna da Baía de Vitória, canal afluente à Baía de Vitória, Canal dos Escravos e Canal da Costa.

Os dados dos cincos tributários e as cargas foram considerados como entrada de bactérias coliformes termotolerantes na área modelada (Figura 8).



Figura 8. Localização dos pontos de lançamentos de coliformes termotolerantes (galerias, canais e tributários).

# 4.2.4. Estimativa de carga de coliformes termotolerantes a partir de dados populacionais

As estimativas de carga de bactéria coliforme termotolerantes foram calculadas com base na metodologia de von Sperling (2007) a partir dos dados populacionais das galerias e dos canais e emprega a Eq. 8.

$$Carga (org/dia) = população (hab) x CPC (org/hab.dia)$$
 Eq. 8

Onde CPC é a carga per capita de microrganismos (organismos/habitantes.dia).

Os dados populacionais dos canais (Canal afluente à Baía de Vitória, Canal dos Escravos e Canal da Costa), em que os lançamentos ocorrem na Baía de Vitória e no Canal da Passagem, foram retirados do estudo de Cassini (2011) e são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Densidade populacional do Canal afluente à Baía de Vitória, Canal dos Escravos e Canal da Costa.

Canais	População (dados de 2006)		
Canal afluente à Baía de Vitória	33.349		
Canal dos Escravos	36.384		
Canal da Costa	135.850		

Fonte: Cassini (2011).

Os dados populacionais das galerias: Galeria da EBAP da Cesan, Galeria da Avenida Paulino Muller, Galeria da rua Duarte Ferreira, Galeria da Av. Fernando D. Rabelo, Galeria da rua Alberto Bela Rosa, Galeria da rua Cândido Portinari, foram calculados de acordo com os bairros abrangidos por cada galeria do município de Vitória apresentados por Morais (2008) e pela densidade populacional de cada bairro, com base no CENSO 2010. A Tabela 4 ilustra a densidade populacional das principais galerias do município de Vitória – ES.

Galerias	Bairros abrangidos	População (dados de 2010)
Galeria da Av. Fernando D. Rabelo	Antônio Honório; República; Boa Vista; Morada de Camburi; Segurança do Lar. Parte: Goiabeiras; Maria Ortiz; Mata da Praia; Solon Borges.	21.978
Galeria da rua Alberto Bela Rosa	Jardim da Penha; Pontal de Camburi. Parte: Mata da Praia.	36.757
Galeria da rua Cândido Portinari	Penha; Bonfim; Itararé; Maruípe; Santa Cecília; Santa Lúcia; Santos Dumont; São Benedito; São Cristóvão; Tabuazeiro. Parte: Barro Vermelho; Gurigica; Joana D'Arc; Praia do Canto; Santa Luiza; Santa Martha.	65.093
Galeria da EBAP da CESAN	Lourdes; Bento Ferreira; Consolação; Horto; Ilha de Monte Belo. Parte: Gurigica; Ilha de Santa Maria; Jesus de Nazareth; Praia do Suá.	19.227
Galeria da Av. Paulino Muller	Cruzamento; Fradinhos; Jucutuquara; Romão. Parte: Forte São João; Ilha de Santa Maria.	10.713
Galeria da rua Duarte Ferreira	Fonte Grande. Parte: Centro.	6.150

Tabela 4. Densidade populacional das principais galerias do município de Vitória – ES.

Morais (2008) não realizou estimativa com relação a galerias do município de Vitória que atingem regiões mais internas da Baía de Vitória, que são afetadas por bairros da região que não possuem sistema de coleta para tratamento do efluente doméstico. Assim, utilizou-se a metodologia proposta por Cassini (2011) para calcular a população dessa região; dessa forma, somou-se a população total dos bairros de Vitória abrangidos pelas galerias e pelas estações de tratamento e subtraiu-se da população total do município de Vitória, referente ao Censo 2010. A diferença entre os dois valores resultou na estimativa do valor da população desses bairros da região de interesse, que não são abrangidos pelas principais galerias e pelas estações de tratamento de segoto. Foi considerado que todo efluente produzido nos bairros atingem as galerias pluviais daquela região. Assim, a densidade populacional calculada das galerias da região interna da Baía de Vitória foi de 31.849 habitantes (dados de 2010).

A quantificação de carga *per capita* de microrganismos foi realizada utilizando valores típicos desses parâmetros em esgoto bruto. De acordo com von Sperling (2007), em média, a contribuição *per capita* de coliformes termotolerantes pode variar de  $10^9$  a  $10^{12}$  organismos/habitante.dia, sendo que os valores utilizados no presente estudo foram  $5x10^{10}$  e  $10^{12}$  (organismos/habitante.dia).

## 4.2.5. Coeficientes

A fim de fechar o balanço de massa e resolver a equação de advecção-difusão-reação, ativou-se o processo de decaimento bacteriano. Os coeficientes utilizados no cálculo da taxa de mortalidade foram escolhidos com base em Deltares (2014c) e nos valores encontrados em estudos de modelagem de coliformes termotolerantes em região estuarina. A Tabela 5 mostra os parâmetros adotados no processo de decaimento bacteriano.

Parâmetros	Definição	Unidade	Valor	Referências
k <sub>b1</sub>	Taxa básica de mortalidade	d <sup>-1</sup>	1,15	Bowie <i>et al.</i> (1985): 0,48 a 7,92; Mancini (1978): 0,8 a 1,4; Chan <i>et al.</i> (2015): 0,68 a 1,26
θ	Coeficiente de temperatura da taxa de mortalidade	-	1,07	Mancini (1978); Chan <i>et al.</i> (2015); YANG (2016).
kcl	Constante de mortalidade relacionado ao cloreto	m³/g/d	1,1x10 <sup>-5</sup>	Deltares (2014c).
fuv	Fração de radiação UV derivada da luz visível	-	0,12	Deltares (2014c); YANG (2016).
krd	Radiação relacionada com mortalidade constante	m²/W/d	0,086	Deltares (2014c) ; Mancini (1978).
Т	Temperatura	°C	Derivado do processo	-
Ccl	Concentração de cloreto	g.m <sup>-3</sup>	Derivado do processo	-
$I_A$	Radiação solar diária como luz visível na superfície da água	W/m <sup>2</sup>	Derivado do processo	-
Н	Profundidade da água	m	Derivado do processo	-

**Tabela 5.** Parâmetros considerados no processo de decaimento bacteriano na modelagem de coliformes termotolerantes.

Se um parâmetro foi modelado anteriormente, como a salinidade e a temperatura da água, o sistema leva automaticamente os resultados do modelo hidrodinâmico como entrada para o processo que exige o parâmetro.

Os dados de temperatura do ar (°C), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%) e pressão atmosférica (mbar) utilizados no cálculo do parâmetro temperatura foram disponibilizados pelo Instituto Nacional De Meteorologia (INMET), para a estação meteorológica automática de Vitória - ES (OMM: 83648). Os dados de radiação solar (W/m<sup>2</sup>) para a região de estudos também foram fornecidos pelo INMET e são apresentados na Figura 9.



**Figura 9.** Valores de radiação solar para a estação de Vitória – ES (OMM: 83648). Fonte dos dados brutos: INMET.

No modelo Delft3D-WAQ, os coeficientes de dispersão também são necessários para a resolução das equações de advecção-difusão-reação. O valor para o coeficiente de dispersão horizontal foi obtido em Deltares (2014b), sendo atribuído o valor de 1,0 m<sup>2</sup>/s.

### 4.2.6. Condição Inicial e Condições de Contorno

A condição inicial que foi utilizada na modelagem microbiana da qualidade da água é a condição de partida a frio, ou seja, concentração de bactérias coliformes termotolerantes igual a zero em todo domínio.

As condições de contorno para a modelagem da qualidade da água Baía de Vitória (Tabela 6) foram os aportes de bactérias coliformes termotolerantes provenientes dos principais tributários: rios Santa Maria da Vitória, Bubu, Itanguá, Aribiri e Marinho.

Tributários	NMP coliformes termotolerantes/100 mL
Rio Santa Maria da Vitória	1.300
Rio Bubu	450.000
Rio Itanguá	5.400.000
Rio Aribiri	9.200.000
Rio Marinho	1.300.000

Tabela 6. Condições de Contorno para a modelagem da qualidade da água.

Os valores de vazões dos tributários foram obtidos a partir de dados disponibilizados pelo Sistema de Informações Hidrológica (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA), e dados fornecidos pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA) pertencentes ao Monitoramento Ambiental das Obras de Dragagem de Aprofundamento e de Derrocagem do Canal de Acesso, Bacia de Evolução e Berços de Atracação do Porto de Vitória-ES, realizado entre os anos 2011 e 2013.

A série histórica de vazão do Rio Santa Maria da Vitória foi obtida por meio do HidroWeb para a estação fluviométrica Santa Leopoldina, para o período simulado (01/05/2013 - 01/07/2013), conforme apresentado na Figura 10.



Figura 10. Médias das vazões diárias do Rio Santa Maria da Vitória para o período simulado (01/05/2013 - 01/07/2013).

As vazões dos rios Bubu, Marinho e Aribiri utilizadas foram fornecidas pelo IEMA foram adquiridas entre 26/02 e 01/03/2013, sendo adotados os valores constantes ao longo de todo período de simulação (Bubu 0,609 m<sup>3</sup>/s, Marinho 0,07 m<sup>3</sup>/s e Aribiri 0,416 m<sup>3</sup>/s).

Na ausência de dados medidos de vazão disponíveis para o rio Itanguá, este não foi considerado como contorno aberto do modelo hidrodinâmico, sendo considerada apenas a carga de coliforme termotolerantes.

#### 4.2.7. Cenários

Neste estudo, o módulo Delft3D-WAQ foi usado para simular o comportamento das bactérias coliformes termotolerantes por duas abordagens diferentes, chamadas respectivamente DECAY (decaimento) e NO-DECAY (sem decaimento). A simulação DECAY da dispersão de bactérias coliformes termotolerantes leva em consideração a taxa de decaimento de células bacterianas nas águas do mar, que depende da salinidade ambiente, da temperatura e da intensidade da radiação UV (Eq. 5). Na abordagem NO-DECAY, o processo de decaimento não foi considerado, indicando que as mesmas se comportam como traçadores conservativos.

As duas abordagens (DECAY e NO-DECAY) foram aplicadas em dois cenários distintos. O primeiro cenário (Cenário 1) considerou apenas os valores medidos de coliformes termotolerantes provenientes dos cinco tributários (rio Santa Maria da Vitória, rio Bubu, rio Itanguá, rio Aribiri e rio Marinho).

O segundo cenário (Cenário 2) considerou os valores medidos de coliformes termotolerantes provenientes dos cinco tributários (rio Santa Maria da Vitória, rio Bubu, rio Itanguá, rio Aribiri e rio Marinho) e valores estimados de coliformes termotolerantes que chegam na Baía de Vitória e Canal da Passagem através de fontes pontuais urbanas calculadas de acordo com o item 4.3.5. No Cenário 2 adotou-se a carga *per capita* de microrganismos de  $5x10^{10}$  organismos/habitante.dia.

Ainda elaborou-se o Cenário 2 - crítico, que considerou todos os pontos de lançamento utilizados para a simulação do Cenário 2, porém a contribuição per capita de coliformes termotolerantes empregada foi a máxima (10<sup>12</sup> organismos/habitante.dia), para se obter o pior cenário da simulação.

#### 4.2.8. Balneabilidade

As praias do domínio SEIV foram classificadas como impróprias ou próprias para recreação de contato primário com base no método descrito na Resolução CONAMA n° 274/00 e nos valores de concentração de coliformes termotolerantes do monitoramento *in situ* semanais disponibilizados pela Prefeitura de Vitória (Tabela 7). Concomitantemente, analisaram-se as séries temporais de coliformes termotolerantes resultantes da modelagem a fim de se verificar porcentagem de tempo em que as praias permaneceram com valores de coliformes termotolerantes abaixo do limite de 1000

coliformes termotolerantes/100 mL, estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 274/2000. Como segunda análise, os resultados da simulação e os dados de balneabilidade das praias foram plotados, a fim de verificar as tendências de variação da concentração de coliformes medidos *in situ* com as concentrações de coliformes termotolerantes modelados nas praias da região.

Utilizou-se os resultados da simulação do Cenário 2 (com decaimento) e os de coliformes termotolerantes das praias nas datas 03/06/2013, 10/06/2013, 17/06/2013, 24/06/2013 e 01/07/2013, período que corresponde com a simulação da qualidade da água, apresentados na Tabela 7.

oumeuomeu	ae dus pruius de Vitoria Elo.					(continua)
	Localização	03/06/13	10/06/13	17/06/13	24/06/13	01/07/13
	Praia de Camburi	•	•	•	•	
Ponto 01	Em frente ao Campo de Futebol Zé da Bola - Jardim Camburi	2,0	33	49	790	110
Ponto 02	Esquina com a Rua Silvino Grecco - Jardim Camburi	4,5	>16.000	79	1.300	46
Ponto 02A	A 100 metros à direita do 3º Píer - Jardim Camburi	4,0	>16.000	33	330	49
Ponto 03	A 100 metros à esquerda do 2º Píer - Jardim Camburi	4,5	>16.000	49	790	68
Ponto 04	Esquina com a Av. Adalberto Simão Nader - Mata da Praia	7,8	5.400	23	330	49
Ponto 05	Esquina com a Av. Nicolau Von Schilgen - Mata da Praia	<1,8	790	490	240	330
Ponto 06	Próximo a Av. Carlos Orlando Carvalho - Jardim da Penha	11	790	79	130	68
Ponto 07	Esquina com a Rua Eugenílio Ramos - Jardim da Penha	240	5.400	130	170	<1,8
Ponto 08	À 150 metros a esquerda do Píer de Iemanjá	2,0	2.400	330	240	23
	Praia do Canto					
Ponto 10	80 metros à direita do Iate Clube	130	49	170	490	490
Ponto 11	80 metros à esquerda da Ponte da Ilha do Frade	1.300	5.400	2.400	94	2.400
	Praia de Santa Helena					
Ponto 12	100 metros à direita da Ponte da Ilha do Frade - Praça dos Desejos	1.700	2.400	2.400	<1,8	22
Ponto 13	200 metros à esquerda das barracas da Curva da Jurema	240	240	79	23	23
D 11	Em frente às barracas da Curva da	100	700	(0	22	02

490

790

68

23

Ponto 14

Jurema

**Tabela 7.** Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) do monitoramento da balneabilidade das praias de Vitória - ES.

93

					()	conclusão)
	Localização	03/06/13	10/06/13	17/06/13	24/06/13	01/07/13
	Ilha do Frade		•			
Ponto 15	1ª praia à direita	<1,8	240	35	330	23
Ponto 16	Praia da Castanheira	<1,8	23	9,2	490	110
Ponto 17	Praia da Ilha do Frade	33	33	130	79	240
	Ilha do Boi					
Ponto 18	Praia da Direita	17	23	490	79	170
Ponto 19	Praia Grande	<1,8	49	49	<1,8	2,0

**Tabela 8.** Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) do monitoramento da balneabilidade das praias de Vitória - ES.

#### 4.2.9. Tempo de Residência Lagrangeano

A perspectiva lagrangeana segue o escoamento e traça a história de partículas fluidas individuais. As variáveis de escoamento são escritas em relação ao tempo t e a uma única posição de referência inicial, por exemplo,  $\vec{x}_0$  a posição da partícula em t = 0. Para o cálculo do tempo de residência, empregando o modelo lagrangeano, foi utilizada a ferramenta Drogues do módulo Delft3D-FLOW. O método de derivadores lagrangeanos calcula o deslocamento de cada derivador no tempo e no espaço, segundo as coordenadas geográficas da grade, funcionando como indicadores da trajetória e do tempo para chegar à região costeira adjacente.

Os derivadores são usados para monitorar o caminho de uma partícula movendo-se com o escoamento. Os mesmos são transportados somente pela velocidade e em um modelo 2D é a velocidade média na vertical. Já que o derivador é uma partícula de fluido esta somente é transportada com a velocidade média do escoamento e o efeito da turbulência é comumente introduzido por um movimento aleatório. Difusão molecular não existe, pois a partícula é constituída do mesmo fluido.

Para estimar o tempo de residência para os diferentes grupamentos de traçadores cruzarem a desembocadura da Baía de Vitória e o Canal da Passagem, foram lançados em 15/05/2013, 18 derivadores no braço norte (superior) da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória e 18 derivadores no braço sul (inferior) (Figura 11), em condições de maré de quadratura (baixar mar). Cada derivador foi lançado a cada 30 min entre 00:00 e 06:00.



Figura 11. Mapa da posição de lançamento dos traçadores lagrangeanos no rio Santa Maria da Vitória.

A localização (Tabela 9) dos pontos de lançamento dos derivadores foi escolhida em razão da elevada distância tanto da desembocadura do Canal da Passagem quanto da Baía de Vitória. Assim, é considerado tempo de residência o tempo necessário para que a partícula percorra a Baía Vitória ou o Canal da Passagem, a partir do registro do momento da sua entrada na Baía do Espírito Santo.

Derivadores	Derivadores Derivadores Derivadores		Derivadores	Longitudo	Latituda	
(braço sul)	Longitude	Lautuue	(braço norte)	Longitude	Lautuue	
D1	-40.347935	-20.238350	D19	-40.349503	-20.241997	
D2	-40.347782	-20.238209	D20	-40.349243	-20.242073	
D3	-40.347294	-20.238232	D21	-40.348919	-20.242067	
D4	-40.347057	-20.238245	D22	-40.348972	-20.242167	
D5	-40.347191	-20.238096	D23	-40.348694	-20.242271	
D6	-40.346981	-20.238140	D24	-40.348427	-20.242369	
D7	-40.346180	-20.238596	D25	-40.348167	-20.242455	
D8	-40.346233	-20.238703	D26	-40.349327	-20.242214	
D9	-40.346394	-20.238482	D27	-40.349049	-20.242304	
D10	-40.348160	-20.238319	D28	-40.348766	-20.242401	
D11	-40.348320	-20.238468	D29	-40.348495	-20.242500	
D12	-40.347672	-20.238354	D30	-40.348251	-20.242598	
D13	-40.346603	-20.238380	D31	-40.348019	-20.242695	
D14	-40.346817	-20.238293	D32	-40.347916	-20.242546	
D15	-40.346752	-20.238192	D33	-40.347782	-20.242798	
D16	-40.346535	-20.238272	D34	-40.347672	-20.242651	
D17	-40.346310	-20.238365	D35	-40.347542	-20.242912	
D18	-40.346085	-20.238955	D36	-40.347431	-20.242765	
	1		1			

Tabela 9. Coordenadas Geográficas (graus decimais) dos derivadores.

## 4.2.10. Verificação da Modelagem da Qualidade da Água

A verificação da modelagem de coliformes termotolerantes foi realizada considerando o Cenário 2 (rios, canais e galerias) com a implantação do decaimento das bactérias.

Para verificação foram utilizados os dados do monitoramento da Baía de Vitória realizado entre 27 e 29/06/2013. Os resultados da modelagem de qualidade da água foram comparados com os dados obtidos pelo IEMA, sendo calculado o erro percentual ( $%_{ERRO}$ , Eq. 9), índice de concordância de Willmott (WILLMOTT, 2012) (Id, Eq. 10) e o erro percentual absoluto médio (MAPE- Mean Absolute Percent Error, Eq. 11).

$$\%_{ERRO} = \frac{|P_i - O_i|}{|O_i|} \times 100$$
 Eq. 9

$$Id = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} |P_i - O_i|^2}{\sum_{i=1}^{n} (|P_i - \overline{O}_i|^2 + \sum_{i=1}^{n} |O_i - \overline{O}_i|^2)}$$
Eq. 10

$$MAPE = n^{-1} \sum_{i=1}^{n} (|P_i - O_i| / O_i) \times (100)$$
 Eq. 11

Onde  $P_i$  é o valor simulado para cada tempo (*i*);  $O_i$  é o valor de referência, medido em campo, para cada tempo (*i*).

O Id mede a capacidade do modelo de reproduzir de forma satisfatória os dados medidos em campo, sendo que seu valore pode variar de 0 (sem correlação) a 1 (ajuste perfeito). O erro percentual absoluto médio expressa a acurácia do erro em percentagem e quanto menor o MAPE melhor é o ajuste. O erro percentual absoluto médio foi utilizado recentemente por Bonamano *el al.* (2015) e por Curbani (2016) para verificar os resultados de qualidade de água do módulo Delft3D- WAQ.

Ademais, para verificar se os pontos de lançamentos de coliformes termotolerantes adotados expressam todas as fontes de poluição microbiana no domínio SEIV, os resultados do módulo Delft3D-WAQ também foram comparados com os dados do monitoramento da balneabilidade das praias de Vitória realizado dia 24/06/2013.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

# 5.1.MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

#### 5.1.1. Carga de coliformes termotolerantes a partir de dados populacionais

Na Tabela 10 são apresentados os valores das cargas estimadas de coliformes termotolerantes que podem chegar a Baía de Vitória e Canal da Passagem por meio de fontes pontuais urbanas.

Fontes	Carga (org/dia)	Carga (org/dia)	
	Cenário 02	Cenário 02 - crítico	
Galeria da Av. Fernando D. Rabelo	1,10 x 10 <sup>15</sup>	2,20 x 10 <sup>16</sup>	
Galeria da rua Alberto Bela Rosa	1,84 x 10 <sup>15</sup>	3,68 x 10 <sup>16</sup>	
Galeria da rua Cândido Portinari	3,25 x 10 <sup>15</sup>	6,51 x 10 <sup>16</sup>	
Galeria da EBAP da CESAN	1,10 x 10 <sup>15</sup>	2,20 x 10 <sup>16</sup>	
Galeria da Av. Paulino Muller	5,96 x 10 <sup>14</sup>	1,19 x 10 <sup>16</sup>	
Galeria da rua Duarte Ferreira	3,30 x 10 <sup>14</sup>	6,60 x 10 <sup>15</sup>	
Galerias da região interna da Baía de Vitória	2,21 x 10 <sup>15</sup>	4,41 x 10 <sup>16</sup>	
Canal afluente à Baía de Vitória	1,67 x 10 <sup>15</sup>	3,33 x 10 <sup>16</sup>	
Canal dos Escravos	1,82 x 10 <sup>15</sup>	3,64 x 10 <sup>16</sup>	
Canal da Costa	6,79 x 10 <sup>15</sup>	1,36 x 10 <sup>17</sup>	

**Tabela 10.** Cargas de coliformes termotolerantes para fontes pontuais urbanas.

Os valores apresentados na Tabela 10 foram utilizados no Cenário 2 e no Cenário 02 – crítico como as cargas coliformes termotolerantes de fontes pontuais urbanas que chegam na Baía de Vitória e no Canal da Passagem.

## 5.1.2. Verificação da modelagem da qualidade da água

Os valores de concentração de coliformes termotolerantes medidos (média de superfície-fundo) e os modelados nos 23 pontos de monitoramento na Baía de Vitória (P01 - P23) são mostrados na Tabela 11.

Dentre os 23 pontos de monitoramento, 21 foram utilizados no calculo do Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), visto que, os valores de concentração de coliformes termotolerantes resultantes da modelagem nos pontos P15 e P22 ficaram superestimados, com diferentes ordens de grandeza entre os valores medidos e modelados, e foram desconsiderados do cálculo. Yang (2016) já havia adotado esse critério para verificar os dados de coliformes termotolerantes modelados no Delft3D- WAQ ao considerar para validação a concordância na ordem de grandeza dos dados medidos e modelados em pelo menos em 50% do total das comparações. A superestimação da concentração de coliformes termotolerantes nesses pontos pode estar associada a um maior desvio na estimativa de cargas das fontes pontuais da Galeria Av. Paulino Muller e do Canal da Costa, ou a fatores locais de decaimento.

amostragem na Baía de Vitória, considerando o Cenário 02 com decaimento; Pontos de Monitoramento Baía de Medido - média Modelado - 2DH Erro percentual Vitória P01 2200 1856 15,64% P02 170 209 22,75% P03 815 791 2,99% P04 1045 1148 9,87% P05 3500 2258 35,48% P06 6350 3469 45,37% P07 6000 3380 43,67% P08 10700 10036 6,21% P09 4590 3900 17,68% P10 10700 11145 4,16% P11 8700 7400 14,94% P12 3900 6040 54,88% P13 12600 6734 46,55% P14 1950 3967 103,44% P15\* 490 516,01% 3018 P16 1045 1888 80,65% P17 1700 1081 36,38% P18 875 1374 56,98% P19 1700 1486 12,59% P20 1455 1437 1,21% 700 P21 1023 46,21% P22\* 573 1500 162,02% P23 1865 2642 41,66% Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE) 34,19%

**Tabela 11.** Resultado de concentrações de coliformes termotolerantes (em NMP por 100 mL) modeladas e medidas (média de superfície-fundo) para os 23 pontos de amostragem na Baía de Vitória, considerando o Cenário 02 com decaimento;

\* Pontos de monitoramento que não foram considerados no cálculo do MAPE.

Na Figura 12 estão apresentadas as concentrações de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e as modeladas, em 21 pontos de amostragem na Baía de Vitória.



Pontos de monitoramento na Baía de Vitória

Figura 12. Concentrações de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e modeladas em 21 pontos de monitoramento na Baía de Vitória.

Ao considerar o Cenário 02 e o processo de decaimento (Tabela 11 e Figura 12), o valor obtido para o índice de concordância (Id) para os vinte e três pontos na Baía de Vitória foi de 0,92, indicando concordância satisfatória entre os resultados do modelo e os dados das amostragens. Já o erro percentual absoluto médio (MAPE) para os vinte e um pontos da Baía de Vitória foi de 34,19%. As diferenças entre os dados medidos e modelados podem ser justificadas pela falta de informações precisas sobre as concentrações de esgotos, bem como a ausência de informações sobre outras fontes poluidoras. Dentre os 21 pontos analisados, os pontos P14 e P16 apresentaram maior erro percentual (103,44% e 80,65%, respectivamente), sendo a concentração de coliformes termotolerantes superestimada nestes pontos. No entanto, foi observada a tendência à subestimação a maior parte dos pontos de amostragem.

Em análise semelhante entre as amostragens *in situ* e a aplicação do modelo Delft3D na área de banho artificial semifechada de Santa Marinella (Lácio, Itália) para Escherichia coli, Bonamano *et al.* (2015) encontraram, para a simulação DECAY, o erro percentual absoluto médio de 0,31% próximo ao ponto de descarga, onde a maioria das células bacterianas ainda estão vivas, e de 81,35% longe do ponto de descarga. Segundo os autores, possíveis fontes difusas podem explicar essa diferença, afetando a baixa concentração de bactérias vivas longe da descarga e produzindo uma subestimação do modelo.

Na Figura 13 estão apresentadas as concentrações de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e as modeladas, em 09 pontos de amostragem na Praia de Camburi.



Figura 13. Concentração de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e modelada em 09 pontos de monitoramento na Praia de Camburi.



**Figura 14.** Mapa da localização dos noves pontos de amostragem na Praia de Camburi- ES (B01 a B08). Dentre os pontos de monitoramento na Praia de Camburi (Figura 14), os pontos B06, B07 e B08 estão mais próximos à desembocadura do Canal da Passagem, mostrando

que os valores modelados estão em concordância com os valores medidos. O erro percentual para os pontos B06, B07 e B08 foram 50%, 28% e 11%, respectivamente.

Os demais pontos de monitoramento na Praia de Camburi (B01, B02, B02A, B03, B04, B05) se afastam da desembocadura do Canal da Passagem e devido ao processo de decaimento das bactérias termotolerantes e a ausência de input de lançamentos existentes na Praia de Camburi, os valores de concentração dos coliformes termotolerantes modelados tendem a diminuir. No entanto, os valores de concentrações de coliformes termotolerantes medidos *in situ* pela Prefeitura de Vitória aumentaram, indicando possíveis fontes difusas ou pontuais de lançamentos de efluente na Praia de Camburi.

Como verificado na modelagem e indicado na Figura 15, na Praia de Camburi há lançamentos que não são considerados e que podem impactar a concentração de coliformes termotolerantes na região. Na Figura 15 observa-se um lançamento pontual com uma coloração diferente da água da Baía do Espírito Santo após o ponto de monitoramento da balneabilidade B01. A imagem é referente ao dia 10 de maio de 2013 e está dentro do período simulado.



Figura 15. Lançamento na Praia de Camburi. Imagens referentes ao dia 10 de maio de 2013.

Na Figura 16 estão apresentadas as concentrações de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e as modeladas, em 10 pontos de amostragem nas demais praias do município de Vitória.



Figura 16. Concentração de coliformes termotolerantes medidas (média de superfície-fundo) e modelada em 10 pontos de amostragem nas demais praias do município de Vitória.



Figura 17. Mapa de localização dos demais pontos de balneabilidade.

Em relação aos pontos de monitoramento da balneabilidade nas demais praias do município de Vitória (Figura 17), verifica-se que os valores de concentrações de coliformes termotolerantes encontrados nos pontos B10 a B017 estavam subestimados e nos pontos B18 e B19 superestimado. A subestimação das concentrações de coliformes termotolerantes nos pontos B10 a B017 pode indicar a presença de lançamentos de efluentes domésticos que não foram dados de entrada na modelagem realizada. Já a

superestimava dos valores modelados dos pontos B18 e B19 pode estar relacionada ao maior desvio na estimativa da carga de bactérias coliformes termotolerantes do Canal da Costa.

#### 5.1.3. Distribuição Espacial de Coliformes Termotolerantes no Domínio SEIV

Os mapas de distribuição espacial da concentração de coliformes termotolerantes e da direção e da intensidade das correntes são apresentados em quatro momentos: (a) máxima velocidade da corrente de enchente na maré de sizígia (16:30h GMT - 24/06/2013); (b) máxima velocidade da corrente de vazante na maré de sizígia (10:00h GMT - 24/06/2013); (c) máxima velocidade da corrente de enchente na maré de quadratura (20:30h GMT - 15/06/2013); (d) máxima velocidade da corrente de vazante na maré de vazante na maré de quadratura (03:00h GMT - 16/06/2013).

A Figura 18 ilustra a direção e a intensidade das correntes, em instantes de interesse.



Figura 18. Representação da direção e da intensidade das correntes (em m/s) na máxima: (A) corrente de enchente na maré de sizígia; (B) corrente de vazante na maré de sizígia; (C) corrente de enchente na maré de quadratura; (D) corrente de vazante na maré de quadratura. Fonte dos dados Lacerda (2016).

Conforme Figura 18 os maiores valores de velocidade foram encontrados no Canal de acesso ao Porto de Vitória, atingindo máximo de 0,78 m/s na vazante na maré de sizígia (Figura 18 (B)). Os maiores valores da velocidade variaram em torno de 0,35 m/s e a

média da magnitude da velocidade na Baía de Vitória, considerando todos os pontos analisados, foi de aproximadamente 0,14 m/s, no período utilizado para a simulação da qualidade da água (01/05/2013 a 01/07/2013).

## 5.1.3.1.Cenário 1 com decaimento

A Figura 19 ilustra os mapas de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes (em NMP/m<sup>3</sup>) para os quatro instantes de maior velocidade das correntes durante a enchente e vazante para a maré de quadratura e de sizígia, considerando o Cenário 01 com processo de decaimento.



Figura 19. Cenário 01 com processo de decaimento. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/m<sup>3</sup>) modelada em: (a) máxima velocidade de enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c) máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de vazante na maré de quadratura.

Os mapas de distribuição das plumas de coliformes termotolerantes (Figura 19) demonstram que a maré influencia diretamente no transporte das bactérias provenientes dos cinco tributários (rio Santa Maria da Vitória, rio Bubu, rio Itanguá, rio Aribiri e rio Marinho). Os resultados da distribuição de coliformes termotolerantes mostram concentrações elevadas na Baía de Vitória próximo aos lançamentos dos tributários.

Observa-se que, na maré de quadratura as águas com maiores concentrações de bactérias permanecem nas regiões próximas às fontes de poluição, pois durante a maré de quadratura ocorrem as menores amplitudes de maré, configurando-se um cenário de menor entrada de água da Baía do Espírito Santo para a Baía de Vitória e, consequentemente, menor dispersão de coliformes termotolerantes. Durante a maré de sizígia, ocorrem as maiores amplitudes de maré e as maiores intensidades da corrente, representando condições de maior dispersão e diluição das plumas. A maior diluição das plumas na vazante em relação à enchente, durante a sizígia, está associada segundo Curbani (2016) às maiores velocidades de corrente que ocorrem na vazante, em função da dominância local de correntes de vazante.

Um estudo realizado por Sampaio (2010) no Sistema Estuarino de Santos – São Vicente no estado de São Paulo utilizou a modelagem numérica para analisar a dispersão e diluição de *E. coli* presente nas águas residuais urbanas de origem doméstica sem tratamento. O mesmo encontrou um padrão de dispersão bacteriano semelhante ao observado no presente trabalho, com maior dispersão bacteriana na sizígia quando comparado com a maré de quadratura. Além disso, Sampaio (2010) também notou que na quadratura, as maiores concentrações bactérias ficaram retidas nos canais estuarinos, próximo aos locais de lançamento de efluentes.

Ao considerar apenas os lançamentos de coliformes termotolerantes advindos dos rios e o processo de decaimento, os valores de concentração dos mesmos nos pontos monitorados na Baía de Vitória (P01 – P23) ficaram subestimados. Esta discrepância pode ser explicada, pois a simulação feita no Delft3D-WAQ considerou como fonte poluidora apenas os cincos tributários enquanto que os dados de amostragem *in situ* na Baía de Vitória possuem a influência adicional de outras fontes de poluição da região costeira, como, os lançamentos pontuais e outras fontes difusas não mapeadas.

Em relação aos pontos de balneabilidade: Praia de Camburi (9 pontos), Praia do Canto (2 pontos), Praia de Santa Helena (3 pontos), Praia Da Ilha do Frade (3 Pontos), Praia da Ilha do Boi (2 Pontos), todas as concentrações de coliformes termotolerantes ficaram abaixo do limite preconizado pela Resolução CONAMA nº 274/00, em todo período simulado. Isso evidencia que a qualidade das águas destinadas a recreação de contato primário no município de Vitória é influenciada por lançamentos de galerias, canais e fontes difusas não consideradas na modelagem da qualidade da água.

#### 5.1.3.2.Cenário 1 sem decaimento

A Figura 20 apresenta os mapas de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes (em NMP/m<sup>3</sup>) para os quatro instantes de maior velocidade das correntes durante a enchente e vazante para a maré de quadratura e de sizígia, considerando o Cenário 01 sem o processo de decaimento.



Figura 20. Cenário 01 sem processo de decaimento. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/m<sup>3</sup>) modelada em: (a) máxima velocidade de enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c) máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de vazante na maré de quadratura.

Na modelagem NO-DECAY em que os coliformes termotolerantes são considerados como partículas conservativas, a pluma cresce gradativamente a cada período de maré e alcança toda a área de estudo com concentração bacteriana superior a 1x10<sup>8</sup> (em NMP/m<sup>3</sup>). A Resolução CONAMA nº 274/00 estabelece que a concentração máxima de coliformes termotolerantes para o uso de recreação de contato primário é 1000 NMP/100 ml, como o modelo apresenta as concentrações de coliformes termotolerantes em NMP/m<sup>3</sup>, todas as regiões nos mapas de distribuição que apresentam valores acima de 1x10<sup>7</sup> NMP/m<sup>3</sup> encontram-se impróprias para banho.

O uso de um traçador conservativo permite compreender a importância do processo de decaimento bacteriano na modelagem da qualidade da água em estuários, visto que no

meio aquático, de maneira geral, as concentrações de um poluente diminuem de acordo com a dispersão das plumas, portanto, a tendência é que ocorra uma diminuição gradativa da concentração de coliformes de acordo com a distância percorrida pelas plumas. Para os coliformes termotolerantes essa redução ocorre também em função da radiação solar incidente, da salinidade e da temperatura da água (FERREIRA, 2015; YANG, 2016), fatores determinantes para o cálculo das taxas do decaimento.

5.1.3.3. Cenário 02 com decaimento

A Figura 21 ilustra os mapas de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes (em NMP/m<sup>3</sup>) para os quatro instantes de maior velocidade das correntes durante a enchente e vazante para a maré de quadratura e de sizígia, considerando o Cenário 02 com processo de decaimento.



Figura 21. Cenário 02 com processo de decaimento. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/m<sup>3</sup>) modelada em: (a) máxima velocidade de enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c) máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de vazante na maré de quadratura.

De acordo com a Figura 21 nota-se que as descargas de efluentes domésticos no Canal da Passagem são os principais responsáveis pela contaminação de coliformes termotolerantes na Praia de Camburi, principalmente na sua desembocadura na Baía do
Espírito Santo. Verificou-se ainda que a pluma de coliformes termotolerantes com concentração abaixo de  $1 \times 10^7 \text{ NMP/m}^3$ , proveniente dos lançamentos dos canais, das galerias e dos rios na Baía de Vitória, atinge as praias da Ilha do Frade e da Ilha do Boi, e não influencia a balneabilidade das mesmas.

As concentrações de coliformes termotolerantes modeladas nos pontos de balneabilidade: Praia de Camburi (9 pontos), Praia do Canto (2 pontos), Praia de Santa Helena (3 pontos), Praia Da Ilha do Frade (3 Pontos), Praia da Ilha do Boi (2 Pontos), ficaram abaixo do limite de 1000 NMP/100mL estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 274/2000, em todo tempo simulado.

Em relação à maré, esta exerce maior influência nos pontos próximos a desembocadura tanto do Canal da Passagem quanto da Baía de Vitória, ao apresentar relação inversa entre a concentração de coliformes termotolerantes e a amplitude da maré (Figura 22 e Figura 23).



Figura 22. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P23, durante a maré de quadratura (15/06/13).



Figura 23. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P23, durante a maré de sizígia (24/06/13).

Conforme a Figura 22 e a Figura 23, durante as maiores amplitude da maré configuramse cenários de maior entrada de água da Baía do Espírito Santo no Canal da Passagem e na Baía de Vitória, fazendo com que as concentrações de coliformes termotolerantes fiquem mais diluídas.

No Canal de Passagem, Alves *et al.* (2015) avaliaram a distribuição de coliformes termotolerantes dentro do HCP (método dos tubos múltiplos) e a relacionaram com a distribuição das fontes de poluição fecal e com a dinâmica de marés. Em relação às marés, os autores encontram que, perto das fontes de águas residuais, as concentrações de coliformes foram maiores durante a maré baixa, uma vez que, um menor volume de água do mar entra no canal, diluindo menos as concentrações. Os autores afirmaram ainda que as saídas de esgoto em locais intermareais estão expostas e o gradiente de pressão é favorável à descarga. Além disso, a distribuição de coliformes termotolerantes esteve relacionada com as fontes pontuais de poluição, e as concentrações foram diferentes entre as marés de quadratura e de sizígia.

Nos pontos próximos ao rio Santa Maria da Vitória a oscilação da maré não influenciou expressivamente a concentração de coliformes termotolerantes. Os períodos de maré na quadratura onde são encontradas as menores amplitudes da maré consequentemente as menores intensidades das correntes (quando comparadas a sizígia) (Figura 24) apresentaram menor interferência nas concentrações de coliformes termotolerantes. As fracas intensidades das correntes fazem com que o transporte de poluente por advecção seja menor daquele que ocorre durante a sizígia. Já na maré de sizígia (Figura 25), nas maiores amplitudes da maré, os picos de concentração de coliformes termotolerantes estão relacionados aos maiores valores de velocidade das correntes de maré (Figura 26), visto que as marés podem transportar a pluma de poluente de uma dada região para outra atingindo assim, o ponto de monitoramento.



**Figura 24.** Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P02, durante a maré de quadratura (15/06/13).



Figura 25. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) e elevação da superfície (m) no ponto de monitoramento P02, durante a maré de sizígia (24/06/13).



**Figura 26.** Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) e velocidade da corrente (m/s) no ponto de monitoramento P02, durante a maré de sizígia (24/06/13).

Assim como no Cenário 1 com decaimento, verifica-se que durante a maré de quadratura as águas com maiores concentrações de bactérias permanecem nas regiões próximas às fontes de poluição. Observou-se que no ponto de monitoramento P08, no interior da Baía de Vitória, na máxima velocidade da corrente de vazante na maré de quadratura a concentração de coliforme termotolerantes foi 1,5 vezes maior quando comparada a máxima velocidade da corrente de vazante na maré de sizígia.

Ao verificar a influencia da maré na concentração de coliformes termotolerantes, evidencia-se a importância de considerar o ciclo das marés na metodologia de amostragem usada como base para classificação da qualidade das praias, descrito na Resolução do CONAMA nº 274/2000.

#### 5.1.3.4.Cenário 02 sem decaimento

A Figura 27 apresenta os mapas de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes (em NMP/m<sup>3</sup>) para os quatro instantes de maior velocidade das

correntes durante a enchente e vazante para a maré de quadratura e de sizígia, considerando o Cenário 02 sem o processo de decaimento.

Assim como observado no Cenário 01, sem decaimento, a pluma de coliformes termotolerantes alcançou toda a região de estudo. No entanto, com o acréscimo dos lançamentos de coliformes termotolerantes pelos canais e pelas galerias a concentração bacteriana em todo SEIV se elevou em uma ordem grandeza, apresentaram valores elevados, na ordem de 10<sup>9</sup> NMP/ m<sup>3</sup>.



**Figura 27.** Cenário 02 sem processo de decaimento. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/m<sup>3</sup>) modelada em: (a) máxima velocidade de enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c) máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de vazante na maré de quadratura.

#### 5.1.3.5.Cenário 02 - Crítico com processo de decaimento

A Figura 28 apresenta os mapas de distribuição da concentração de coliformes termotolerantes (em NMP/m<sup>3</sup>) para os quatro instantes de maior velocidade das correntes durante a enchente e vazante para a maré de quadratura e de sizígia, considerando o Cenário 02 - crítico, com o processo de decaimento e com contribuição per capita de coliformes termotolerantes máxima.



Figura 28. Cenário 02 – crítico, com processo de decaimento. Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/m<sup>3</sup>) modelada em: (a) máxima velocidade de enchente na maré de sizígia (b) máxima velocidade de vazante na maré de sizígia; (c) máxima velocidade de enchente na maré de quadratura; (d) máxima velocidade de vazante na maré de quadratura.

Ao considerar a máxima concentração de coliformes termotolerantes que pode chegar ao SEIV por meio das galerias, rios e canais, verificou-se maior impacto na qualidade da água do sistema. Os lançamentos bacterianos no Canal da Passagem influenciaram a qualidade das águas da Praia de Camburi e a pluma bacteriana abrangeu quase toda a extensão da praia, sendo que dos noves pontos de monitoramento da balneabilidade sete ficaram com condições impróprias, segundo classificação da Resolução do CONAMA nº 274/2000. As concentrações máximas de coliformes termotolerantes encontradas na Praia de Camburi nos pontos B08, B07, B06, B05, B04, B03 e B02A foram de 93.000, 46.850, 26.110, 16.791, 9.530, 4.600, 2.400 NMP/100 mL, respectivamente.

Em relação às praias da Ilha do Boi e da Ilha do Frade, estas também foram influenciadas pelo o aumento da concentração de coliformes termotolerantes. Na Ilha do Boi, as concentrações máximas de coliformes termotolerantes nos pontos B18 e B19 foram 15.450 NMP/100 mL e 1.970 NMP/100 mL, respectivamente. Já na Ilha do Frade, dos três pontos monitorados dois tiveram a suas condições de balneabilidade comprometidas, atingindo a concentração máxima de 16.650 NMP/100 mL no ponto

B16. Os pontos de monitoramento da balneabilidade das demais praias do SEIV não indicaram condição imprópria, permanecendo sempre abaixo de 1000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes.

## 5.1.4. Balneabilidade

A relação entre a classificação (própria/imprópria) das praias do domínio SEIV e a porcentagem de tempo que as praias do cenário 2 (com decaimento) estiveram com valores de coliformes termotolerantes abaixo do limite de 1000 NMP/100 mL estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 274/2000, está apresentada na Tabela 12.

**Tabela 12.** Porcentagem de tempo que as praias estiveram com valores de coliformes termotolerantes abaixo do limite de 1000 NMP/100 mL estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 274/2000, segundo os resultados do Delft3D-WAQ e; Classificação da balneabilidade com base nas coletas a Prefeitura de Vitória, em junho de 2013.

Pontos de monitoramento	Delft3D-WAQ (Cenário 2 com decaimento)	Balneabilidade – Prefeitura de Vitória
B 01	Própria - 100%	Própria
B 02	Própria - 100%	Imprópria
B 02A	Própria - 100%	Própria
B 03	Própria - 100%	Própria
B 04	Própria - 100%	Própria
B 05	Própria - 100%	Própria
B 06	Própria - 100%	Própria
B 07	Própria - 100%	Própria
B 08	Própria - 100%	Própria
B 10	Própria - 100%	Própria
B 11	Própria - 100%	Imprópria
B 12	Própria - 100%	Imprópria
B 13	Própria - 100%	Própria
B 14	Própria - 100%	Própria
B 15	Própria - 100%	Própria
B 16	Própria - 100%	Própria
B 17	Própria - 100%	Própria
B 18	Própria - 100%	Própria
B 19	Própria - 100%	Própria

Observa-se na Tabela 12 que dentre os pontos de balneabilidade monitorados *in situ* pela Prefeitura de Vitória apenas os pontos B02, B11 e B12 estariam impróprios para banho e com resultado diferente do modelado pelo Delft3D-WAQ. Os demais pontos de balneabilidade ficaram com a 80% ou mais do tempo com valores de coliformes

termotolerantes abaixo do limite de 1000 NMP/100 mL, estando com a balneabilidade própria, segundo a Resolução CONAMA n.º 274/2000.

Da Figura 29 a Figura 37 são apresentados os comportamentos dos resultados do modelo de dispersão (Cenário 2 com decaimento) com os dados de coliformes termotolerantes monitorados *in situ* pela Prefeitura de Vitória. Dos 19 pontos de balneabilidade pelo menos um ponto de cada praia foi selecionado e analisado a fim de representá-la, sendo: Praia de Camburi (B06, B07 e B08), Praia do Canto (B10), Praia de Santa Helena (B13), Praia da Ilha do Frade (B16, B17) e Praia da Ilha do Boi (B18 e B19).



Figura 29. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B6 – Praia de Camburi.



Figura 30. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B7 – Praia de Camburi.



Figura 31. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B8 – Praia de Camburi.



Figura 32. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B10 – Praia do Canto.



Figura 33. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B13 – Praia de Santa Helena



Figura 34. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B16 – Praia da Ilha do Frade.



Figura 35. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B17 – Praia da Ilha do Frade.



Figura 36. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B18 – Praia da Ilha do Boi.



Figura 37. Comparação da concentração de coliformes termotolerantes medida e modela no ponto B18 – Praia da Ilha do Boi.

Dentre o comportamento dos resultados do modelo e das concentrações de coliformes termotolerantes medidas *in situ* nas praias da região, observou-se algumas tendências similares na concentração de coliformes, principalmente na Praia de Camburi (Figuras Figura 29, Figura 30 e Figura 31) e na Ilha do Frade (B16 - Figura 34). Em alguns momentos ocorrem picos não registrados pelo modelo, como também picos do modelo que não foram verificados pelas amostras. Nesse último caso, pode ser devido à baixa resolução temporal do monitoramento da Prefeitura de Vitória.

Os valores de concentração de coliformes termotolerantes modelados mais discrepantes são encontrados na Praia do Canto e na Praia de Santa Helena (Figura 32 e Figura 33, respectivamente), que ficaram inferiores aos medidos. Tal discrepância pode evidenciar que há descargas de efluentes na região, porém devido à falta de informações dos lançamentos irregulares, estas não foram computadas nesse estudo.

O método abordado na Resolução CONAMA n.º 274/2000 para classificação da balneabilidade das praias considera as densidades de bactérias fecais resultantes de análises feitas em cinco semanas consecutivas. Ferreira (2015) ressaltou que a prefeitura identifica a concentração de bactérias no momento da coleta e fica sem informações da qualidade da água das praias até a coleta da próxima semana. Desse modo, a classificação de balneabilidade de uma praia pode ser própria quando na verdade está imprópria, colocando em risco a saúde dos banhistas ou não recomendando seu uso quando em condições próprias, prejudicando o turismo local.

### 5.1.5. Taxa de decaimento

As curvas de decaimento das bactérias coliformes termotolerantes considerando os efeitos da temperatura, salinidade e radiação solar, foram obtidas por meio da formulação proposta por Mancini (1978) e estão esquematizadas na Figura 38. As curvas de decaimento das bactérias coliformes termotolerantes considerando apenas os efeitos da radiação solar, estão apresentadas na Figura 39.

A média da taxa de decaimento dos coliformes termotolerantes devido à radiação solar, temperatura e salinidade para o período simulado foi de 2,03 d<sup>-1</sup> e ao considerar apenas a radiação solar a média da taxa de decaimento foi 1,01 d<sup>-1</sup>.



Figura 38. Taxa de mortalidade geral (temperatura, salinidade e radiação solar) de coliformes termotolerantes, na Baía de Vitória.



Figura 39. Taxas de mortalidade de coliformes termotolerantes devido à radiação solar, na Baía de Vitória.

A média dos maiores valores da taxa de decaimento (radiação solar, temperatura e salinidade) foi 4,23 d<sup>-1</sup>, encontrados no período de maior radiação solar. O máximo valor da taxa de decaimento considerando os efeitos da radiação solar, da temperatura e da salinidade foi encontrado às 14h GMT do dia 03/06. A Figura 40 apresenta a distribuição espacial da taxa de decaimento no domínio SEIV para esse período.



Figura 40. Distribuição da taxa de mortalidade em 03/06/2013 às 14 h GMT no domínio SEIV.

As séries temporais da taxa de mortalidade obtidas indicam que a radiação solar exerceu uma grande influência na mortalidade dos coliformes termotolerantes no presente estudo. No entanto durante a noite, a taxa de decaimento bacteriana é reduzida devido à ausência de luz e fatores como salinidade e temperatura, assumem maior significância no desaparecimento desses organismos.

A radiação solar é o fator ambiental mais significativo na inativação de bactérias segundo Fujioka *et al.* (1981); Gameson e Saxon (1967); Kapuscinski e Mitchell (1983); Alkan *et al.* (1995) e Yang *et al.* (2000). Cerca de metade do efeito letal da luz é atribuível a comprimentos de onda abaixo de 370 nm com um quarto adicional do efeito letal atribuível às faixas de 370 a 400 nm, respectivamente. O efeito de comprimentos de onda superiores a 500 nm é insignificante (MANCINI, 1978).

Um estudo realizado por Batista e Harari (2017) encontrou para o sistema costeiro de Ubatuba (SP), utilizando os módulos Delft3D-FLOW e Delft3D-WAQ, a média da taxa de mortalidade geral para coliformes termotolerantes de 2,5 d<sup>-1</sup> em fevereiro e de 2,0 d<sup>-1</sup> em agosto e considerando apenas à radiação de valores de 1,5 d<sup>-1</sup> em fevereiro e 1,1 d<sup>-1</sup>, em agosto.

#### 5.1.6. Tempo de residência lagrangeano

A simulação com derivadores lagrangeanos foi utilizada com o intuído de determinar a trajetória dos derivadores e de estimar o tempo de residência e na Baía de Vitória e no Canal da Passagem.

A Figura 41 mostra a trajetória e o tempo de residência dos derivadores lançados no braço norte da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória.



BV – Baía de Vitória / CP – Canal da Passagem / \*não saíram da BV.
Figura 41. Trajetórias dos derivadores lançados no braço norte da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória e os respectivos tempo de residência.

Os derivadores lançados no braço norte da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória tiveram um tempo de residência médio de aproximadamente 38 dias para deixar a Baía de Vitória e o tempo de residência médio aproximado para deixar o Canal da Passagem foi de 37,5 dias. O tempo de permanência dos derivadores aprisionados na região interna da Baía de Vitória foi desconsiderado para fins de cálculo do tempo de residência, pois estes ficaram aprisionados no sistema por um intervalo de tempo que excedeu o período de dois meses da simulação. Com relação à trajetória dos derivadores lançados no braço norte da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória, verificou-se que a maioria dos derivadores percorreu a região da Baía de Vitória, apenas dois se encaminharam para o Canal da Passagem e uma pequena quantidade ficou aprisionada no sistema por um intervalo de tempo que excedeu o tempo de tempo que excedeu o tempo de região da tempo da de Vitória, de tempo de simulação.

A Figura 42 mostra a trajetória e o tempo de residência dos derivadores lançados no braço sul da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória.



Figura 42. Trajetórias dos derivadores lançados no braço sul da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória e os respectivos tempo de residência.

Os derivadores lançados no braço sul da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória tiveram um tempo de residência médio de aproximadamente 36 dias para deixar a Baía de Vitória. A respeito da trajetória, verificou-se que todos dos derivadores se encaminharam a para a região da Baía de Vitória.

Com a estimativa do tempo de residência para a região em estudo pode-se garantir que o poluente modelado irá ter deixado a área de estudo no final da simulação da qualidade da água. Além disso, com base no padrão de distribuição dos derivadores, pode se verificar que a propagação da maré é a principal forçante física de circulação e consequentemente da configuração espacial dos tempos de residência.

Nos estuários, a trajetória dos derivadores depende da condição inicial de corrente no ponto de lançamento, o que torna difícil a obtenção de conclusões que generalizem um comportamento para diversas condições, entanto, é possível estimar os prováveis destinos dos derivadores lançados nos pontos de interesse (FALKENBERG, 2009). Além disso, segundo Kreeke (1988), em regiões estuarinas, as marés possuem importante influência no tempo de residência, uma vez que em estuários e canais estreitos o escamento é predominantemente em uma única direção, sendo no sentido do continente em maré de enchente e no sentido inverso em maré de vazante. Esse movimento tem inferência no tempo de residência de poluentes lançado em estuários, visto que estes constituintes podem retornar com a maré enchente.

### 6. CONCLUSÃO

O presente trabalho permitiu identificar alguns problemas relacionados à contaminação microbiológica das águas do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória proveniente do lançamento de efluente doméstico.

A dispersão de coliformes termotolerantes considerando apenas as concentrações bacterianas dos rios mostrou que as regiões mais impactadas estão próximas aos pontos de lançamento e que as plumas de contaminantes não atingem as praias da região em estudo. Já considerando os lançamentos provenientes dos canais, das fontes pontuais urbanas localizadas no interior da Baía de Vitória e do Canal da Passagem e dos rios, as plumas de coliformes atingem as praias de a região, sendo os canais e as galerias os grandes responsáveis pela má qualidade das águas das praias.

As maiores concentrações de coliformes termotolerantes devido a descargas de efluentes domésticos no SEIV estão localizadas próximas às fontes de lançamento, no interior do Canal da Passagem e da Baia de Vitória. É possível considerar estas áreas como críticas do ponto de vista de contaminação por bactérias, pois as concentrações ultrapassam o limite da Resolução do CONAMA nº 274/2000 colocando em risco à população que faz uso destas águas para lazer e alimentação.

As comparações entre dados do modelo de dispersão e dados medidos em campo, na Baía de Vitória, foram satisfatórias, demostrando que o modelo se aproximou bem das condições reais ocorridas no ambiente. No entanto, os dados de balneabilidade medidos *in situ* quando comparados com os dados do modelo apresentaram uma discrepância, devido à ausência de dados de lançamentos nas regiões próximas às praias. Assim, os modelos numéricos se tornam uma ferramenta útil para o mapeamento de fontes irregulares de lançamentos de efluentes domésticos.

Em relação ao tempo de residência, os derivadores lançados no braço sul da desembocadura do rio Santa Maria da Vitória tiveram um tempo de residência médio de aproximadamente 36 dias para deixar a Baía de Vitória. Já os traçadores lançados no braço norte do rio Santa Maria da Vitória tiveram um tempo de residência médio de aproximadamente 38 dias na Baía de Vitória e 37,5 dias no Canal da Passagem.

Além disso, as correntes de maré desempenha um papel importante no transporte da pluma de poluente. Durante a maré de sizígia, foram observadas plumas de maior extensão e mais diluídas, devido as maiores magnitudes das velocidades das correntes

nesse período e maiores amplitude da maré. Já durante a maré de quadratura ocorreu mudança na extensão das plumas e as concentrações de coliformes termotolerantes nas regiões próximas aos pontos de lançamentos foram maiores, isso ocorre devido às menores amplitudes da maré e às menores magnitudes das velocidades.

Por fim, trabalhos posteriores envolvendo modelagem numérica de coliformes termotolerantes podem realizar projeções futuras da população atendida pelas galerias e pelos canais, a fim de simular futuros cenários de dispersão de plumas. Ainda, a existência de um banco de dados de monitoramento ambiental em tempo real (vazão dos afluentes; índices de chuvas; ventos; indicadores microbiológicos; temperatura da agua; pH; entre outros) na entrada de modelos matemáticos tornaria a realização de estudos de monitoramento ambiental ainda mais realísticos e constituirá uma abordagem futura da saúde pública e do planejamento ambiental de regiões litorâneas, principalmente para aquelas que dependem do turismo para a sua economia.

# 7. REFERÊNCIAS

ALVES, M. M.; BARROSO, G. F.; NETO, R. R. Spatial and temporal distribution of thermotolerant coliform in Canal de Passagem (Vitória - ES) - related to physicochemical parameters and tide. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 63, n. 4, p. 423-428, 2015.

ALKAN, U.; ELLIOTT, D. J.; EVISON, L. M. Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. *Water Research*, v. 29, n. 9, p. 2071–2080, 1995.

ANDRADE, R. R. Simulação numérica do transporte da pluma de esgoto doméstico lançada no Canal da Passagem e sua influência na qualidade da água da Baía do Espírito Santo. 2010. 75 f. Monografia (Graduação), Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

ANDUTTA, F. P. O Sistema Estuarino dos rios Caravelas e Peruípe (Bahia): Observações, simulações, tempo de residência e processos difusivo e advectivo. 2011. 144f. Tese (Doutorado), Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

ARAUJO, D. R. Eutrofização em Reservatórios – Estudo de Caso: Reservatórios de Rio Bonito e Suíça (ES). 2016. 233 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. In: Water Quality: Guidelines, Standards and Health. *Risk assessment and management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, 424p. London, UK, 2001.

BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling—A review of the state of the Science. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5, p. 142-155, 2013.

BAPTISTELLI, S. C. Análise crítica da utilização de modelagem matemática na avaliação da dispersão de efluentes leves no litoral da Baixada Santista (Estado de São Paulo). 2008. 314 f. Tese (Doutorado), Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2008.

BATISTA, S. S.; HARARI, J. Modelagem da dispersão de coliformes termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 403-413, 2017.

BIANCHI, T. S. Biogeochemistry of Estuaries. Oxford. University Press, 2007.

BLOMMERS, I. Water quality in bathing Waters - An analysis to determine the influencing factors on faecal indicator bacteria concentration peaks. MSc thesis report. TU Delft. 2012.

BONAMANO, S.; MADONIA, A.; BORSELLINO, C.; STEFANÌ, C.; CARUSO, G.; DE PASQUALE, F.; PIERMATTEI, V.; ZAPPALÀ, G.; MARCELLI, M. Modeling the dispersion of viable and total *Escherichia coli* cells in the artificial semi-enclosed

bathing area of Santa Marinella (Latium, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, v. 95, n. 1, p. 141–154, 2015.

BOWDEN, K. F. Physical factors: salinity, temperature, circulation, and mixing processes. *In* OLAUSSON, E.; CATO, I. (eds). *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. New York: Jhon Wiley & Sons, p. 38–70, 1980.

BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition). *Technical Report* EPA-600/3-85-040, USEPA, 1985.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Os múltiplos usos da Zona Costeira. 2017. Disponível em: <a href="http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/a-zona-costeira-e-seus-m%C3%BAltiplos-usos">http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/a-zona-costeira-e-seus-m%C3%BAltiplos-usos</a>. Acesso em: 7 de dezembro de 2017.

BRASIL. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre os critérios de balneabilidade em águas. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 18, p.70-71, janeiro 2001.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, março 2005.

BRAUNSCHWEIG, F.; MARTINS, F; Chambel, P.; NEVES, R. A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: The Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics*, v. 53, n. 3, p. 137–145, 2003.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D.G.F. Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro, RJ: Elsevier, 2013.

CANTERAS, J. C.; JUANES, J. A.; PEREZ, L.; KOEV, K. N. Modeling the coliform inactivation rates in the Catambrian Sea (Bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T90. *Water Sci Technol*, v. 32, n. 2, p. 37–44, 1995.

CARVALHO, J. L. B.; FEITOSA, R. C.; ROSMAN P. C. C.; ROBERTS P. A bacterial decay model for coastal outfall plumes. *Journal of Coastal Research*, v. 2004, n. 39, p. 1525–1529, 2006.

CASSINI, P. S. Aplicação do modelo EPA-Aquatox à Baía de Vitória (Vitória/ES). 2011. 123 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

CASTRO, M. S. M.; CHACALTANA, J. T. A.; TEIXEIRA, E. C.; RIGO, D. Avaliação da contribuição de esgoto doméstico para a qualidade da água da Baía do Espírito Santo utilizando monitoramento e modelagem de coliformes fecais. In *21° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa: ABES, 2001.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas no Estado de São Paulo – Apêndice E - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e

dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Relatório técnico. São Paulo: CETESB, 2009a.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Salinas e Salobras no Estado de São Paulo 2014. São Paulo: CETESB, 2015.

CETESB. Relatório de Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo. *Relatório técnico*. São Paulo: CETESB, 2009b.

CHAMBERLIN, C. E.; MITCHELL, R. A decay model for enteric bacteria in natural waters. In: Water Polution Microbiology. Edited by Ralph Mitchell. *Willey-Intercience Publication*, v. 2, p. 325-348, 1978.

CHAN, Y. M.; THOE, W.; LEE, J. H. W. Field and laboratory studies of *Escherichia coli* decay rate in subtropical coastal water. *Journal of Hydro-environment Research*, v. 9, n. 1, p. 1–14, 2015.

CHAPRA, S. C. Surface Water-Quality Modeling. Waveland Press, Long Grove, IL, 1997.

COUCEIRO, M. A. A. Dinâmica de sedimentos coesivos em um estuário altamente estratificado: rio Araranguá, SC. 2015. 184 f. Tese (Doutorado), Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

CURBANI, F. E. Modelagem da qualidade da água da Baía de Vitória, ES. 2016. 130 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

DAS, P.; MARCHESIELLO, P.; MIDDLETON, J. H. Numerical modelling of tideinduced residual circulation in Sydney Harbour. *Marine and Freshwater Research*, v. 51, p. 97–112, 2000.

DAVIES-COLLEY, R. J.; BELL, R. G.; DONNISON, A. M. Sunlight inactivation of enterococci and fecal coliforms in sewage effluent diluted in seawater. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 60, n. 6, p. 2049-2058, 1994.

DAY, J. W.; CRUMP, B. C.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. *Estuarine Ecology*. Wiley: New York, 2013.

DELTARES. Delft3D-FLOW User Manual: simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenomena, including sediments. Version 3.15. 36498. Delft (Netherlands): Deltares Systems, 2014a.

DELTARES. *D-Water Quality User Manual: Versatile water quality modeling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio) chemical and biological processes.* Version 4.99. 36208. Delft (Netherlands): Deltares Systems, 2014b.

DELTARES. *D-Water Quality Technical Reference Manual: Processes library description and detailed description of processes.* Version 5.01. 36439. Delft (Netherlands): Deltares Systems, 2014c.

DIAS, J. M., LOPES, J. F., DEKEYSER, L. A. Lagrangian transport of particles in Ria de Aveiro Lagoon. Portugal. *Physics and Chemistry of Earth*, v. 26, n. 9, p. 721–727, 2001.

FALCONER R. A.; LIN, B.; KASHEFIPOUR, S. M. Modelling Water Quality Processes in Estuaries. In *Computational Fluid Dynamics: Applications in Environmental Hydraulics*. Edited by BATES, P.D.; LANE, S.N. and FERGUSON, R.I. John Wiley & Sons, 2005.

FALKENBERG, A. V. Estudo da dispersão, mistura e qualidade da água do Complexo Estuarino de Paranaguá com uso de modelagem numérica. 2009. 160 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Centro de Estudos do Mar. Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Pontal do Paraná, 2009.

FEITOSA, R. C. Acoplamento de modelos de campo próximo e campo afastado com cinética de decaimento bacteriano variável – aplicações em emissários submarinos. 2007. 206 f. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

FEITOSA, R. C.; ROSMAN, P. C. C.; BLENINGER, T.; WASSERMAN, J. C. Coupling bacterial decay and hydrodynamic models for sewage outfall simulation. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, v. 1, n. 2, p. 137-147, 2013.

FENG Z.; RENIERS A.; HAUS, B.; SOLO-GABRIELE, H.; FIORENTINO, L.; OLASCOAGA, M.; MACMAHAN, J. Modeling microbial water quality at a beach impacted by multiple non-point sources. In *International Conference on Coastal Engineering (ICCE2012)*, Santander, Spain, July 2012.

FERREIRA, F. R. Análise da qualidade ambiental das praias do Guarujá (SP) através da avaliação de lançamentos pontuais de esgotos - emissário submarino do Guarujá, canais artificiais e rios da Praia do Perequê. 2015. 134 f. Dissertação (Mestrado), Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, São Paulo, 2015.

FISCHER, H. B.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y. IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. New York: Academic Press, 1979.

FUJIOKA, R. S.; HASHIMOTO, H. H.; SIWAK, E. B.; YOUNG, R. H. F. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 41, n. 3, p. 690-696, 1981.

GAMESON, A. L. H.; SAXON, J. R. Field Studies on Effect of Daylight on Mortality of Coliform Bacteria. *Water Research*, v. 1, n. 4, p. 279–295, 1967.

GARÇÃO, H. F.; CHACALTANA, J. T. A. Estudo da hidrodinâmica e salinidade na Baía de Vitória (ES) através de modelagem computacional. In *XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Campo Grande – MS, 2009.

GARISSON, T. Fundamentos de Oceanografia. Tradução da 7ª edição norte-americana. *National Geographic & Cengage Learning*, 451p. São Paulo, 2016.

GERRITSEN, H.; de GOEDE, E. D.; PLATZEK, F. W.; GENSEBERGER, M.; VAN KESTER, A. Th. M.; UITTENBOGAARD, R. E. *Validation Document Delft3D*-*FLOW*. A software system for 3D flow simulations: report. 2007.

GAZE, F. Tempo de residência na Baía do Espírito Santo. 2005. 60 f. Monografia (graduação), Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

GOURMELON, M.; LAZURE, P.; HERVIO-HEATH, D.; SAUX, J.C.L.; CAPRAIS, M.P.; GUYADER, F.S.L.; CATHERINE, M.; POMMEPUY, M. Microbial modelling in coastal environments and early warning systems: useful tools to limit shellfish microbial contamination. Safe Management of Shellfish and Harvest Waters. *In:* REES, G.; POND, K.; KAY, D.; BARTRAM, J.; SANTO DOMINGO, J. (Ed.). Safe Management of Shellfish and Harvest Waters, London: World Health Organization (WHO), 22 p., 2010.

GUIDONI, N. R. Modelagem computacional da dispersão de esgotos sanitários lançados na Baía de Vitória - ES. 2010. 97 f. Monografia (Graduação), Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

HUANG, G.; FALCONER, R. A.; LIN, B. Integrated hydro-bacterial modelling for predicting bathing water quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 188, p. 145–155, 2017.

IBGE. Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Diretoria de geociências do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 176p. Rio de Janeiro, 2011.

JESUS, L. C. Estudo da maré barotrópica e da geração de maré baroclínica para a região costeira e oceânica ao largo da costa do Espírito Santo. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

JI, Z- G. *Hydrodynamics and Water Quality -Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries.* New Jersey, John Wiley & Son. 2008.

JOVANOVIC, D.; COLEMAN, R.; DELETIC, A.; MCCARTHY, D. Spatial variability of E. coli in an urban salt-wedge estuary. *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, n. 1, p. 114–122, 2017.

KAPUSCINSKI, R. B.; MITCHELL, R. Sunlight-Induced Mortality of Viruses and Escherichia Coli in Coastal Seawater. *Environmental Science and Technology*, v. 17, n. 1, p. 1–6, 1983.

KREEKE, J. van de. *Dispersion in Shallow Estuarines*. In B. Kjerfve [ed], Hydrodynamics of Estuaries. V.1. CRC Press. Florida, 1988.

LACERDA, K. C. Modelagem hidrodinâmica e do transporte de sedimentos da Baía de Vitória, ES: impacto do aprofundamento do canal estuarino do Porto de Vitória. 2016. 137 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

LACERDA, K. C.; CURBANI, F. E.; BARRETO, F. T. C.; CHACALTANA, J. T. A. Análise de sensibilidade e calibração de um modelo de transporte de sedimentos para a Baía de Vitória, ES. *I I Congresso Internacional de Hidrossedimentologia*, 2017.

LESSER, G. R. An approach to medium-term coastal morphological modelling. Tese PhD (Doutorado) -UNESCO-IHE & Delft Technical University, Delft, 2009.

LUNG, W. *Water quality modeling: application to estuaries*. v. III, Florida: CRC Press, 1993.

MANCINI, J. L. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 50, n. 11, p. 2477- 2484, 1978.

MARTIN J. L.; McCUTCHEON S. C. *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*. Lewis Publishers. Boca Raton, 1999.

McCAMBRIDGE, J., McMEEKIN, T.A. Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 41, n. 5, p. 1083-1087, 1981.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. (Acadêmica 42) São Paulo, 424 p., 2002.

MORAIS, A. Estimativa de Cargas Poluidoras na Baía de Vitória com Uso de Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto. 2008. 102 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espirito Santo, Vitória, 2008.

NASCIMENTO, T. F. Análise da influência da descarga do Rio Santa Maria da Vitória sobre a propagação da onda de maré e da hidrodinâmica tridimensional da Baía de Vitória. 2013. 122 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

NASCIMENTO, T. F. do; CHACALTANA, J. T. A; PICOLLI, F.P. Análise da Influência do Alargamento de um Estreitamento na Hidrodinâmica do Canal da Passagem, Vitória-ES, Através de Modelagem Numérica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 3, p. 31-39, 2013.

PEREIRA, R. S. Modelos de Qualidade da Água. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos, v. 1, n. 1, p. 37-48, 2004.

PERILLO, G. M. E. Definitions and geomorphologic classification of estuaries. In PERILLO, G. M E. (Ed.). Geomorphology and sedimentology of estuaries. Development in Sedimentology, *Elsevier Science BV*, v. 53, p. 17-46, 1995.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint, *Estuaries*. G.H. Lauff, ed., American Association for the Advancement of Science, Publication n. 83, Washington DC, 1967.

RIGO, D. Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais – medições e modelagem na Baía de Vitória, ES. 2004. 156 f. Tese (Doutorado), Programa de Pós-

Graduação da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Engenharia Oceânica, COPPE, Rio de Janeiro, 2004.

ROZEN, Y; BELKIN, S. Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 25, n. 5, p, 513-529, 2001.

SAMPAIO, A. F. P. Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da agua e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos – São Vicente, através de modelagem numérica ambiental. 2010. 177 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, 2010.

SANTOS, L. A. S. Variação espaço-temporal dos parâmetros da qualidade de água no Canal da Passagem (Vitória – ES). 2011. 63 f. Monografia (Graduação), Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

SOLIC, M.; KRSTULOVIC, N. Separate and combined e ects of solar radiation, temperature, salinity, and pH on the survival of faecal coliforms in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, v. 24, n. 8, p. 411–416, 1992.

SYUKRI, M. Horizontal Distribution of Salinity and Temperature on Merbok Estuary, Malaysia. *ILMU KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences*, v. 14, n. 2, p. 93–97, 2009.

TANG, G.; ZHU Y.; WU G.; LI J.; LI, Z-L; SUN, J. Modelling and analysis of hydrodynamics and water quality for rivers in the northern cold region of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 4, p. 1–15, 2016.

UNEP/WHO/HABITAT/WSSCC. Guidelines on Municipal Wastewater Management. 3. ed. The Hague, The Netherlands: UNEP/GPA Coordination Office, 2004.

VAN RIJN, L. C.; WALSTRA, D. J. R. *Modelling of sand transport in DELFT3D*. Delft Hydraulics, 2003.

VERONEZ, P.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 27, n. 4, p. 609-624, 2009.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. 2. ed. Belo Horizonte : editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Biological Wastewater Treatment. Volume 1. IWA Publishing, London, 2007.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models. *The Scientific World Journal*, v. 2013, p. 1-7, 2013.

WANG, Y.; RIDD, P. V.; HERON, M. L.; STIEGLITZ, T. C.; ORPIN, A. R. Residence time of solutes and pollutants in the central Great Barrier Reef lagoon, Australia. *Marine and Freshwater Research*, v. 58, p. 778-791, 2007.

WILLMOTT, C. J.; ROBESON, S. M.; MATSUURA, K. Willmott, Cort J., Scott M. Robeson, and Kenji Matsuura. A refined index of model performance. *International* Journal of Climatology, v. 32, n. 13, p. 2088-2094. 2012.

WOLANSKI, E. Estuarine ecohydrology. Elsevier, The Netherlands, 168 p. 2007.

YANG L., CHANG W., HUANG M. Natural desinfection of wastewater in marine outfall fields. *Water Research*, v. 34, n. 3, p. 743-750, 2000.

YANG, S. H. Análise das condições ambientais e da dispersão de plumas de efluentes na região costeira centro-sul do Estado de São Paulo com uso da modelagem numérica. 2016. 300 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.