UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

JOÃO PAULO MENDES FERREIRA

Avaliação da dispersão das plumas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião (Estado de São Paulo, Brasil), através da modelagem numérica.

São Paulo
2019

JOÃO PAULO MENDES FERREIRA

Avaliação da dispersão das plumas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião (Estado de São Paulo, Brasil), através da modelagem numérica.

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Programa: Engenharia Civil.

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Paolo Alfredini

São Paulo

2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Ferreira, João Paulo Mendes

Avaliação da dispersão das plumas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião (Estado de São Paulo, Brasil), através da modelagem numérica. / J. P. M. Ferreira -- versão corr. -- São Paulo, 2019. 131 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Emissário submarino 2.Modelagem numérica 3.Delft3D 4.CORMIX 5.Qualidade da água I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

Nome: FERREIRA, João P. M.

Título: Avaliação da dispersão das plumas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião (Estado de São Paulo, Brasil), através da modelagem numérica.

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Mestre em Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

A Gabriela, minha amada esposa, e ao meu filho João Miguel.

Aos meus pais, Emiliano (*in memoriam*) e Elizeth.

Por todo o amor e dedicação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gratidão a Deus Todo Poderoso, fonte da sabedoria que permite aos homens desenvolverem as ciências e o conhecimento do Universo, pela minha vida, saúde, dons e pelas oportunidades que tive até hoje e pelas que ainda virão.

A minha esposa Gabriela, pelo seu apoio e compreensão em toda a jornada deste trabalho com sua dedicação, carinho e sobretudo o seu amor. E também ao meu filho João Miguel que nos trouxe o mais valioso sentimento da vida, o de amar.

Agradeço aos meus pais, Emiliano (*in memoriam*) e Elizeth, que me ensinaram a vencer os desafios da vida, vê-los como oportunidade de crescimento, que nunca serei capaz de retribuí-los e sem os quais este trabalho jamais existiria. Por terem me ensinado a fé e o caminhar com Deus, que me dá força e segurança para alcançar os Seus desejos para minha vida. E agradeço a todos os meus familiares que de alguma forma ajudaram a concluir este projeto.

Agradecimento especial é dirigido ao meu orientador Prof. Dr. Paolo Alfredini, pelos conselhos, ensinamentos, dedicação, voto de confiança e paciência ao longo dos anos de estudos que vão desde a graduação, nos trabalhos profissionais e no decorrer deste trabalho de mestrado. É uma inspiração de como lutar pelos sonhos e de como ser referência no que se faz. Não posso deixar de mencionar e agradecer também a sua esposa Emilia Arasaki, pela colaboração e ajuda neste trabalho.

Ao Professor Tobias Bleninger, pela sua atenção, paciência, dedicação, ensinamentos transmitidos e apoio no fornecimento da licença acadêmica do programa CORMIX junto a empresa MixZon.

Aos membros da banca avaliadora, Prof. Dr. Jayme Ortiz e a Dra. Claudia Lamparelli, pelas orientações, revisões e elogios.

Por fim, aos meus companheiros da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, da qual tive a honra de fazer parte, agradeço pelo imenso aprendizado ao longo dos anos de minha formação como engenheiro, principalmente o aprendizado com a modelagem numérica e física, pelos desafios impostos, pela convivência diária, que me ajudaram a tornar as atividades deste trabalho únicas.

Meus sinceros agradecimentos, João Paulo Mendes Ferreira.

RESUMO

FERREIRA, João Paulo Mendes. **Avaliação da dispersão das plumas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião (Estado de São Paulo, Brasil), através da modelagem numérica.** Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

A região de estudo situa-se no Canal de São Sebastião, Litoral Norte do Estado de São Paulo (Brasil), onde se localizam quatro emissários submarinos situados entre as cidades São Sebastião e Ilhabela. Este canal é utilizado para a prática de diversos esportes náuticos, pesca esportiva e artesanal, sendo a avaliação dos efeitos do despejo de efluentes domésticos e industriais nesse corpo d'água fundamental para assegurar a qualidade do ambiente e garantir a preservação da saúde humana. O objetivo deste estudo foi avaliar, em meses de verão e inverno de um ano típico, a concentração de potenciais contaminantes (coliformes fecais e nutrientes), em condições extremas, e a dispersão das plumas dos efluentes desses emissários. Para isso, foram utilizados módulos hidrodinâmico e de qualidade de água do modelo Delft3D (para o campo distante), bem como o modelo CORMIX (para o campo próximo). Os resultados das simulações hidrodinâmicas foram consistentes com as características citadas em literatura e a partir de parâmetros estatísticos. A modelagem de campo próximo mostrou a influência das correntes no transporte e diluição inicial das plumas dos efluentes. Após o acoplamento, os resultados das simulações de campo distante da modelagem das plumas dos emissários submarinos mostraram que as mesmas não excederam os níveis máximos estabelecidos pelo CONAMA (Nº 274/2000 e 357/2005) ao atingir a costa. Conforme os resultados de monitoramento *in situ* realizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, as praias locais próximas aos emissários são geralmente classificadas como impróprias para o banho e com má qualidade da água. Assim, o esgoto bruto despejado através dos córregos ou diretamente nas praias pode ser identificado como o responsável pela contaminação ambiental da costa na área de estudo.

Palavras-chave: emissário submarino, modelagem numérica, Delft3D, CORMIX, qualidade da água, poluição marinha.

ABSTRACT

FERREIRA, João Paulo Mendes. Evaluation of the dispersion of plumes of submarine outfall in the São Sebastião channel (state of São Paulo, Brazil), using numerical modeling. Dissertation (Master's Degree) – Polytechnic School of the University of São Paulo. São Paulo (SP), 2019.

The study region is located in the São Sebastião channel, in the north coast of São Paulo (Brazil), where four submarine outfall are located between São Sebastião and Ilhabela cities. This channel is used for the practice of various nautical sports, sport fishing and crafts, and the evaluation of the effects of the disposal of domestic and industrial effluents in this water body is fundamental to ensure the water quality and the preservation of human health. The objective of this study was to evaluate the concentration of potential contaminants (fecal coliforms and nutrients) during the summer and winter of a typical year, in extreme conditions, and the dispersion of effluent plumes from these submarine outfalls. For that, Delft3D model's hydrodynamic and water quality modules (far field) were used, as well as the CORMIX model (near field). Results of hydrodynamic simulations were consistent with the characteristics cited in the literature and from statistical parameters. Near field modeling showed the influence of the currents in the transport and initial dilution of the effluent plumes from the submarine outfalls. After coupling, the results of far field modeling showed that they did not exceed the maximum levels established by the National Environmental Council, Resolutions N° 274/2000 and N° 357/2005, when reaching the coast. Once the literature indicates that the local beaches near the submarine outfalls are often classified as inappropriate for bathing and with bad water quality. Thus, raw sewage dumped through the streams or directly on the beaches can be identified as responsible for the environmental contamination of the coast in the study area.

Keywords: Submarine outfall, numerical modeling, Delft3D, CORMIX, water quality, marine pollution.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 - Localização do Canal de São Sebastião.	5
Figura 3.2 - População fixa e população flutuante para o ano de 2015	6
Figura 3.3 - Localização dos emissários submarinos estudados.....	9
Figura 4.1 - Configuração de um emissário submarino com sistema difusor multiorifícios....	13
Figura 4.2 - Esquema geral de disposição oceânica com EPC e emissário submarino.	14
Figura 4.3 - Visão esquemática de um emissário com difusor multiorifícios combinado com uma imagem de laboratório de uma pluma de resíduos presos no ambiente estratificado.....	16
Figura 5.1 – Fluxograma do método empregado nesta pesquisa.....	22
Figura 5.2 - Mapeamento da grade computacional e visão 3D do grid.	24
Figura 5.3 - Exemplo de um grid do tipo Sigma (σ), com espaçamento uniforme (10%) vertical entre camadas do Canal de São Sebastião.....	25
Figura 5.4 - Definição de nível de água, profundidade abaixo do nível de referência e profundidade total.	26
Figura 5.5 - Domínio da grade computacional.....	27
Figura 5.6 - Batimetria interpolada para a modelação hidrodinâmica no Delft3D.	29
Figura 5.7 - Localização dos pontos P1, P2 e P3 para observação dos resultados do módulo hidrodinâmico.	37
Figura 5.8 – Exemplo das janelas no CORMIX (CorSpy e CorVue) da criação de difusor multiorifícios e dispersão da pluma até o ponto de transição entre campo próximo e distante.	40
Figura 5.9 – Exemplo de classificação de escoamento. Comportamento de descargas com confinamento interno.	42
Figura 5.10 – Localização dos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água e também das campanhas da CETESB onde de C1 a C3, correspondem aos pontos da Enseada de Caraguatatuba, e de S1 a S5, no Canal de São Sebastião.	47
Figura 6.1 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P1, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.	48
Figura 6.2 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.	49
Figura 6.3 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.	49

Figura 6.4 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P1, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.....	50
Figura 6.5 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.....	50
Figura 6.6 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.....	50
Figura 6.7 – Rosa de correntes de maré nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para janeiro de 2009.....	51
Figura 6.8 – Rosa de correntes de maré nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para julho de 2009.....	51
Figura 6.9 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P1, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	53
Figura 6.10 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P2, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	53
Figura 6.11 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P3, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	53
Figura 6.12 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P1, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	54
Figura 6.13 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	54
Figura 6.14 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.	54
Figura 6.15 - Séries temporais de elevação do nível do mar, vetor de velocidade de corrente e intensidade da corrente, para o ponto P2 em janeiro de 2009.	56
Figura 6.16 – Séries temporais de elevação do nível do mar, vetor de velocidade de corrente e intensidade da corrente, para o ponto P2 em julho de 2009.....	56
Figura 6.17 – Rosa de correntes nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para janeiro de 2009.	57
Figura 6.18 - Rosa de correntes nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para julho de 2009.	58
Figura 6.19 – Frequência de ocorrência de intensidade de corrente no ponto P2.....	59
Figura 6.20 – Rumo e intensidade das correntes em superfície, antes (acima) e após (abaixo) da passagem de um sistema frontal.	61
Figura 6.21 – Representação hidrodinâmica do modelo hidrodinâmico da região Norte do Canal de São Sebastião.....	62
Figura 6.22 - Representação hidrodinâmica do Canal de São Sebastião.	63

Figura 6.23 - Séries temporais de temperatura da água nos meses de janeiro e julho de 2009 no ponto P1, na superfície e fundo.	65
Figura 6.24 – Séries temporais de salinidade nos meses de janeiro e julho de 2009 no ponto P1, na superfície e fundo.....	66
Figura 6.25 - Histogramas angulares de distância horizontal percorrida pelas plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.....	69
Figura 6.26 - Histogramas angulares de distância horizontal percorrida pelas plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).	70
Figura 6.27 - Histogramas angulares de diluição das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.	71
Figura 6.28 - Histogramas angulares de diluição das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).	72
Figura 6.29 – Frequência de ocorrência para as concentrações de E. coli no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.	74
Figura 6.30 - Histogramas angulares de concentração de E. coli das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.	74
Figura 6.31 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Enterococos no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.	77
Figura 6.32 - Histogramas angulares de concentração de Enterococos das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.....	78
Figura 6.33 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Amônio no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.	80
Figura 6.34 - Histogramas angulares de concentração de Amônio das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.....	81
Figura 6.35 - Histogramas angulares de concentração de Amônio das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).	82
Figura 6.36 – Comportamento da pluma e diluição em campo próximo para o emissário do TEBAR.	82
Figura 6.37 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Nitrato no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.	84
Figura 6.38 - Histogramas angulares de concentração de Nitrato das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.	85
Figura 6.39 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Fosfato no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.	87
Figura 6.40 - Histogramas angulares de concentração de Fosfato das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.....	88

Figura 6.41 – Exemplo das taxas de mortalidade total e devido à radiação solar de coliformes fecais na calha central do canal, ponto S4, para os meses de janeiro e julho de 2009.	90
Figura 6.42 - Frequência de ocorrência para concentração de <i>E. coli</i> nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.	92
Figura 6.43 - Distribuição das plumas de <i>E. coli</i> na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e no ponto S3 para julho/2009.	93
Figura 6.44 - Frequência de ocorrência para concentração de Enterococos nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.	95
Figura 6.45 - Distribuição das plumas de Enterococos na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e também julho/2009.	96
Figura 6.46 - Frequência de ocorrência para concentração de Amônio nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.	98
Figura 6.47 - Distribuição das plumas de Amônio na superfície, no instante de valor máximo no ponto S2 para janeiro/2009 e também julho/2009.	99
Figura 6.48 - Distribuição das plumas de Fosfato na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e S3 para julho/2009.	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Limites de qualidade da água estabelecidos para água salina - Classe 1.....	19
Tabela 5.1 – Níveis verticais em coordenadas sigma empregados na grade para as simulações hidrodinâmicas de qualidade da água.	25
Tabela 5.2 - Informações técnicas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião.	31
Tabela 5.3 – Valores iniciais usados na caracterização dos efluentes dos emissários submarinos.	32
Tabela 5.4 - Valores e classificação para cada faixa do IQAC.	34
Tabela 5.5 – Taxas de decaimento utilizadas no CORMIX.....	44
Tabela 5.6 – Processos ativos a serem considerados na modelagem de qualidade da água.	45
Tabela 6.1 - Valores médios, desvio padrão e máximos das correntes forçadas pelas marés, ventos, nível médio e campo de densidades, no período de janeiro de 2009....	59
Tabela 6.2 – Valores médios, desvio padrão e máximos das correntes forçadas pelas marés, ventos, nível médio e campo de densidades, no período de julho de 2009.	59
Tabela 6.3 – Valores mínimos, médios e máximos de temperatura e salinidade, em superfície e fundo, em janeiro e julho de 2009, no ponto P1.	64
Tabela 6.4 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Araçá Novo, em janeiro e julho de 2009.	67
Tabela 6.5 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Cigarras, em janeiro e julho de 2009.	68
Tabela 6.6 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Itaquaduba, em janeiro e julho de 2009.	68
Tabela 6.7 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário TEBAR, em janeiro e julho de 2009.	69
Tabela 6.8 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de <i>Escherichia coli</i> , em janeiro e julho de 2009.....	73
Tabela 6.9 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Enterococos, em janeiro e julho de 2009.....	76
Tabela 6.10 Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Amônio, em janeiro e julho de 2009.	79
Tabela 6.11 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Nitrato, em janeiro e julho de 2009.	83
Tabela 6.12 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Fosfato, em janeiro e julho de 2009.	86

Tabela 6.13 – Estatística da concentração de <i>E. coli</i> nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.....	91
Tabela 6.14 - Estatística da concentração de Enterococos nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.....	94
Tabela 6.15 - Estatística da concentração de Amônio nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.....	97
Tabela 6.16 - Estatística da concentração de Fosfato nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.....	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de proteção ambiental
CEBIMAR	Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORMIX	<i>Cornell Mixing Zone</i>
COT	Carbono Orgânico Total
CSS	Canal de São Sebastião
Delft3D-FLOW	<i>Delft 3D – Flow Module</i>
Delft3D-WAQ	<i>Delft 3D – Water Quality Module</i>
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DDB	<i>Delft DashBoard</i>
DELTARES	<i>Nederland Instituut voor Nationale en Internationale Delta Vraagstukken</i>
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPUSP	Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Fehidro	Fundo Estadual de Recursos Hídricos
IQAC	Índice de Qualidade de Águas Costeiras
MATLAB	<i>Matrix Laboratory</i>
NCAR	<i>National Center for Atmospheric Research</i>
NCEP	<i>National Center for Environmental Prediction</i>
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₃ ⁻	Nitrato
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
PO ₄ ³⁻	Fosfato
POM	<i>Princeton Ocean Model</i>
PSU	<i>Practical Salinity Unit</i> ou Unidade de Salinidade Prática
ppt	partes por trilhão
RMAE	<i>Relative Mean Absolute Error</i> - Erro Absoluto Médio Relativo
RMSE	<i>Root Mean Square Error</i> - Raiz do Erro Quadrático Médio
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
TPXO	<i>Oregon State University TOPEX/Poseidon Global Inverse Solution</i>
UFC	Unidade de Formação de Colônias
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Contextualização	1
1.2	Justificativa	2
1.3	Âmbito.....	3
2	OBJETIVO	4
3	ÁREA DE ESTUDO.....	5
3.1	Caracterização demográfica	5
3.2	Caracterização climática	6
3.3	Saneamento básico.....	6
3.4	Caracterização oceanográfica	7
3.5	Potenciais fontes de poluição	8
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	11
4.1	Considerações gerais	11
4.2	Emissário submarino	12
4.3	Disposição oceânica de esgotos sanitários	13
4.4	Descrição dos fenômenos hidrodinâmicos	15
4.5	Legislação ambiental	18
5	MÉTODO E MODELOS	22
5.1	Método	22
5.2	Aquisição dos Dados	24
5.2.1	Grade computacional	24
5.2.2	Condições de contorno	27
5.2.2.1	Marés	27
5.2.2.2	Vento.....	28
5.2.2.3	Nível médio do mar	28
5.2.2.4	Temperatura da água e salinidade	28
5.2.3	Batimetria	28
5.3	Especificações dos emissários submarinos e dos efluentes	29
5.4	Dados de monitoramento pretérito	33
5.5	Modelagem hidrodinâmica	35
5.5.1	O modelo Delft3D-FLOW	35
5.5.2	Modelo de fluxo de calor	36
5.5.3	Pontos de observação	37

5.6	Validação e aderência estatística do modelo hidrodinâmico	37
5.7	Modelo de campo próximo e intermediário	38
5.8	Modelo de campo distante e de qualidade da água.....	44
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
6.1	Validação da modelagem hidrodinâmica (Delft3D-FLOW)	48
6.1.1	Simulações 2D - nível de maré.....	48
6.1.1.1	<i>Janeiro de 2009</i>	48
6.1.1.2	<i>Julho de 2009</i>	50
6.1.1.3	<i>Análises e discussões</i>	51
6.1.2	Simulações 3D – nível do mar	53
6.1.2.1	<i>Janeiro de 2009</i>	53
6.1.2.2	<i>Julho de 2009</i>	54
6.1.2.3	<i>Análises e discussões</i>	55
6.2	Temperatura e salinidade	64
6.3	Modelagem de campo próximo e intermediário (CORMIX)	67
6.3.1	<i>Eschirichia coli</i>	73
6.3.2	Enterococos.....	76
6.3.3	Amônio	79
6.3.4	Nitrato	83
6.3.5	Fosfato	86
6.4	Modelagem de campo distante (Delft3D-WAQ)	89
6.4.1	<i>Eschirichia coli</i>	91
6.4.2	Enterococos.....	94
6.4.3	Amônio	96
6.4.4	Nitrato	99
6.4.5	Fosfato	99
7	CONCLUSÕES.....	102
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

A importância estratégica da zona costeira brasileira pode ser evidenciada em vários aspectos, seja pelo mosaico de ecossistemas que abriga enorme biodiversidade, ou pelos diversos interesses econômicos conflitantes entre si, associados a uma desordenada expansão urbana. É neste complexo sistema que se concentra grande parte da população brasileira (BRASIL, 2016b).

De acordo com informações do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o país apresenta 26,6% da população em municípios da zona costeira, o equivalente a 50,7 milhões de habitantes (BRASIL, 2016a). Parte dessa população participa de atividades, direta ou indiretamente, ligadas ao sistema portuário, ao turismo, produção de petróleo e gás natural, pesca e serviços que atendem à dinâmica econômica gerada por esses municípios e outros próximos. Totalizam-se 463 municípios da zona costeira, que possuem 17,4 milhões de domicílios, dos quais 9,2% são de uso ocasional (usado para descanso em finais de semana, férias e serviços esporádicos). Diante disto, os sistemas de esgotamento sanitários têm objetivo de minimizar os impactos decorrentes da poluição dos cursos d'água preservando o meio ambiente e promovendo melhores condições de saúde pública (BAPTISTELLI, 2008).

O litoral de São Paulo possui cerca de 880 km de extensão de linha de costa e abrange 16 municípios com cerca de 2,2 milhões de habitantes, que podem dobrar durante o verão. As três Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) que englobam os municípios do litoral são: Litoral Norte (UGRHI 3), Baixada Santista (UGRHI 7) e Ribeira do Iguape/Litoral Sul (UGRHI 11). O lançamento de esgotos sanitários é um dos tipos mais comuns de poluição dos oceanos, seja por meio de poluição difusa nos cursos d'água a partir da falta do esgotamento sanitário, ou por meio de emissários submarinos mal dimensionados e operados, que podem se constituir em fontes pontuais de poluição (CETESB, 2017).

Especialmente em períodos de férias de verão e aos finais de semana, verifica-se o aumento de produção de esgotos domésticos, o que resulta em um fator preocupante, uma vez que grande parte das cidades litorâneas não possuem sistemas

de tratamento de esgoto; e, quando possuem, podem estar em condições inadequadas para operação (MONTONE e BÍCEGO *et al*, 2008).

Conforme já relatado por Marcellino (2000), os primeiros emissários situados no Canal de São Sebastião (CSS) não haviam sido suficientemente avaliados quando de seus projetos de implantação e, conseqüentemente, a avaliação de sua operacionalidade. Este autor, então, procedeu à sua análise quanto às condições de diluição dos emissários do Araçá e de Cigarras. O Emissário do Saco da Capela, desativado em 2010 em Ilhabela, embora estando a uma profundidade relativamente grande (24 m), encontrava-se a menos de 300 m da costa, merecendo também uma atenção especial quanto à sua eficiência na proteção da zona recreacional conforme a legislação brasileira.

Através do adequado emprego da modelação numérica, torna-se possível estudar as condições de dispersão das plumas dos emissários submarinos do CSS: Araçá, Cigarras, Itaquanduba, e TASSE ou TEBAR (Terminal Aquaviário Almirante Barroso).

1.2 Justificativa

Em estudos de Engenharia Costeira a utilização de modelos computacionais têm se tornado relevante para simulações do padrão de circulação hidrodinâmica, morfologia, além de estudos ambientais com parâmetros de qualidade da água. A utilização de métodos numéricos deve-se ao fato de não se conhecer a solução analítica direta das equações envolvidas no processo, geralmente equações diferenciais não homogêneas. Desta forma, com o avanço na modelação computacional, houve um progresso significativo na utilização de métodos numéricos, tornando os modelos matemáticos mais complexos e abrangentes. Ortiz e Bessa (2004) ressaltam a utilização da modelagem computacional para a simulação do processo de dispersão de plumas de efluentes, reproduzindo-se a zona de mistura em qualquer tipo de corpo d'água, e que se constitui hoje em ferramenta imprescindível no processo de decisão, tanto para os órgãos ambientais, como para as indústrias.

Os modelos computacionais são ferramentas de apoio à tomada de decisão em estudos de impacto ambiental. Conforme já apontado por Neves (2007), para um modelo se qualificar como tal, ele deve ser capaz de produzir resultados que descrevam situações de referência (aferição, calibração e validação), geralmente

representando condições padrão ou medidas. Uma vez cumprida esta primeira etapa, podem ser empregados para prever cenários hipotéticos ou extremos.

Conforme CETESB (2006), ressalta-se a importância do emprego de emissários submarinos bem dimensionados e operados a fim de trazer benefícios para a qualidade das águas costeiras. A disposição oceânica de esgoto através de emissários, com diferentes níveis de tratamento no sistema marinho, tem sido considerada uma opção viável economicamente quando comparada a um sistema de tratamento de esgoto sanitário padrão (comumente o de lodos ativados).

Também em CETESB (2006), assinalou-se a necessidade de se avaliar as vantagens e desvantagens de cada solução entre estações de tratamento de esgotos e emissários submarinos, o tipo e o grau de efetividade de tratamento, a relação custo-benefício e os impactos ambientais de cada solução. Poluentes orgânicos descartados através de emissários com projetos mal dimensionados podem causar problemas substanciais na área de entorno (áreas recreacionais por exemplo), apesar da grande capacidade do oceano em diluir e dispersar tais efluentes.

1.3 Âmbito

Neste estudo foram selecionados os seguintes indicadores de qualidade da água ou de poluição: indicadores microbiológicos (*Escherichia coli* ou *E. coli* e Enterococos), e nutrientes: amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e fosfato (PO_4^{3-}). Os mesmos foram escolhidos devido à disponibilidade de dados, por serem compatíveis com as formulações dentro do modelo numérico adotado (Delft3D WAQ), por serem utilizados como parâmetros de qualidade da água nos monitoramentos da CETESB, e por serem potenciais poluentes quando em concentrações acima dos limites do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que, conseqüentemente, podem afetar a qualidade da água trazendo riscos à saúde humana.

2 OBJETIVO

O objetivo deste estudo é o de avaliar a dispersão das plumas de efluentes emitidas pelos quatro emissários submarinos localizados no Canal de São Sebastião (Araçá, Cigarras, TEBAR e Itaquanduba) e detectar áreas adjacentes potencialmente impactadas pelos efluentes. Para isso, será monitorada a concentração de indicadores de qualidade da água (indicadores microbiológicos e nutrientes), utilizando como ferramenta a modelagem numérica de campo próximo (CORMIX), hidrodinâmica e de campo afastado com qualidade da água (Delft3D).

Para atingir a este objetivo buscou-se implementar e calibrar um modelo hidrodinâmico na região de estudo, avaliar a dispersão em campo próximo dos emissários e monitorar indicadores de qualidade da água em áreas adjacentes aos emissários. Por fim, compararam-se os resultados da modelagem numérica com as campanhas de monitoramento realizadas pela CETESB e com os limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA vigentes, Nº 274/2000, Nº 357/2005 e Nº 430/2011.

3 ÁREA DE ESTUDO

O Canal de São Sebastião (CSS) está localizado na costa Nordeste do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 3.1). O canal separa o continente da Ilha de São Sebastião que abriga o município de Ilhabela. Conforme as cartas náuticas da região (Nº: 1641, 1643 e 1644), sua extensão é de aproximadamente 25 km e a largura varia entre 6 km na entrada Norte, 7 km na entrada Sul e 2 km na porção central. O talvegue da calha central do canal é bastante profunda, chegando até 46 m e a porção adjacente ao canal é bastante rasa, com profundidades inferiores a 10 m.

Figura 3.1 - Localização do Canal de São Sebastião.

3.1 Caracterização demográfica

A partir dos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017a e 2017b) e relatório anual da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2016b), Ilhabela esteve entre os municípios litorâneos com maior crescimento populacional no período entre 2006 e 2015 com 23% (5.967 habitantes) e São Sebastião, com 9% (7.134 habitantes), em termos de população fixa.

Outro dado importante quando se trata dos municípios litorâneos, é a estimativa de população flutuante (afluxo de turistas ou sem residência fixa no

município). Esse contingente é significativo e representa mais de 70% do total da população de São Sebastião e cerca de 50% em Ilhabela, o que pode influenciar expressivamente no aporte de efluentes no sistema de esgoto e consequentemente na qualidade das águas da região. A Figura 3.2 apresenta um gráfico de populações fixas e flutuantes para os municípios do litoral do Estado de São Paulo para 2015.

Figura 3.2 - População fixa e população flutuante para o ano de 2015

Fonte: CETESB (2016b).

3.2 Caracterização climática

O Estado de São Paulo encontra-se numa área de transição entre os Climas Tropicais Úmidos de Altitude, com estação seca bem definida, devido à menor ação de atividades frontais, e os Subtropicais, sempre úmidos pela intensa ação das frentes vindas de Sul (TARIFA et al, 2001 apud CETESB, 2017).

A região mostra-se bem definida com seu período seco entre os meses de maio a outubro e úmido entre novembro a abril. A média mensal de chuvas na região do Litoral Norte é de 266 mm, variando de 70 mm a 350 mm, entre os períodos secos e úmidos respectivamente (CETESB, 2016b). As temperaturas do ar anuais indicadas pela estação meteorológica do Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo (CEBIMar-USP) indicam médias de 23º C, com variação de 12º C a 38º C.

3.3 Saneamento básico

As condições de saneamento básico influenciam diretamente a qualidade das águas costeiras, principalmente as praias. Quanto maior a cobertura da rede de esgotos menor a chance de que ocorra aporte de esgotos às praias, o que contribui para a manutenção das boas condições de balneabilidade.

O relatório da CETESB, referente ao ano de 2016 (CETESB, 2017), apontou os baixos valores de coleta e tratamento de esgotos nos municípios de São Sebastião (36% e 55%, respectivamente) e Ilhabela (28% e 4%, respectivamente), resultando entre os menores Índices de Coleta e Tratabilidade de Esgotos (ICTEM) em relação ao Litoral Norte e Baixada Santista do Estado de São Paulo. Os principais corpos receptores desses efluentes são os córregos, em que muitas vezes são despejados sem tratamento adequado e principalmente no mar através dos emissários submarinos após tratamento preliminar. Vale lembrar que os emissários submarinos não entram na estatística acima, já que as políticas públicas não os veem como parte do tratamento na disposição do efluente no mar.

3.4 Caracterização oceanográfica

Ilhabela mostra-se como uma barreira geográfica às correntes litorâneas, sendo o canal uma passagem natural, que devido à sua estrutura física afunilada, contribui para o aumento da velocidade das águas à medida que a seção transversal diminui, originando correntes de intensa velocidade (EMILSSON, 1962).

Silva (1995) destaca que o CSS tem seu comportamento hidrodinâmico superficial fortemente associado ao regime climático, sendo um regime bastante complexo pela presença de áreas serranas na região costeira como, por exemplo, a Serra do Juqueriquerê e os relevos altos e abruptos da Ilhabela, além de estar situado em uma posição de transição entre os sistemas tropicais e extratropicais, apresentando variações significativas em relação às áreas adjacentes. O fator vento foi definido como a principal influência nas correntes do canal, porém sendo as variações no nível da superfície do mar suas causas primárias (EMILSSON, 1962 e KVINGE, 1967).

Segundo Alfredini e Arasaki (2009), as condições meteorológicas podem alterar consideravelmente a altura e horário de uma determinada maré, sendo que o vento pode represar a maré, ou reduzi-la e as pressões atmosféricas também podem sobrelevar o nível (pressão baixa) ou rebaixá-lo (pressão alta). Desta forma, a chamada maré meteorológica, ou o nível médio do mar local, é causada pelas forçantes atmosféricas e têm caráter aleatório. É definida como a diferença entre a Maré Observada (Real) com a Maré Prevista (Astronômica). Desprezar a componente meteorológica é inadequado às pesquisas, pois eliminam-se as condições reais do mar.

A partir dos dados fornecidos pela estação meteorológica da CEBIMar-USP, (período de 2001 a 2016), indicada no mapa da Figura 3.3, verifica-se que os ventos predominantes na região são provenientes de E-NE, o que favorece as correntes superficiais para SW. Essa descrição está de acordo com o relatado por Silva (1995), que também destacou o fluxo das correntes para NE, no período de observação, os quais foram provavelmente induzidos por uma frente fria que se instalara na região em estações de inverno.

Estudos observacionais ao largo de Ubatuba (SP), ao norte de São Sebastião (SP), realizados por Castro (1996), verificou na plataforma interna, durante o inverno, correntes com fluxo predominante para sudoeste em três anos consecutivos, havendo eventos de inversão de direção para nordeste, nas entradas de sistemas frontais que podem ocorrer durante o ano todo.

A estrutura termohalina da Plataforma Continental Sudeste Brasileira (PCSE) é composta por três massas de água (CASTRO e MIRANDA, 1998): a Água Tropical (AT), a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e a Água Costeira (AC). A AT predomina a superfície da PCSE (SILVA *et al.* 2005) com temperaturas maiores que 20°C e salinidades maiores que 36 ppt. A ACAS é presente em camadas mais profundas, contribuindo com mais de 50% do volume de água total da PCSE para a formação de massas de água a leste do CSS (MIRANDA, 1982). Essa massa d'água é relativamente fria, com temperaturas menores que 20°C e salinidades menores que 36,4 (SILVA *et al.* 2005) e que podem vir a influenciar na estratificação da coluna d'água no CSS.

3.5 Potenciais fontes de poluição

Além dos diversos rios e córregos que desaguam no CSS, que também são fontes de poluição, estes não serão considerados para a avaliação da poluição, e sim apenas os efluentes lançados diretamente no canal através dos emissários submarinos. Neste canal existem quatro emissários submarinos que estão representados na Figura 3.3:

- Araçá: operando desde 1991 (Araçá-antigo), com uma nova configuração e expansão do difusor instalado em abril de 2014 (Araçá-novo). Utilizado para lançamento de esgotos domésticos;

- Cigarras: operando desde 1985. Utilizado para lançamento de esgotos domésticos;
- Saco da Capela: operando desde 1997, porém em 2010 foi desativado e o esgoto doméstico revertido para a nova Estação de Pré-Condicionamento (EPC) de Itaquanduba, também em Ilhabela (São Paulo, 2010a). Utilizado para lançamento de esgotos domésticos;
- TEBAR (Petrobrás): utilizado para lançamento de efluentes decorrentes das atividades petrolíferas após pré-tratamento específico.

Além dos emissários e despejo de esgotos domésticos sem tratamento através dos córregos, o Porto de São Sebastião também se torna um grande potencial poluidor das águas, solo e ar na região conforme o EIA/RIMA de sua atual infraestrutura e futura ampliação (CPEA, 2011). O Porto possui uma área de aproximadamente 400 mil m², com 5 berços de atracação de navios, 4 armazéns e 4 pátios de estocagem que são utilizados de forma geral para veículos, contêineres, carga geral, máquinas e equipamentos.

Figura 3.3 - Localização dos emissários submarinos estudados.

Conforme descrito por Fortis (2005), no TEBAR o efluente é proveniente da: mistura de água e petróleo dos navios, das águas de drenagem dos tanques de

armazenamento, das águas pluviais e de combate a incêndios e dos vazamentos de tipo oleoso. O terminal emite dois tipos de efluentes líquidos, através de duas linhas, que são misturados antes de serem enviados para os emissários, conforme informações de projeto de 1990, sendo:

- Linha 1: são os efluentes gerados na drenagem dos fundos dos tanques e dos navios atracados no Terminal Aquaviário. O tratamento dos efluentes é baseado em técnicas de separação de misturas e processos físico-químicos (flotador, oxidação de sulfeto, acidificação, oxidação do fenol, neutralização do efluente).
- Linha 2: são as águas pluviais e industriais contaminadas com óleo (águas de combate a incêndio, vazamento de válvulas, etc.) e antes de se juntarem com o efluente da Linha 1, passam por tratamento em dois sistemas de Separação de Águas Oleosas (SAO).

Em 2011, o tratamento do efluente e configurações do emissário do TEBAR foram modificados e atualmente cada emissário possui três tubulações difusoras, que mergulham até uma altura de 12,0 m, com relação ao solo marinho, com difusores voltados para cima, tendo o calibre de 2". E estão espaçados entre si em 28 m.

Ressalta-se que as configurações do emissário TEBAR consideradas neste trabalho foram relacionadas ao projeto de 1990, conforme descritos em Fortis (2005).

Nestes emissários, por serem considerados fontes potenciais de poluição, a SABESP, entre 2002 e 2009, realizava monitoramentos das áreas que recebem lançamentos de esgoto proveniente desses sistemas, de modo a garantir a eficiência na operação dos empreendimentos e verificar se a qualidade das águas estão conforme a legislação. As campanhas de monitoramento eram realizadas com uma metodologia específica, através de uma malha amostral do tipo quadrado crescente, partindo do ponto de lançamento que, com o deslocamento vai gradativamente se distanciando do ponto de lançamento. Os pontos de amostragem eram estabelecidos em vistorias preliminares em campo tendo sido definidos caso a caso e cuja quantidade varia entre 12 e 18 dependendo do local (ARASAKI, E., 2004).

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Considerações gerais

Estudos com modelagem numérica de emissários no CSS foram realizados por Marcellino (2000) e Fortis (2005), utilizando o software CORMIX e FLUENT, respectivamente, que a partir de cenários de vazões dos emissários e estratificação na coluna d'água avaliaram a diluição do efluente na região próxima e intermediária do lançamento.

Rodrigues (2009) utilizou o modelo numérico MIKE 21 da DHI para modelação hidrodinâmica do CSS e análise de acidentes envolvendo derrames de óleo, auxiliando na previsão do deslocamento e permitindo maior eficácia nas formas de atuação nos processos de contingência do deslocamento da mancha.

O trabalho de pesquisa mais atual realizado na região foi da Birocchi (2018), que avaliou a dispersão e degradação dos coliformes termotolerantes, provenientes dos emissários submarinos de descarte de esgoto doméstico, utilizando o acoplamento entre o modelo de plumas UM3 (Visual Plumes) e o modelo numérico hidrodinâmico e de decaimento bacteriano, sECOM. Este trabalho avaliou um total de 9 cenários idealizados e reais, com campos de densidade estratificado ou homogêneo.

Conforme apresentado em Braga *et al.* (2000), o estuário de Santos localizado no Litoral Centro do Estado de São Paulo, próximo ao Litoral Norte em termos de distância, apresentou contaminação por aportes de coliformes fecais e nutrientes sobre o emissário. Os autores ressaltam que existem muitos motivos para monitorar a dispersão dos materiais nas regiões costeiras, sobretudo naquelas onde vem ocorrendo intensa ocupação humana nas últimas décadas.

Os esgotos domésticos lançados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) na região do Araçá, no CSS, tem um alto poder eutrofizante para a massa de água, mesmo sob baixas concentrações (OPISS, 1995), o que se atribuía à localização do difusor, muito próximo à costa e em área considerada de deposição, pela ocorrência de correntes com baixa intensidade. Os outros emissários de esgoto doméstico na região também contêm elevado potencial de causar eutrofização e, por isso, há necessidade de se considerar também uma avaliação dos nutrientes no local, mesmo que as campanhas de monitoramento da

CETESB (2008) tenham apresentado resultados de nutrientes inferiores ao limite de quantificação do método empregado.

O fenômeno da eutrofização é definido como o excesso de nutrientes, principalmente os sais de fósforo e nitrogênio, no ambiente aquático, que podem gerar uma proliferação exagerada da vida vegetal (algas), o que acarreta na diminuição da qualidade da água. Ressalta-se que este é um processo natural que geralmente é agravado pela intervenção humana no meio ambiente, denominado de eutrofização acelerada (BRAGA *et al*, 2005).

Conforme os estudos de Silva (1995), a estratificação na coluna de água do canal não foi significativa, conforme os cruzeiros realizados em 1994, tanto na horizontal quanto na vertical, sendo consideradas fracamente estratificadas, com diferenças de salinidade entre o fundo e a superfície menor do que 0,5 g/L. Porém, sabe-se da importância em se estudar as possíveis variações de estratificação que podem ocorrer no canal conforme estudos de modelagem realizados por Birocchi (2018), ao considerar cenários reais com a entrada do ACAS que podem formar uma aguda termoclina na coluna d'água, causando mudanças na temperatura e salinidade do canal no fundo e superfície.

4.2 Emissário submarino

O emissário submarino é uma estrutura hidráulica linear que conecta a superfície terrestre ao corpo d'água receptor constituindo-se basicamente de três componentes principais: a estação de lançamento localizada na parte terrestre, e que pode conter uma estação de tratamento de efluentes industrial ou doméstico; o emissário cuja função é transportar o efluente (por gravidade ou bombeamento) para o local exato de disposição; e o sistema difusor, onde um orifício ou bocal, ou um conjunto destes, lançam e dispersam o efluente (FORTIS, 2005). A Figura 4.1 ilustra os componentes típicos de um emissário submarino descritos acima.

Figura 4.1 - Configuração de um emissário submarino com sistema difusor multiorifícios.

Fonte: Fortis (2005).

4.3 Disposição oceânica de esgotos sanitários

De acordo com Arasaki (2004), um dos aspectos mais complexos da gestão em áreas costeiras é o da disposição final de esgotos. Neste caso, uma tomada de decisão deve estar embasada não somente nos estudos ambientais, mas também na capacitação tecnológica, incluindo soluções regionais estrategicamente desenvolvidas com a participação da comunidade local. O referido trabalho também enfatiza que a bibliografia consultada apresenta a premissa de que o tratamento preliminar dos esgotos em cidades litorâneas que utilizam emissários submarinos é efetuado em Estações de Pré-Condicionamento (EPC), as quais promovem a remoção dos sólidos flutuantes e sedimentáveis, além de reduzir a DBO e os coliformes fecais. Sendo assim, a disposição oceânica complementa o tratamento, que pode ser considerado análogo ao tratamento convencional, com as etapas de sedimentação, filtragem biológica e decaimento bacteriano.

A Figura 4.2 apresenta um esquema geral de disposição oceânica típico de esgotos sanitários constituído de uma EPC com tratamento preliminar e emissário submarino. As zonas de proteção e de mistura serão descritas no item 4.5.

Figura 4.2 - Esquema geral de disposição oceânica com EPC e emissário submarino.

Fonte: adaptado de Baptistelli (2009).

A EPC pode ser implantada com diversos graus de tratamento (preliminar, primário ou secundário), sendo este dependente de uma análise técnica-econômica-ambiental que considere (AESBE, 2009): i) composição do esgoto, ii) padrões de qualidade das águas receptoras, iii) grau de difusão do corpo receptor, e iv) a localização do ponto de lançamento.

Desde que seja efetuada uma criteriosa análise das características oceanográficas e da qualidade da água do corpo receptor, a tendência atual é de considerar a disposição oceânica como uma forma natural, adequada e econômica para o tratamento (total ou parcial) dos esgotos em área urbana litorânea (GONÇALVES e SOUZA, 1997). O emissário deve ser entendido como uma ferramenta na melhoria da qualidade da água em combinação com tecnologias de tratamento (SUBTIL, 2012).

Conforme os estudos realizados pela Secretaria do Meio Ambiente (CETESB, 2005), a opção do uso de emissários submarinos se dá principalmente por motivos econômicos de curto prazo e de engenharia, e que os aspectos ambientais precisam ser analisados com cuidado no licenciamento, já que os possíveis impactos gerados

por esses lançamentos são, por exemplo, além da contaminação microbiológica, o acréscimo de matéria orgânica no meio marinho, o aumento da turbidez e o enriquecimento por nutrientes, que pode levar à eutrofização.

Conforme já apontado em Arasaki (1997) e Abessa *et al* (2012), para a região do CSS, a carga poluidora dos emissários e de outras fontes podem conter não apenas compostos orgânicos e nutrientes, mas também vírus, bactérias, fungos e outros microrganismos, hidrocarbonetos e metais. Esta composição pode produzir efeitos tóxicos sobre a biota, biocumulativos, e de adsorção nos sedimentos em suspensão e fundo.

Por isso a importância da manutenção e operação adequada da EPC e dos sistemas difusores, além da escolha criteriosa do local de lançamento e do nível de tratamento empregados nos licenciamentos. Os monitoramentos dos emissários de São Sebastião realizados pela CETESB (2006) demonstraram a ocorrência de alterações no ambiente aquático, principalmente no que se refere ao enriquecimento por nutrientes como fósforo e nitrogênio cujas concentrações na água do mar estavam acima dos padrões CONAMA. Essas alterações podem estar atreladas ao resultado de um pré-condicionamento ineficiente dos efluentes, somado a condições desfavoráveis para dispersão desses lançamentos, quer sejam locais ou operacionais.

4.4 Descrição dos fenômenos hidrodinâmicos

No estudo de emissários submarinos a diluição e mistura ocorre em três zonas, com escalas espaço-temporais diferentes: campo próximo, campo intermediário e campo afastado (DONEKER e JIRKA, 2007).

De acordo com Alfredini e Arasaki (2014), a dispersão oceânica compõe-se da advecção e da difusão turbulenta, fenômenos que no corpo receptor marítimo encontram grande capacidade diluidora no chamado campo afastado. Considerando o esgoto doméstico, sua densidade é inferior à da água salgada por ser constituído de efluentes de água doce com carga bacteriana associada. Este efluente, ao ser lançado no fundo do mar, é submetido a uma dispersão forçada inicial, no chamado campo próximo, promovida pelo empuxo positivo que produz uma pluma ascendente do efluente. É desejável que a diluição no campo próximo, comandada pela hidráulica do difusor do emissário, reduza minimamente entre 10 e 1000 vezes a concentração bacteriana da saída do difusor (UNEP/WHO, 1996). Conforme SEPA (1998), espera-

se que a diluição inicial mínima seja de 100 vezes em 95% do tempo para efluentes com tratamento primário ou mínima de 50 vezes em 95 % do tempo para efluentes com tratamento secundário. A Figura 4.3 ilustra os diferentes campos de diluição.

Figura 4.3 - Visão esquemática de um emissário com difusor multiorifícios combinado com uma imagem de laboratório de uma pluma de resíduos presos no ambiente estratificado.

Fonte: adaptado de Blenninger (2006) e Socolofsky *et al* (2013).

A região de campo próximo é caracterizada por intensa turbulência, onde a circulação hidrodinâmica é extremamente influenciada pelo jato efluente da tubulação difusora, pelas forças de empuxo, pelo escoamento ambiente e pela geometria da tubulação difusora (DONEKER e JIRKA, 2007). É a região da água receptora, onde as condições de projeto de saída são mais propensas a ter um impacto nas

concentrações. A escala temporal ocorre na ordem de segundos a minutos enquanto a escala espacial é da ordem de 10 a 100 m (SOCOLOFSKY *et al*, 2013).

Como apontado em Roberts *et al.* (2010) e Socolofsky *et al* (2013), há uma transição gradual entre os campos próximo e afastado, denominado de campo intermediário. Nesta região o jato é preso pela estratificação ou encontra um limite (paredes laterais, superfície livre ou fundo do reservatório, de acordo com a diferença de densidade entre a água do mar e o esgoto), onde se aproxima de um nível de equilíbrio hidrostático, possuindo uma dinâmica dependente tanto da quantidade de movimento e da força de empuxo da descarga de esgoto, bem como da intensidade das correntes locais. É a região onde o jato sofre uma transição entre o fluxo de espalhamento vertical e horizontal. A partir deste momento o efluente passa a se comportar como uma pluma (BLENINGER, 2006). Suas escalas de espaço e tempo são tipicamente de 100 a 1.000 m e de minutos a horas, respectivamente.

No campo afastado ou região de mistura passiva, a pluma é transportada pelas correntes oceânicas. A distribuição de concentrações no corpo de água receptor, de um dado contaminante existente na pluma, dependerá principalmente dos processos: advecção (correntes oceânicas), difusão turbulenta do contaminante (gerada pelas tensões de atrito do fluido com o fundo e vento na superfície livre) e reações cinéticas de produção ou decaimento do contaminante no meio receptor (modelos de decaimento). Nesta região, a escala temporal e espacial ocorre na ordem de horas e quilômetros, respectivamente (BLENINGER, 2006; ABRH, 2007).

Portanto, as diferenças de escalas e dos processos não permitem a solução com apenas um modelo (ZHANG, 1995; JIRKA, 2007; BLENINGER e JIRKA, 2008).

4.5 Legislação ambiental

Para se viabilizar um emissário submarino de esgotos domésticos na costa brasileira é necessário realizar o licenciamento ambiental e o monitoramento da área sob influência do lançamento dos efluentes. No que tange ao monitoramento, existem as principais Resoluções CONAMA, Nº 357/2005 e Nº 274/2000, que regem os padrões de emissão do efluente e de qualidade da água marinha de uma potencial fonte de poluição, sendo importantes instrumentos para avaliação desses empreendimentos.

A Resolução Nº 393/2007 (complemento da Nº 357/2005) dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, estando relacionada ao efluente do TEBAR, denominada de água produzida. Esta resolução considerada a classificação de Águas Salinas de Classe 1 quando não previamente definida, e a água produzida somente poderá ser lançada, direta ou indiretamente, no mar desde que obedeça às condições, padrões e exigências, e não acarrete ao mar, no entorno do ponto de lançamento, características diversas da classe de enquadramento para a área definida, com exceção da zona de mistura. A zona de mistura, para este tipo de efluente, está limitada a um raio de 500 m do ponto de descarte.

A Resolução CONAMA Nº 274/2000 define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, classificando a qualidade da água em função de indicadores microbiológicos, considerando os dados obtidos nas cinco últimas coletas de água. Para uma água salina do tipo Classe 1 (fins de recreação primária: atividades de contato direto e prolongado com a água), o limite máximo é de 800 UFC/100mL (BRASIL, 2000). Este valor não pode ser excedido em 20% das amostras, ou seja, uma das cinco amostras coletadas.

Enfatiza-se que a presença dessas bactérias (*Escherichia coli*) nas águas não confere a estas uma condição infectante e estas não são por si só prejudiciais à saúde humana, indicam apenas a possibilidade da presença de quaisquer organismos patogênicos de origem fecal. Por outro lado, altas densidades de coliformes termotolerantes, *E. coli*, ou de *enterococcus* (enterococos) em águas marinhas indicam um elevado nível de contaminação por esgotos, o que poderá colocar em risco a saúde dos seus usuários (CETESB, 2016b). Ressalta-se que os enterococos apresentam uma resistência maior aos efeitos da salinidade do que os coliformes

termotolerantes (fecais), devendo ser melhores indicadores de poluição fecal menos recente, ou seja, está no meio há mais tempo que a *E. coli*.

De forma complementar, a Resolução CONAMA Nº 357/2005, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de classificar os corpos de água e apresenta as diretrizes ambientais para o seu enquadramento (BRASIL, 2005). Nesta resolução são apresentados os valores máximos de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos que não podem ser superados para que a água seja considerada como própria.

Estas duas últimas resoluções apresentadas foram empregadas para a área de estudo desta pesquisa e destacados os parâmetros para água salina (salinidade maior ou igual a 30 PSU), para Classe 1 (recreação e contato primário). Na Tabela 4.1 são apresentados os limites dos principais parâmetros de qualidade da água abordados neste estudo.

Tabela 4.1 – Limites de qualidade da água estabelecidos para água salina - Classe 1.

Resolução CONAMA	Parâmetro	Qualidade da água - Classe 1 - recreação e contato primário	Limite
Nº 274/2000	<i>Escherichia coli</i>	Própria (Excelente)	< 200 UFC/ 100mL *
		Própria (Boa)	< 400 UFC/100mL *
		Própria (Satisfatória)	< 800 UFC/ 100mL *
		Imprópria	> 800 UFC/ 100mL **
	Enterococos	Própria (Excelente)	< 25 UFC/ 100mL *
		Própria (Boa)	< 50 UFC/100mL *
		Própria (Satisfatória)	< 100 UFC/ 100mL *
		Imprópria	> 100 UFC/ 100mL **
Nº 357/2005	Amônio	Conforme	0,4 mg N/L
	Nitrato	Conforme	0,4 mg N/L
	Fosfato	Conforme	0,062 mg P/L

* em 80% das amostras.

** em mais de 20% das amostras ou acima de 2.000 UFC/100mL na última amostra.

Fonte: Brasil (2000; 2005).

A Resolução CONAMA Nº 430/2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, define e complementa a Resolução CONAMA 357/2005, com o termo de Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR) (BRASIL, 2012). É definido que para áreas marinhas, estuarinas e lagos a CECR é estabelecida com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, sendo a CECR limitada pela Zona de Mistura. O item XIV define a Zona de Mistura quanto a região do corpo receptor, estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, que se estende do ponto do lançamento do efluente, e

delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e os do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro. O conceito de Zona de Mistura introduzido na CONAMA 430/2011 mostra uma evolução na interpretação e maior flexibilidade das condições do padrão de lançamento de efluentes domésticos devido as novas possibilidades de investigação e planejamento a partir da modelação numérica.

Conforme já apresentado em Arasaki (2004) e São Paulo (2006), a Zona de Proteção de Costa é delimitada por uma faixa com 300m de largura, paralelamente à linha de costa (UNEP/UNIDO/WHO, 1989), devendo estar livre da área de diluição do efluente e de qualquer outra descarga. Portanto, para os propósitos de modelagem, critérios de qualidade de água deveriam ser aplicados no lado externo da borda dessa faixa.

Outra legislação importante é a Lei Estadual 10.019 de 1998, que institui o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro. Nela foi criado o instrumento para controle e gerenciamento dos impactos gerados na qualidade das águas marinhas a partir do Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE), com o ordenamento territorial para uso e ocupação do solo e dos recursos costeiros, também apontando as atividades econômicas mais adequadas para cada zona (SÃO PAULO, 1998). O Litoral Norte, área deste estudo, teve no decreto 49.215 de 2004, a regulamentação das suas ZEE, que ficaram previamente definidos quais os tipos de atividades que podem ser estabelecidas em cada uma das zonas de acordo com o grau de preservação que se pretende para cada uma delas (SÃO PAULO, 2004).

Outra legislação posteriormente criada foi o Decreto Estadual Nº 53.528 de 2008 que criou a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte e a Área de Relevante Interesse Ecológico de São Sebastião, porém foi ressalvada a presença de emissários com seus lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais na região do Litoral Norte do Estado de São Paulo, autorizados previamente pelo órgão ambiental (SÃO PAULO, 2008).

No decreto estadual 62.913 de 2017, foi atualizado e ficaram estabelecidas as normas de uso e ocupação do solo e de manejo dos recursos naturais a serem observadas em cada uma das zonas e subzonas do ZEE e abrangem os Municípios de Ubatuba, Caraguatatuba, Ilhabela e São Sebastião (SÃO PAULO, 2017).

Vale destacar que, conforme Art. 50, § 1º do Plano Diretor Municipal – Lei nº 421/2006, é proibido o lançamento de qualquer tipo de esgoto ou efluente *in natura* ou sem tratamento secundário, que comprometa a balneabilidade dos mares e praias de todo o território do arquipélago de Ilhabela. Portanto, encontra-se em descumprimento da lei, fato que um prestador de serviço público, no caso a SABESP, descumpra uma legislação municipal, bem como o órgão licenciador, no caso a CETESB, tenha concedido a licença de instalação (28/09/2007), data posterior a entrada em vigor da lei, que autorizou a execução do sistema que desrespeita a legislação.

5 MÉTODO E MODELOS

5.1 Método

Para o estudo de caso deste trabalho foram empregadas duas ferramentas principais de modelagem numérica para a avaliação da dispersão das plumas dos efluentes: CORMIX para campo próximo (DONEKER e JIRKA, 2007) e Delft3D (DELTARES, 2014a) com os módulos para a modelagem hidrodinâmica (FLOW) e de qualidade da água em campo afastado (WAQ). A Figura 5.1 ilustra o fluxograma do método com os principais processos, ferramentas e informações processadas.

Figura 5.1 – Fluxograma do método empregado nesta pesquisa.

A fim de realizar a validação hidrodinâmica e avaliação da dispersão das plumas dos emissários foram selecionados os meses de janeiro e julho de 2009, representativos do verão e inverno, respectivamente, a partir da disponibilidade das informações de maré, nível médio do mar, temperatura da água e salinidade, obtidas do modelo *Princeton Ocean Model* (POM), que também foram utilizados nos estudos de Batista (2016) para o mesmo período e na mesma região de estudo, Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Para determinar as forçantes atuantes no sistema, foi implementado o módulo hidrodinâmico, com a construção da grade computacional e implantação da batimetria. Nas simulações inicialmente foi considerado apenas o efeito das marés (padrão 2D,

verticalmente integrado), para calibrar as constantes astronômicas locais. A seguir, foi considerada a ação das marés em composição com os efeitos da forçante meteorológica e do campo de densidades, considerando a divisão em 10 camadas sigma verticais (3D).

Com isso, foi possível implementar o modelo de campo próximo (CORMIX) através das especificações técnicas dos emissários, e depois o modelo de qualidade da água (Delft3D-WAQ) com a composição de informações do modelo hidrodinâmico e informações das concentrações na saída do campo próximo.

Os emissários considerados nas simulações são os que estão atualmente em operação, com exceção do emissário do TEBAR modificado em 2011, e foram estudados de forma conjunta nas simulações em campo distante.

O CORMIX é um programa especialista largamente empregado na análise do campo próximo do lançamento de efluentes por emissários submarinos ou descargas superficiais. Ele permite a previsão da concentração do efluente ao longo do eixo da pluma e a estimativa da largura da pluma. Os principais modelos dentro do software são:

- CORMIX 1: simulações considerando descarga por um único orifício difusor.
- CORMIX 2: utilizado para difusores com orifícios multiorifícios submersos.
- CORMIX 3: usado para descargas superficiais flutuantes.
- DHYDRO: simula descargas de salmoura e/ou sedimento densos de difusor de porta única, multiorifícios ou superficial.

Este software possui diversos módulos: visualizador 3D do sistema difusor (CorSpy), visualizador 3D da zona de mistura (CorVue), gerador de estudos de caso de sensibilidade (CorSens), série temporal para acoplamento com modelos de campo afastado (CorTime), detalhado no item 5.7; e banco de dados para validação do cenário a ser simulado (CorVal).

O sistema de modelagem Delft3D foi desenvolvido pelo centro de pesquisas hidráulicas *WL Delft Hydraulics* localizado nos Países Baixos, e é um programa de modelação hidrodinâmica de ambientes costeiros que simula escoamentos não uniformes e fenômenos de transporte a partir das variações de maré ou forçantes meteorológicas, incluindo o efeito de gradientes de densidade, calculados a partir de uma determinada distribuição de temperatura da água e salinidade. Este sistema tem uma estrutura flexível, comunicável com o *software* MATLAB (*Matrix Laboratory*) além

de ser um sistema de código aberto. Delft3D-FLOW pode ser implementado em duas dimensões (2D) usando uma abordagem de profundidade (2DH), ou em 3D, com a grade vertical definida usando a coordenada sigma (σ) ou a coordenada Z (coordenadas cartesianas) (DELTARES, 2014a) e é considerado amplamente idôneo pela comunidade científica (DELTARES, 2008). As principais limitações envolvidas na modelagem numérica estão nas considerações numéricas e físicas nas equações, passo de tempo (*time step*), estabilidade numérica, refinamento espacial da grade numérica horizontal e vertical, e tempo de processamento das simulações. Também foi utilizado o módulo de qualidade da água (Delft3D-WAQ) que possui inúmeras aplicações levando em consideração a composição físico-química e biológica da água (DELTARES, 2009; BLENINGER, 2006; BLENINGER, 2016; BATISTA, 2016; YANG, 2016).

5.2 Aquisição dos Dados

5.2.1 Grade computacional

O Delft3D-FLOW trabalha com as equações formuladas em coordenadas curvilíneas ortogonais ou em coordenadas esféricas, relacionadas a um plano de referência ou a um plano seguindo a curvatura da Terra, respectivamente. As variáveis que descrevem o fluxo, nível d'água e as componentes de velocidade (u , v , w), são distribuídas numa grade onde os pontos de densidade são definidos no centro da célula e as componentes da velocidade são perpendiculares às faces da grade, conforme ilustrado na Figura 5.2.

Figura 5.2 - Mapeamento da grade computacional e visão 3D do grid.

Fonte: Deltares (2014a).

O Delft3D FLOW utiliza o sistema de coordenadas verticais do tipo Sigma (σ), em que o número de camadas verticais, em toda a área computacional, é constante,

independentemente da profundidade de água local (Figura 5.3). A distribuição da espessura relativa da camada geralmente não é uniforme, o que permite uma maior resolução nas zonas de interesse, como a área de superfície (importante para, por exemplo, fluxos de vento, troca de calor com a atmosfera) e o fundo (transporte de sedimentos) (DELTARES, 2014a).

Figura 5.3 - Exemplo de um grid do tipo Sigma (σ), com espaçamento uniforme (10%) vertical entre camadas do Canal de São Sebastião.

Conforme já estudado por Ansanelli (2014), foram consideradas 10 camadas verticais sigma no CSS, visto que são suficientes para resolver as camadas limite de superfície e de fundo, bem como o interior. Devido à grande influência do vento na hidrodinâmica do CSS, e da troca de calor com a atmosfera, as camadas verticais da grade de superfície foram implantadas com maior resolução, assim como as de fundo para melhor resolução na dispersão das plumas dos emissários. As resoluções das profundidades adotadas em cada nível de camada sigma estão descritos na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Níveis verticais em coordenadas sigma empregados na grade para as simulações hidrodinâmicas de qualidade da água.

Nível vertical (<i>sigma layer</i>)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Resolução da profundidade	2%	4%	8%	14%	22%	22%	14%	8%	4%	2%
Resolução da profundidade Acumulado	2%	6%	14%	28%	50%	72%	86%	94%	98%	100%

A coordenada σ é definida como sendo:

$$\sigma = \frac{z - \zeta}{d + \zeta} = \frac{z - \zeta}{H} \quad (1)$$

Onde: z = coordenada vertical (m); ζ = a elevação da superfície livre acima do plano de referência ($z = 0$) (m); d = cota batimétrica do fundo (m); e H = profundidade total ($d + \zeta$) (m). A Figura 5.4 ilustra a definição dessas variáveis.

Figura 5.4 - Definição de nível de água, profundidade abaixo do nível de referência e profundidade total.

Fonte: Deltares (2014a).

A grade computacional foi estabelecida no módulo RGFRID, versão 5.02.00.49059, visando cobrir a região de interesse para a modelagem hidrodinâmica, conforme está apresentada na Figura 5.5. Como auxílio, foi empregada a linha de costa extraída pelo Google Earth (GOOGLE, 2016). A resolução espacial é de 60m no CSS, área de interesse, e chega até 1.300m na região de mar aberto. Esta dimensão foi escolhida de forma a compatilizar a região e o tempo de processamento no qual leva em torno de 5 dias para calcular aproximadamente 30 dias simulados, considerando 10 camadas sigmas e intervalos de uma hora. A extensão da borda Sul tem 93 km, a de mar aberto (E) de 104 km, e na borda Norte tem 60 km.

Figura 5.5 - Domínio da grade computacional.

5.2.2 Condições de contorno

Para uma correta especificação das condições de contorno, a distribuição do nível d'água deve ser conhecida de antemão, caso contrário poderão ocorrer distúrbios nas bordas. Em uma borda aberta é possível impor a variação do nível d'água de acordo com as componentes astronômicas de um marégrafo local, correntes ou vazões. Caso não se conheçam as condições, a melhor opção é impor um gradiente para o nível d'água ao longo da borda (condição de contorno *Neumann*) em vez de fixar o nível d'água ou a velocidade da corrente. (ROELVINK e WALSTRA, 2004 *apud* BAPTISTELLI, 2008).

5.2.2.1 Marés

Os contornos para as bordas abertas da grade numérica foram especificados a partir do *software* Delft DashBoard (DDB), Versão 2.01.1262, desenvolvido e gerenciado também pela Deltares. Este possui interface de usuário gráfica independente, acoplada à suíte de modelagem do Delft3D, sendo voltado para a realização de cálculos e análises oceanográficas avançadas (Deltares, 2017).

A elevação de maré foi obtida através das principais constantes astronômicas (M2, S2, O1, K1, MS4, SK3, M3, S4, M6, 2MS6, MSF, M4, M8, 2SM6) inseridas no contorno aberto para o oceano através do DDB, que para esta finalidade acessa o banco de dados do modelo *Oregon State University TOPEX/Poseidon Global Inverse Solution* (TPXO), Versão 8.0. Estas constantes foram calibradas em amplitude e fase com as elevações de maré, ou previsão harmônica, obtidas pelo modelo de plataforma (POM) já validados (CAMARGO & HARARI, 2014), que também foram utilizados nos estudos de Batista (2016) para os meses de janeiro e julho de 2009 na mesma região de estudo.

5.2.2.2 Vento

As informações dos ventos na circulação regional foram introduzidas a partir de séries temporais de velocidade e rumo de ventos obtidas do banco de dados do modelo global disponível pela *National Center for Environmental Prediction for Atmospheric Research* (NCEP/NCAR) (SAHA, S. *et al*, 2010 e 2011).

5.2.2.3 Nível médio do mar

O nível médio do oceano também foi obtido a partir de resultados do modelo POM para calibração hidrodinâmica e avaliação da circulação geral (BATISTA, 2016).

5.2.2.4 Temperatura da água e salinidade

Para reproduzir os efeitos do gradiente de densidade nas simulações foram utilizados campos tridimensionais horários de temperatura da água e salinidade, nas dez camadas Sigmas consideradas, também a partir de resultados do modelo POM (BATISTA, 2016).

5.2.3 Batimetria

A batimetria foi criada a partir da interpolação de pontos das folhas de bordo disponibilizados pela Marinha do Brasil criados no módulo Delft3D QUICKIN, versão 5.00.01.48953M. A Figura 5.6 ilustra o resultado final da interpolação da batimetria.

Figura 5.6 - Batimetria interpolada para a modelação hidrodinâmica no Delft3D.

5.3 Especificações dos emissários submarinos e dos efluentes

As especificações técnicas de projeto dos emissários estudados no CSS foram obtidas de Marcellino (2000), Fortis (2005) e CETESB (2016a). Destaca-se que o emissário do Saco da Capela encontra-se desativado e o esgoto revertido para a nova Estação de Pré-Condicionamento (EPC) de Itaquaduba em Ilhabela, com início da operação em 2010 (São Paulo, 2010). O emissário do Araçá teve seu projeto de difusores e localização modificados em abril de 2014 e é denominado Araçá Novo, a partir da data mencionada, e Araçá Antigo, referente ao sistema difusor anterior. Neste trabalho, foram realizadas simulações considerando apenas as concentrações e localização do Araçá Novo.

No caso do emissário do TEBAR, existem duas linhas paralelas com 1.400 m e 1.600 m, porém por limitação do programa CORMIX, foi considerada uma linha única com 1.600 m, e todas as demais especificações foram extraídas de Fortis (2005). Também para esse emissário, o poluente escolhido é a amônia, que foi analisado como um parâmetro não conservativo, ao contrário do estudado por Fortis (2005), que o tratou como conservativo. Este poluente possui concentração elevada no efluente

(média de 76,7 mg/L a 125,5 mg/L de N), além de ser altamente tóxico às espécies aquáticas (FORTIS, 2005).

Vale ressaltar que os valores apresentados visam estimar as condições dos efluentes conforme as coletas mais atuais realizadas nas EPC's dos emissários.

Devido à indisponibilidade de dados dos efluentes de Cigarras, menos para o parâmetro *E. coli*, os valores de caracterização do seu efluente foram considerados iguais ao de Araçá obtidos nas campanhas de monitoramento na EPC Itatinga, que pré condiciona os efluentes da região do Araçá (DTA ENGENHARIA, 2015). O mesmo é justificado pela semelhança de ocupação urbana. A EPC Itatinga fica localizada na região central do município de São Sebastião e possui um sistema de coleta e tratamento preliminar de esgotos domésticos da região.

A concentração de amônio nas amostras dos efluentes de Araçá apresentaram valores abaixo do limite de quantificação, tendo-se adotado os valores de Itaquanduba nas simulações, a fim de avaliar o efeito das possíveis contaminações, majorando as concentrações. Ressalta-se que o mesmo foi adotado em Cigarras devido a indisponibilidade de informações do efluente em sua EPC.

As simulações consideraram as vazões máximas de projeto dos emissários com efluentes domésticos (Araçá, Cigarras e Itaquanduba), que estão atualmente em operação, que correspondem a projeções de geração de esgoto para o ano de 2040, conforme informações dos relatórios do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de São Sebastião e Ilhabela (SÃO PAULO, 2010a e SÃO PAULO, 2010b).

As especificações técnicas de projeto dos emissários estudados no CSS são apresentadas na Tabela 5.2 e os valores iniciais usados na caracterização dos efluentes na Figura 5.3.

Tabela 5.2 - Informações técnicas dos emissários submarinos no Canal de São Sebastião.

Características	Araçá Antigo	Araçá Novo¹	Cigarras	Saco da Capela³	Itaquanduba	TEBAR
Vazão máxima (m ³ /s)	0,14	0,14	0,0116	0,03	0,15	0,208
Comprimento total (m)	1.061	1.200	1.068	220	800	1.600
Profundidade de descarga (m)	8,0	17,0	8,5	24,0	37,0	22,3
Diâmetro da tubulação (m)	0,4	0,4	0,16	0,25	0,4	0,25
Comprimento do tubo difusor (m)	10,1	25,0	3,5	2,5	30	60
Número de difusores	17	12	7	24	8	6
Espaçamento entre difusores (m)	0,6	-	0,5	0,2	4,5	30
Diâmetro dos difusores (m)	0,075	0,090	0,050	0,050	0,075	0,15
Latitude de descarga ²	23,821°S	23,821°S	23,731°S	23,775°S	23,796°S	23,806°S
Longitude de descarga ²	45,403°O	45,403°O	45,391°O	45,361°O	45,373°O	45,386°O
Início da operação	1991	2014	1985	1997	2010	1998

1 - Novo difusor com 6 risers, 2 orifícios em cada.

2 - Coordenadas no Datum WGS84.

3 - Desativado em 2010.

Fonte: Marcellino (2000); Fortis (2005); Cetesb (2016^a).

Tabela 5.3 – Valores iniciais usados na caracterização dos efluentes dos emissários submarinos.

Características	Estação do ano	Araçá Novo	Cigarras	Itaquanduba	TEBAR
E. Coli (UFC/100mL)	Verão	$4,8 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^6$	ND
	Inverno	$4,8 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^6$	ND
Enterococos (UFC/100mL)	Verão	$5 \cdot 10^{4*}$	$5 \cdot 10^{4*}$	$0,2 \cdot 10^6$	ND
	Inverno	$5 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^6$	ND
Amônio (mg N/L)	Verão	30,0**	30,0**	30,0	125,5
	Inverno	69,2**	69,2**	69,2	125,5
Nitrato (mg N/L)	Verão	0,5	0,5	0,5	ND
	Inverno	0,8	0,8	0,7	ND
Fosfato (mg P/L)	Verão	1,54	1,54	9,9	ND
	Inverno	3,5	3,5	0,3	ND
Densidade (kg/m ³)	Verão	998	998	998	1036,7
	Inverno				

ND – Não Disponível.

* valor adotado igual ao de inverno, pois os valores nas amostras de verão ficaram abaixo de 100 UFC/100mL.

** amostras com valores abaixo do limite de quantificação, desta forma, adotado os valores de Itaquanduba.

Fonte: Marcellino (2000); Fortis (2005); Falcão Bauer (2013); DTA Engenharia (2014).

5.4 Dados de monitoramento pretérito

A CETESB passou a monitorar os emissários da costa paulista desde 2002, ampliando sua abrangência em 2005, quando passou a contemplar os quatro emissários do CSS. Em 2004 foi proposto junto ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro) um projeto de monitoramento da qualidade da água na área de influência dos efluentes dos emissários submarinos no CSS. As análises dos resultados deste monitoramento foram apresentadas nos relatórios anuais de qualidade das águas litorâneas da CETESB dos anos de 2006 e 2007 (CETESB, 2007b; CETESB, 2008) e os resultados de 2005, em uma publicação especial sobre emissários submarinos, publicado em 2007 (CETESB, 2007a). Em relação ao monitoramento *in situ* realizado pela SABESP, foi adotado o método por uma malha amostral do tipo quadrado crescente partindo do ponto de lançamento e se afastando gradativamente com o aumento do lado do quadrado. (ARASAKI, 2004).

De forma geral, foram evidenciadas no CSS alterações na qualidade das águas, e principalmente nos sedimentos, associadas ao lançamento de efluentes de forma inadequada, como no caso de esgotos domésticos do emissário do Araçá (Antigo), e a necessidade do aprimoramento do sistema de tratamento, como no caso do emissário do TEBAR.

As campanhas mais recentes disponibilizadas de monitoramento dos emissários Araçá-Novo, Cigarras e Itaquanduba foram realizadas entre 2011 e 2015 e foram disponibilizadas em relatórios técnicos (FALCÃO BAUER, 2013; SABESP, 2014 e DTA ENGENHARIA, 2015) os quais monitoraram locais próximos à saída dos difusores, das praias e nas EPC's.

A CETESB utiliza o Índice de Qualidade de Águas Costeiras (IQAC), que consiste em uma análise estatística que relaciona os resultados obtidos nas análises com um valor padrão para cada parâmetro incluído no cálculo, e varia entre 0 e 100. Os parâmetros que compõem o IQAC são: pH, OD, Fósforo total, COT, Nitrogênio amoniacal, Fenóis totais, Clorofila a, Enterococos e coliformes termotolerantes. As faixas de valores deste índice possuem classificações qualitativas conforme a Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Valores e classificação para cada faixa do IQAC.

FAIXA DE VALORES DO ÍNDICE	CLASSIFICAÇÃO DA FAIXA
≥ 95	Ótima
$< 95 \text{ e } \geq 80$	Boa
$< 80 \text{ e } \geq 65$	Regular
$< 65 \text{ e } \geq 45$	Ruim
< 45	Péssima

Conforme os relatórios de Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo, referentes aos anos de 2013 a 2016 (CETESB, 2014 e CETESB, 2016), ocorreu um declínio no Índice da Qualidade de Águas Costeiras (IQAC) para os pontos de amostragem no CSS. Já para os pontos na Enseada de Caraguatatuba, pode-se observar uma melhora no índice, portanto, não acompanhando o declínio do índice como no CSS.

Na Enseada de Caraguatatuba as duas coletas realizadas em 2016 indicaram não conformidades nos resultados de clorofila a, resultando em um IQAC Ótimo. A mesma classificação foi verificada no ano anterior.

Para o CSS, as amostras coletadas em 2016 nos cinco pontos, indicaram não conformidades nos resultados de oxigênio dissolvido e enterococos, o que resultou em um IQAC médio Bom. Comparando-se com o ano anterior, houve queda na qualidade, uma vez que o IQAC médio em 2015 foi de ótimo. Vale comentar que o parâmetro coliformes termotolerantes também apresentou concentrações acima do padrão de qualidade.

De forma geral, os relatórios concluíram que os emissários não são os causadores de impacto ambiental no compartimento coluna d'água do ambiente marinho local ou próximo às praias monitoradas. As amostras na foz dos córregos locais são os que mais apresentaram análises acima das concentrações de balneabilidade satisfatória, devido aos esgotos não coletados nos bairros, e que afluem às praias por meio dos córregos.

5.5 Modelagem hidrodinâmica

5.5.1 O modelo Delft3D-FLOW

O Delft3D-FLOW resolve equações de escoamento 3D e os processos de mistura do efluente seguem os princípios de conservação da massa (equação da continuidade), da quantidade de movimento (equação ajustada de Navier-Stokes), e a equação de conservação de massa de solutos (transporte advectivo-difusivo) como temperatura da água, salinidade e demais substâncias dissolvidas. As equações de quantidade de movimento - (2) e (3) - para fluidos incompressíveis leva em conta a aproximação de águas rasas e aproximação de *Boussinesq*, ou seja, o modelo considera a densidade do fluido constante, deixando apenas as variações no fluxo resultantes do gradiente vertical de densidade (DELTARES, 2014a).

O modelo também desconsidera as acelerações verticais do escoamento, ou seja, assume que a pressão ao longo da coluna d'água é hidrostática, apresentado na equação (4), sendo esta uma hipótese válida em escoamentos cuja extensão horizontal considerada é muito maior em relação à profundidade (DELTARES, 2014a). As equações de difusão de temperatura da água e da salinidade são apresentadas nas equações (6) e (7).

Um conjunto de equações diferenciais parciais em combinação com apropriadas condições iniciais e de contorno são discretizadas utilizando o esquema de diferenças finitas. As condições hidrodinâmicas (velocidade, níveis, densidade, salinidade, etc.) calculadas pelo módulo FLOW são usadas como dados de entrada para outros módulos do Delft3D, como o WAQ.

Mais informações das equações e suas aproximações do Delft3D-FLOW podem ser encontradas em Delatares (2014a). A seguir, são apresentadas as equações no formato de representação do Delft3D-FLOW, em coordenadas cartesianas retangulares (BLINGER, 2006; ROSMAN, 1997; HORITA, 2016; ROSMAN, 2018; YANG, 2016).

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + \frac{W}{H} \frac{\partial U}{\partial \sigma} - fV = -\frac{\nabla P_x}{\rho} + \nabla F_x + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\mu_T \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right) + M_x \quad (2)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{W}{H} \frac{\partial V}{\partial \sigma} + fU = -\frac{\nabla P_y}{\rho} + \nabla F_y + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\mu_T \frac{\partial V}{\partial \sigma} \right) + M_y \quad (3)$$

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -g\rho H \quad (4)$$

$$\frac{\partial n}{\partial t} + \frac{\partial HU}{\partial x} + \frac{\partial HV}{\partial y} - Q = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial HT}{\partial t} + \frac{\partial HUT}{\partial x} + \frac{\partial HVT}{\partial y} + \frac{\partial W T}{\partial \sigma} = H \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial T}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{\mu_T}{\sigma_{mm}} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right) + F_T \quad (6)$$

$$\frac{\partial HS}{\partial t} + \frac{\partial HUS}{\partial x} + \frac{\partial HVS}{\partial y} + \frac{\partial W S}{\partial \sigma} = H \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial S}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{\mu_T}{\sigma_{mm}} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right) + F_S \quad (7)$$

Onde: U, V e W são respectivamente as componentes zonal (x), meridional (y) e vertical (σ) das correntes; t é o tempo; H é a profundidade; f é o parâmetro de Coriolis; ρ é a massa específica da água; ∇P_x e ∇P_y são gradientes de pressão hidrostática nas direções x e y, respectivamente; ∇F_x e ∇F_y são gradientes de tensão radiativa nas direções x e y, respectivamente; μ_T é o coeficiente de viscosidade turbulenta vertical; M_x e M_y são fontes adicionais de movimento nas direções x e y, respectivamente; P é a pressão hidrostática; g é a aceleração da gravidade; η é a elevação do nível do mar; Q representa fontes de contribuições por unidade de área de descarga fluvial; T é a temperatura da água; S é a salinidade; D_H é o coeficiente de difusão horizontal; σ_{mm} é o número de Prandtl-Schmidt para misturas moleculares; e, por fim, F_T e F_S são fontes adicionais de temperatura e salinidade, respectivamente.

5.5.2 Modelo de fluxo de calor

Para modelar o fluxo de calor de superfície, ou seja, a temperatura da água do mar local, será utilizado o modelo de fluxo absoluto (*Absolute flux, total solar radiation*) disponível no Delft3D-FLOW. Este modelo auxilia na previsão dos efeitos de aquecimento e resfriamento local, obtendo-se maior confiabilidade nas temperaturas da água ao longo da profundidade em toda a grade computacional. Os modelos de fluxo de calor já foram utilizados em diversos estudos como no Mar do Norte, Grandes Lagos, e Canal do Panamá (TWIGT, 2006; DELTARES, 2009; DELTARES, 2014a; JONES e HAMILTON, 2014, PRILOP *et al*, 2014).

Este modelo requer dados em séries temporais de temperatura do ar, umidade relativa do ar e a radiação solar. Esta opção foi a escolhida porque estes dados estão disponíveis através da estação meteorológica do CEBIMar.

5.5.3 Pontos de observação

A fim de analisar a circulação hidrodinâmica ao longo do CSS, foram disponibilizados dados de nível do mar em 3 pontos (P1 a P3) para monitoramento dos resultados e obtenção de séries temporais de nível do mar. A localização desses pontos está apresentado na Figura 5.7.

Figura 5.7 - Localização dos pontos P1, P2 e P3 para observação dos resultados do módulo hidrodinâmico.

5.6 Validação e aderência estatística do modelo hidrodinâmico

Para a avaliação quantitativa do desempenho de modelos computacionais, é usual a utilização de parâmetros estatísticos de comparação entre os dados medidos em campo, ou modelos já validados, com os resultados extraídos das simulações numéricas. O processo de calibração se baseia em gerar gráficos de séries temporais do nível de água e das correntes, por exemplo, a partir de parâmetros iniciais do modelo numérico (constantes astronômicas, rugosidade de fundo, tensão de cisalhamento do vento, etc.). Realizam-se os cálculos estatísticos dos resultados do

modelo com os dados validados e retorna-se às simulações até que os parâmetros iniciais se ajustem a um valor ideal, de forma que os valores estatísticos alcancem um valor aceitável na literatura. Esses gráficos e cálculos foram realizados em rotinas específicas dentro do software *Matrix Laboratory* (MATLAB) na versão de 2015.

Neste estudo, o processo de calibração dos resultados se baseia em métodos estatísticos, como o RMAE e RMSE que serão descritos a seguir.

O *Relative Mean Absolute Error* (RMAE), erro absoluto médio relativo, tem valor ideal zero, e a qualidade dos resultados de modelagem possui classificação de acordo com seu valor definidos em Walstra *et al.* (2001) e também em Blogg (2001). Os valores de RMAE menores que 0,20 são classificados como excelentes, entre 0,20 e 0,40 é bom, e acima desses o modelo é razoável a péssimo.

$$RMAE = \frac{\sum_{i=1}^n |Obs_{(i)} - Mod_{(i)}|}{\sum_{i=1}^n |Obs_{(i)}|} \quad (8)$$

Em que:

$Obs_{(i)}$ - dados das séries temporais de referência.

$Mod_{(i)}$ - dados de séries temporais modeladas no Delft3D.

O método *Root Mean Square Error* (RMSE), raiz do erro quadrático médio, possui a mesma unidade da variável estudada, e seu valor ideal também corresponde a zero (WILLMOTT, 1982). Estes parâmetros indicam o desvio entre os dados de campo e os valores obtidos pelo modelo. O resultado ideal de erro é nulo, ou seja, quanto menor o valor do parâmetro, menor será a divergência entre os resultados modelados e as observações de referência.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Obs_{(i)} - Mod_{(i)})^2} \quad (9)$$

5.7 Modelo de campo próximo e intermediário

Para o campo próximo e intermediário foi utilizado o software CORMIX, recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Através deste programa especialista é possível não só apresentar o comportamento da distribuição da concentração de poluentes no campo próximo e no campo

intermediário, mas também apresenta sugestões para melhoria da diluição, propondo alterações geométricas do difusor, podendo otimizar através de processos iterativos (DONEKER e JIRKA, 2007). Neste trabalho foi utilizada uma licença acadêmica do CORMIX, versão 11.0 GTR, disponibilizada pela MixZon Inc.

Os dados de entrada do CORMIX são basicamente as características ambientais (profundidade do corpo receptor na circunvizinhança do lançamento, profundidade do sistema difusor, velocidade preferencial da corrente, densidade / perfil de estratificação, velocidade do vento, etc.), características do efluente (vazão, concentração, densidade, etc.) e configuração geométrica do sistema difusor (número de orifícios, diâmetro, altura de descarga, alinhamento em relação a corrente, etc.). O programa baseia-se no método integral de assumir a distribuição gaussiana do jato/pluma e calcula a concentração no próprio eixo do jato/pluma (DONEKER E JIRKA, 1991; JIRKA E AKAR, 1991).

O CORMIX é um modelo numérico baseado em métodos integrados, utilizando a conservação de massa e a quantidade de movimento que regem as equações e outras variáveis (massa de poluente, densidade, temperatura e salinidade), que são resolvidos ao longo do eixo central da trajetória do jato. Os critérios de decisão são detalhados em (JIRKA e AKAR, 1991; JIRKA et al, 1996). A Figura 5.8 ilustra um exemplo de criação de difusores e dispersão da pluma com a transição do campo próximo e afastado pelos módulos do CORMIX.

Figura 5.8 – Exemplo das janelas no CORMIX (CorSpy e CorVue) da criação de difusor multiorifícios e dispersão da pluma até o ponto de transição entre campo próximo e distante.

A diluição é uma das propriedades importantes em aplicações ambientais dos jatos e plumas, definida pela relação entre o volume total de uma amostra e o volume do efluente na amostra. Vários processos afetam o volume do efluente na pluma, incluindo misturas físicas, transformações químicas, e processos de interação dos contornos. A diluição hidrodinâmica pura para um efluente conservativo é definida pela equação (10):

$$S = \frac{C_0}{C} \quad (10)$$

Onde: S é a diluição inicial; C_0 é a concentração inicial e C a concentração final.

O resultado do modelo computacional é baseado nas características geométricas do emissário e nas condições ambientais do corpo d'água, fornecendo o resultado de diluição inicial do poluente a ser analisado, o comportamento da pluma do efluente a grandes distâncias (classes de fluxos), além de verificar a ocorrência de recirculação nas circunvizinhanças do lançamento.

Dentro de uma unidade de comprimento do elemento difusor bidimensional, as variáveis de fluxo local (por unidade de comprimento da seção difusora = L_D) são:

$$m_0 = \frac{M_0}{L_D} \quad \text{Fluxo de quantidade de movimento} \quad (11)$$

$M_0 = v_j Q_0$: v_j = velocidade de lançamento, Q_0 = vazão do efluente.

$$j_0 = \frac{J_0}{L_D} \quad \text{Fluxo de empuxo} \quad (12)$$

$J_0 = g'_0 Q_0$: $g'_0 = g \left(\frac{\rho_a - \rho_e}{\rho_e} \right)$; ρ_a = densidade da água do mar, ρ_e = densidade do efluente.

$$q_0 = \frac{Q_0}{L_D} \quad \text{Fluxo de volume} \quad (13)$$

$Q_0 = v_j a_0$: a_0 = área do orifício de saída.

As análises dimensionais dessas três quantidades de fluxo, associadas aos parâmetros ambientais de velocidade do ambiente (u_a) e gradiente de empuxo (ϵ), levam a seis definições de escala de comprimento:

$$L_Q = \frac{q_0^2}{m_0} \quad \text{Escala de comprimento de descarga} \quad (14)$$

$$l_M = \frac{m_0}{j^{2/3}} \quad \text{Escala de comprimento de transição da fenda jato/pluma} \quad (15)$$

$$l_m = \frac{m_0}{u_a^2} \quad \text{Escala de comprimento da fenda jato/corrente} \quad (16)$$

$$l'_m = \frac{m_0^{1/3}}{\epsilon^{1/3}} \quad \text{Escala de comprimento da fenda/estratificação} \quad (17)$$

$$l'_b = \frac{j_0^{1/3}}{\epsilon^{1/2}} \quad \text{Escala de comprimento da fenda pluma/estratificação} \quad (18)$$

$$l_a = \frac{u_a}{\epsilon^{1/2}} \quad \text{Escala de comprimento corrente/estratificação} \quad (19)$$

Na versão 11.0 GTR, o CORMIX 1 (único orifício) possui 70 classes de fluxo. Quando se opera um difusor multiorifícios, CORMIX 2, existem um total de 62 classes de fluxo para aplicação, caracterizada por um grande número de escalas de comprimento e variáveis geométricas. O programa determina a classe de fluxo das três principais categorias em sua base de dados: fluxo afetado pela estratificação linear conduzindo ao confinamento interno (classes MS); fluxo com empuxo positivo em camada de ambiente uniforme (classes MU); e, fluxo com empuxo negativo em camada de ambiente uniforme (classes MNU). A Figura 5.9 apresenta um exemplo de

árvore de classificação de fluxo para uma classe tipo MS6 para descargas com confinamento interno.

Figura 5.9 – Exemplo de classificação de escoamento. Comportamento de descargas com confinamento interno.

Fonte: Doneker e Jirka (2007).

Conforme descrito por Bleninger (2006), a classificação do escoamento hidrodinâmico tem como objetivo prever o tipo de escoamento que irá ocorrer para certa descarga ou situação do ambiente. Sendo a classificação bem executada, gerará previsões realísticas para as propriedades do escoamento, como as distribuições de concentração do poluente, dentro de distintas zonas hidrodinâmicas pertencentes a cada classe de escoamento. Simples simulações hidrodinâmicas são realizadas pelo programa quando o mesmo cria e executa uma sequência de módulos de decisão.

O CorTime foi um dos módulos do CORMIX utilizado nas simulações desta pesquisa, sendo o mais apropriado para simular as características do campo próximo em séries temporais de forma a compatibilizar as variações das condições ambientais conforme os resultados do modelo hidrodinâmico, denominado de acoplamento passivo (HORITA, 2016). Neste módulo serão inseridas as informações de saída do modelo hidrodinâmico do Delft3D-FLOW (corrente, rumo, densidades de fundo e

superfície) em série temporal de uma hora para janeiro e julho de 2009. Como resultado das simulações, para cada emissário, serão extraídas informações de concentração, diluição, e profundidade de estabilização do jato, que são informações de entrada no módulo de qualidade da água do Delft3D-WAQ.

Para os emissários de Cigarras e Itaquanduba, apesar de serem emissários com múltiplos orifícios, serão realizadas simulações no CORMIX 1 (único orifício), devido as simplificações do modelo já registrado por Marcellino (2000) e Fortis (2005), quando a extensão do trecho difusor é inferior à profundidade média no local. Deste modo, será considerado um único orifício de descarga com área equivalente à soma total das áreas dos orifícios individuais. Conforme modelação numérica também realizada por Fortis (2005) para o emissário do TEBAR, será considerada uma linha única, com 1600 m, a 45° em relação ao sentido predominante da corrente – NE, em vez de considerar as duas linhas com comprimentos diferentes.

Nesta pesquisa, as substâncias analisadas são consideradas não conservativas, ou seja, sua concentração decai ao longo do tempo. A taxa de decaimento para *E. coli* foi obtida em Marcellino (2000), o qual utilizou um decaimento do tipo T_{90} correspondente ao tempo necessário para a eliminação de 90% das bactérias. O decaimento bacteriano no modelo é representado pela fórmula $C_{final} = C_{inicial} \cdot e^{-k \cdot t}$, onde C é a concentração, t é o tempo de percurso e k a respectiva taxa de decaimento. Assim, para um T_{90} de 2 horas, o valor de k será de 27,6 d⁻¹, conforme utilizado por Marcellino (2000). Para as taxas de decaimento dos demais poluentes (amônio, nitrato e fosfato), serão considerados decaimentos lineares com valores constantes, iguais para o verão e o inverno, com o uso de valores padrão para cada uma das substâncias (d⁻¹), recomendados pelo módulo de qualidade da água do modelo Delft3D-WAQ (DELTARES, 2014b). A Tabela 5.5 apresenta as taxas de decaimento simples utilizadas para a modelagem de campo próximo de tais poluentes no CORMIX.

Tabela 5.5 – Taxas de decaimento utilizadas no CORMIX

Poluente	Taxas de decaimento (k)
<i>Escherichia coli</i>	27,60 d ⁻¹
Enterococos	17,39 d ⁻¹ *
Amônio (NH_4^+)	0,1 d ⁻¹
Nitrato (NO_3^-)	0,1 d ⁻¹
Fosfato (PO_4^{3-})	0,03 d ⁻¹

* Taxa estimada com relação a 63% da *E. coli* (ROSMAN, 2018)

Fonte: Marcellino (2000); Deltares (2014b), Rosman (2018).

5.8 Modelo de campo distante e de qualidade da água

Um modelo de qualidade da água tem uma ou mais "variáveis de estado", "poluentes" ou "substâncias", que entram na área modelada através dos limites do modelo ou condições de contorno. Movem-se com as correntes através da área modelada e, ao mesmo tempo, podem mostrar seu próprio comportamento específico no meio aquático, que pode ser uma simples degradação, mas também uma interação de transformação entre diferentes variáveis de estado (DELTARES, 2014b).

O Delft3D-WAQ é um modelo matemático genérico para qualidade e ecologia da água e considera estritamente conservação em massa tanto no transporte de substância quanto nas transformações biológicas e químicas entre substâncias e organismos. Este modelo trabalha com duas partes diferentes que funcionam juntas. Por um lado, resolve as equações para o transporte advectivo e difusivo de substâncias na água, e por outro modela a cinética química, biológica e física que influenciam o comportamento de substâncias e organismos na água. Ou seja, esse modelo utiliza as equações da advecção-difusão-decaimento (20) para a representação da qualidade de água de ambientes naturais e artificiais. O modelo WAQ trabalha em conjunto com os resultados da simulação hidrodinâmica (FLOW), os quais podem ser utilizados para uma mesma grade morfológica, número de camadas (2D ou 3D), até a dispersão e difusão (vertical e horizontal), forçadas pelas variações de maré, vento e nível médio do mar do modelo hidrodinâmico. (DELTARES, 2014b).

Esse modelo de qualidade da água contém em sua base de dados uma larga quantidade de substâncias e processos para modelagem. Alguns exemplos de

substâncias que podem ser usadas nas simulações são: fosfato, nitrato, amônio, silicato, oxigênio dissolvido, carbono inorgânico dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, metais pesados, bactérias, entre muitas outras (DELTARES, 2014b). As formulações disponíveis para a mortalidade de coliformes são principalmente empíricas, descritas por Mancini (1978), e estão implementadas no modelo WAQ.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{U} \frac{\partial C}{\partial x} + \vec{V} \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\vec{W}}{H} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_H \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_H \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(K_V \frac{\partial C}{\partial \sigma} \right) - [C \lambda_C] + F_C \quad (20)$$

Dado que: C - concentração de um poluente ou uma substância qualquer; U, V e W - respectivamente as componentes zonal (x), meridional (y) e vertical (σ) das correntes; t - tempo; H - profundidade; K_H e K_V - coeficientes de difusão turbulenta horizontal e vertical, respectivamente; λ_C - decaimento do poluente ou da substância modelada; F_C - fontes adicionais do poluente ou da substância modelada, devido a reações e demais processos físicos.

Os processos ativos que serão considerados neste trabalho estão apresentados na Tabela 5.6 também utilizados em Yang (2016), sendo estes os valores do banco de dados do WAQ e os valores dos parâmetros físico químicos da água obtidos pelos relatórios técnicos com campanhas de monitoramento no CSS (FALCÃO BAUER, 2013; SABESP, 2014; DTA ENGENHARIA, 2015). Para maiores detalhes sobre os processos utilizados podem ser encontrados em Deltares (2014c).

Tabela 5.6 – Processos ativos a serem considerados na modelagem de qualidade da água.

Processo ativo	Parâmetros	Verão	Inverno
Mortalidade (<i>E. coli</i>)	Clorinidade da água do mar (mg/L)	20.000	20.000
	Coeficiente de mortalidade pela temperatura	1,07	1,07
	Temperatura média da água mensal (°C)	25,04	20,42
	Radiação solar média mensal (W/m ²)	250	109
	Duração média do dia (d)	0,56	0,45
	Fração UV da luz visível	0,12	0,12
Mortalidade (Enterococos)	Clorinidade da água do mar (mg/L)	20.000	20.000
	Taxa de mortalidade de primeira ordem (1/d)	0,8	0,8
	Coeficiente de mortalidade pela temperatura	1,07	1,07
	Temperatura média da água mensal (°C)	25,04	20,42
	Radiação solar média mensal (W/m ²)	250	109
	Duração média do dia (d)	0,56	0,45
	Fração UV da luz visível	0,12	0,12
Nitrificação (Amônio)	Oxigênio dissolvido na água do mar (mg/L)	7,3	7,9
	Taxa de nitrificação (mg N/L d ⁻¹)	0,1	0,1
	Valor crítico de oxigênio dissolvido (mg/L)	1	1

Processo ativo	Parâmetros	Verão	Inverno
Denitrificação (Nitrato)	Valor ótimo de oxigênio dissolvido (mg/L)	5	5
	Oxigênio dissolvido na água do mar (mg/L)	7,3	7,9
	Taxa de denitrificação (mg N/L d ⁻¹)	0,1	0,1
	Valor crítico de oxigênio dissolvido (mg/L)	1	1
	Valor ótimo de oxigênio dissolvido (mg/L)	5	5
Adsorção (Fosfato)	Fosfato adsorvido (mg P/L)	0	0
	Oxigênio dissolvido na água do mar (mg/L)	7,3	7,9
	Taxa de adsorção (d ⁻¹)	0,03	0,03
	pH da água do mar	8	8

Fonte: Falcão Bauer (2013); Sabesp (2014); Deltares (2014c); DTA Engenharia (2015); Cetesb (2017).

Os valores da radiação solar média foram obtidos no banco de dados NCEP/NCAR (SAHA, S. *et al*, 2010). O cálculo da duração média do dia foi realizado conforme instruções indicadas no manual do Delft-WAQ (DELTAIRES, 2014c).

Como o intuito do trabalho foi o de monitorar exclusivamente a poluição das plumas dos quatro emissários submarinos de Araçá (novo), Cigarras, Itaquanduba e TEBAR, no verão e inverno de 2009, foi utilizado como condição inicial valor de concentração zero em toda a grade do modelo para os parâmetros químicos estudados. Desta forma, não foram considerados os efeitos de concentrações já existentes na coluna de água e nos sedimentos, ou seja, efeitos de *background*, que implicariam no conhecimento prévio destas informações escassas e gerariam resultados diferentes dos apresentados neste trabalho.

A Figura 5.10 apresenta a região de estudo com os emissários submarinos estudados e também os pontos amostrais da CETESB escolhidos para comparar com os resultados de modelo.

Figura 5.10 – Localização dos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água e também das campanhas da CETESB onde de C1 a C3, correspondem aos pontos da Enseada de Caraguatatuba, e de S1 a S5, no Canal de São Sebastião.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Validação da modelagem hidrodinâmica (Delft3D-FLOW)

Adiante são apresentados os resultados das simulações do módulo hidrodinâmico (Delft3D-FLOW) e sua validação, sendo processado inicialmente apenas com a forçante de maré (simulações 2D) e depois em composição com as forçantes de vento, nível médio do mar e campo de densidades (simulações 3D).

Com o intuito de validar, através de aderência estatística, o processo de calibração do modelo hidrodinâmico utilizado, estes dados foram comparados com a previsão harmônica de maré do modelo de plataforma já validado (POM). As séries temporais com dados gerados pelo modelo na simulação 2D e dados da previsão harmônica de maré podem ser vistos da Figura 6.1 à Figura 6.3, para janeiro de 2009, nos pontos de observação de P1 a P3, e para julho de 2009, as séries estão apresentadas da Figura 6.4 à Figura 6.6. As séries temporais com dados gerados pelo modelo na simulação 3D e dados do nível do mar podem ser observadas da Figura 6.9 à Figura 6.11, para janeiro de 2009, nos pontos de observação, de 1 a 3, e para julho de 2009 as séries estão apresentadas da Figura 6.12 à Figura 6.14. Também são apresentados as rosas de correntes de maré, considerando a média na coluna de água (Figura 6.7 e Figura 6.8).

6.1.1 Simulações 2D - nível de maré

6.1.1.1 Janeiro de 2009

Figura 6.1 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P1, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

P1 – RMAE = 0,06; RMSE = 0,05 m

Figura 6.2 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

Figura 6.3 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

6.1.1.2 Julho de 2009

Figura 6.4 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P1, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

Figura 6.5 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

Figura 6.6 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e a previsão harmônica de maré.

Figura 6.7 – Rosa de correntes de maré nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para janeiro de 2009.

Figura 6.8 – Rosa de correntes de maré nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para julho de 2009.

6.1.1.3 Análises e discussões

Como pode ser observado pelos gráficos, os valores de RMAE e RMSE encontram-se bem abaixo dos valores recomendados na literatura, indicando concordância muito boa entre os resultados do modelo e os dados da previsão harmônica de maré. Para janeiro de 2009, os valores de RMSE variaram entre 0,01 m e 0,03 m, muito próximos de zero, e RMAE entre 0,04 e 0,07, classificados como excelentes por Walstra et al. (2001) e Blogg (2001) por estarem bem abaixo de 0,20.

As séries temporais mostram os ciclos de maré de sizígia e quadratura bem definidos ao longo de ambos os meses de simulação, com amplitudes de maré entre 1,10 m e 0,30 m, respectivamente, indicando marés semidiurnas com desigualdade diurna, conforme definido por Mesquita e Harari (1983).

No estudo realizado por Batista (2016), também com uso do modelo Delft3D-FLOW, na região do Litoral Norte de São Paulo, obteve-se padrão de variação temporal de rumo e intensidade de correntes de maré próximos aos do presente

trabalho, nas marés de sizígia e de quadratura, tanto no verão como no inverno. Assim como, também apontado no trabalho de Ansanelli (2014), indicou-se o predomínio de correntes residuais de maré no rumo S na porção central do CSS (Figura 6.7 e Figura 6.8), de baixa intensidade (abaixo de 10 cm/s), com grandes diferenças de intensidade verificadas apenas entre ciclos de sizígia e quadratura, sendo mais intensas nas sizígias, quando as correntes de maré têm maior energia cinética.

Portanto, os métodos estatísticos de validação utilizados confirmam que as simulações 2D representaram muito bem as marés, com excelente e significativa redução de erros, e assim, o Delft3D-FLOW pode ser considerado como validado quanto à elevação das marés, e consequentemente, quanto à hidrodinâmica das correntes de marés na região simulada no presente trabalho.

6.1.2 Simulações 3D – nível do mar

6.1.2.1 Janeiro de 2009

Figura 6.9 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P1, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

Figura 6.10 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P2, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

Figura 6.11 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P3, janeiro de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

6.1.2.2 Julho de 2009

Figura 6.12 - Séries temporais da elevação do mar no ponto P1, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

Figura 6.13 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P2, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

Figura 6.14 - Séries temporais da elevação de maré no ponto P3, em julho de 2009, gerados pelo modelo Delft3D-FLOW e o nível do mar.

6.1.2.3 Análises e discussões

A validação do modelo Delft3D-FLOW, a partir das simulações 3D, também apresentou excelentes resultados nos pontos analisados, nos meses de janeiro e julho de 2009. Para janeiro, os valores de RMAE variaram entre 0,07 e 0,08, enquanto RMSE entre 0,05 e 0,06 m, sendo o valor ideal zero. Em julho, os valores de RMAE variaram entre 0,08 e 0,12, enquanto RMSE entre 0,07 e 0,11 m. De forma geral, os valores estão muito próximos do ideal, principalmente o ponto P2, próximo da área de interesse, na porção central do CSS.

A partir da análise dos dados, verifica-se a representação da elevação real do mar na região do canal onde, durante o período abordado, ocorreram passagens de sistemas frontais com forte ocorrência de marés meteorológicas. Esse fenômeno foi responsável pela potencialização nas variações do nível do mar associados às marés, conforme apontado na variação do nível médio do mar.

As figuras a seguir (Figura 6.15 e Figura 6.16) apresentam as séries temporais da elevação total do nível do mar, vetor de velocidade corrente e intensidade da corrente, para o ponto P2, nos meses de janeiro e julho de 2009, respectivamente. A Figura 6.17 e Figura 6.18 apresentam as rosas direcionais de corrente nos pontos P1, P2 e P3, nos meses de janeiro e julho de 2009, respectivamente.

Figura 6.15 - Séries temporais de elevação do nível do mar, vetor de velocidade de corrente e intensidade da corrente, para o ponto P2 em janeiro de 2009.

Figura 6.16 – Séries temporais de elevação do nível do mar, vetor de velocidade de corrente e intensidade da corrente, para o ponto P2 em julho de 2009.

Figura 6.17 – Rosa de correntes nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para janeiro de 2009.

Figura 6.18 - Rosa de correntes nos pontos P1, P2 e P3 do modelo hidrodinâmico, para julho de 2009.

A partir das séries temporais, verifica-se a influência dos ventos e maré meteorológica na região para ambos os meses de análise, com inversões do fluxo de corrente predominante quando da entrada de sistema frontal. Com as rosas direcionais de corrente, verifica-se o comportamento padrão dos pontos em questão, sendo o P2, na porção central do CSS, com pouca variação direcional sendo um corredor dos ventos de SW canalizado pelo canal e geografia, enquanto os demais, nas extremidades do canal, com correntes mais dispersas e de menor intensidade. Este aumento de intensidade na calha central é justificado pela sua geometria com formato afunilado que o canal possui, apresentando correntes intensificadas em suas componentes longitudinais, sendo este comportamento de acordo com o relatado por Silva (1995) e Fortis (2005) e, ainda segundo estes autores, no CSS a média das

correntes podem ultrapassar 0,40 m/s. De forma geral, o mês de julho apresentou maiores intensidades de corrente e um predomínio para o rumo NE, apontando uma maior ocorrência de sistemas frontais em ambos os meses.

A Tabela 6.1 e a Tabela 6.2 indicam as estatísticas principais das correntes nos pontos P1, P2 e P3, com os valores médios, desvio padrão e valores máximos, para janeiro e julho, respectivamente, nas simulações 3D. A Figura 6.19 apresenta o gráfico de frequência de ocorrência das intensidades de corrente no ponto P2.

Tabela 6.1 - Valores médios, desvio padrão e máximos das correntes forçadas pelas marés, ventos, nível médio e campo de densidades, no período de janeiro de 2009.

	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P1	0,12	0,10	0,55
P2	0,18	0,15	0,82
P3	0,08	0,06	0,50

Tabela 6.2 – Valores médios, desvio padrão e máximos das correntes forçadas pelas marés, ventos, nível médio e campo de densidades, no período de julho de 2009.

	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P1	0,12	0,10	0,57
P2	0,26	0,20	0,88
P3	0,11	0,07	0,35

Figura 6.19 – Frequência de ocorrência de intensidade de corrente no ponto P2.

A partir dos resultados apresentados, verifica-se a intensificação das correntes entre os meses analisados, de janeiro para julho. O desvio padrão da velocidade de corrente pode ser utilizado para identificar as regiões de maior

variabilidade da circulação de superfície. A variabilidade é, portanto, maior nas proximidades das regiões mais energéticas, tendo sido encontrados os correspondentes máximos no ponto P2.

De forma a exemplificar o fenômeno de entrada de frentes frias e avaliar melhor os resultados do modelo, a Figura 6.20 esquematiza a direção e intensidade das correntes em superfície, antes e durante a passagem de um sistema frontal na região de estudo.

Figura 6.20 – Rumo e intensidade das correntes em superfície, antes (acima) e após (abaixo) da passagem de um sistema frontal.

Os vetores de corrente mostram que na entrada da frente fria, com ventos provenientes de S, resultam correntes que fluem para N e causam aumento do nível do mar, além de maior intensidade nas correntes, enquanto que ventos de N resultam em correntes com rumo para S e causam rebaixamento do nível do mar, com menores

intensidades. Este fenômeno está conforme descrito por Cecílio (2006), em costas na porção E como o local de estudo e localizado no Hemisfério Sul.

Conforme estudos realizados por Silva (1995), Fortis (2005) e Rodrigues (2009), o CSS tem a característica hidrodinâmica de possuir na maior porcentagem de tempo o deslocamento de massas líquidas para o setor NE. Isto é explicado principalmente em função do comportamento hidrodinâmico do canal, o qual indica predominância das correntes marítimas de SW para NE, além da presença de um giro anti-horário na enseada de Caraguatatuba, fazendo com que haja um retorno para o canal, por NW, pelo lado do continente. A Figura 6.21 corresponde a uma tentativa de síntese destes fluxos principais de massas líquidas através do modelo hidrodinâmico em comparação aos principais fluxos de água representados pela Figura 6.22.

Figura 6.21 – Representação hidrodinâmica do modelo hidrodinâmico da região Norte do Canal de São Sebastião.

Figura 6.22 - Representação hidrodinâmica do Canal de São Sebastião.

Conforme os resultados apresentados, as informações dispostas na literatura e os métodos de validação utilizados confirmam que as simulações 3D conseguiram representar muito bem o nível do mar, com erros muito abaixo do tolerável conforme literatura utilizada, e, portanto, o modelo hidrodinâmico (Delft3D-FLOW) também pode ser considerado como validado quanto à elevação do nível total do mar, e consequentemente, quanto à circulação hidrodinâmica da região simulada neste trabalho.

6.2 Temperatura e salinidade

O módulo hidrodinâmico (Delft3D-FLOW) na simulação 3D também reproduziu os campos de temperatura e salinidade na região de estudo. A fim de analisar a estratificação da coluna d'água com relação a esses parâmetros, foram calculados os valores mínimos, médios e máximos, da temperatura (T) e salinidade (S) (Tabela 6.3), assim como foram plotados gráficos com a variação temporal desses parâmetros no ponto P1, ao longo dos meses de janeiro e julho de 2009, em superfície e fundo (Figura 6.23 e Figura 6.24). Este ponto foi escolhido por ter apresentado as maiores variações entre superfície e fundo, sendo que os demais mostraram valores mais homogêneos.

Tabela 6.3 – Valores mínimos, médios e máximos de temperatura e salinidade, em superfície e fundo, em janeiro e julho de 2009, no ponto P1.

	Janeiro/2009				Julho/2009			
	T _{superfície} (°C)	T _{fundo} (°C)	S _{superfície} (ppt)	S _{fundo} (ppt)	T _{superfície} (°C)	T _{fundo} (°C)	S _{superfície} (ppt)	S _{fundo} (ppt)
Mínimo	23,06	22,78	35,98	35,75	20,76	20,19	35,97	35,82
Média	23,62	23,39	36,17	36,02	20,96	20,84	36,25	36,08
Máximo	24,79	24,25	36,29	36,13	21,27	21,11	36,60	36,20

A temperatura média na superfície, no mês de janeiro, foi de 23,62°C, e no fundo de 23,39°C, enquanto para o mês de julho, a média caiu para 20,96°C na superfície e 20,84°C no fundo.

Figura 6.23 - Séries temporais de temperatura da água nos meses de janeiro e julho de 2009 no ponto P1, na superfície e fundo.

A partir dos gráficos, é possível observar que praticamente em todo o período dos meses de janeiro e julho, a temperatura na superfície permanece acima da temperatura no fundo. De janeiro para julho a temperatura superficial cai cerca de 2°C, e em julho a coluna d'água apresenta menor estratificação, com pouca diferença entre superfície e fundo. Estas observações estão de acordo com os estudos realizados também por Silva (1995) e Batista (2016) na mesma região de estudo.

Figura 6.24 – Séries temporais de salinidade nos meses de janeiro e julho de 2009 no ponto P1, na superfície e fundo.

De forma geral, nos resultados do modelo, a salinidade apresentou valores muito próximos entre superfície e fundo. A salinidade média na superfície e no fundo, para janeiro e julho foi de 36 ppt, assim como apresentou pouca variação através dos valores mínimos e máximos, com maior variação no final do mês de julho. Na maior parte dos meses simulados, os resultados mostram que os valores de temperatura e salinidade decaem no mês de inverno e a coluna d'água fica quase homogênea, assim como relatado no relatório de estudo de impacto ambiental da ampliação do porto de São Sebastião (HM, 2005) e nos estudos de Batista (2016).

6.3 Modelagem de campo próximo e intermediário (CORMIX)

Na modelagem de campo próximo e intermediário utilizando o CORMIX, os resultados gerados foram apresentados através de informações estatísticas, frequência de ocorrência de concentrações e histogramas angulares com valores de diluição, distância horizontal e concentração do parâmetro em questão ao final da região de campo próximo.

As tabelas a seguir (Tabela 6.4 à Tabela 6.7) apresentam um resumo estatístico dos resultados da modelagem de campo próximo para cada emissário em cada mês de simulação, considerando os respectivos parâmetros de análise, e as figuras (Figura 6.25 à Figura 6.28) os histogramas angulares de distância horizontal percorrida pelas plumas dos emissários e também da diluição, em janeiro e julho de 2009.

Tabela 6.4 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Araçá Novo, em janeiro e julho de 2009.

Mês/Ano	<u>Araçá Novo</u>	Mínimo	50% do tempo	Máximo
Janeiro/2009	Diluição (S)	63	559	1.683
	Distância horizontal (m)	9	92	263
	E. coli (UFC/100mL)	0,1	7.738	75.029
	Enterococos (UFC/100mL)	0,1	88	784
	Amônio (mg N/mL)	0,02	0,07	0,47
	Nitrato (mg N/mL)	0,0003	0,0011	0,0079
	Fosfato (mg P/mL)	0,0009	0,0034	0,0243
Julho/2009	Diluição (S)	61	489	1.221
	Distância horizontal (m)	9	93	331
	E. coli (UFC/100mL)	0,1	8.811	78.357
	Enterococos (UFC/100mL)	0,1	100	819
	Amônio (mg N/mL)	0,06	0,17	1,14
	Nitrato (mg N/mL)	0,0007	0,0020	0,0132
	Fosfato (mg P/mL)	0,0029	0,0088	0,0577

Tabela 6.5 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Cigarras, em janeiro e julho de 2009.

Mês/Ano	<u>Cigarras</u>	Mínimo	50% do tempo	Máximo
Janeiro/2009	Diluição (S)	32	166	890
	Distância (m)	4	10	47
	E. coli (UFC/100mL)	0,1	49.571	169.759
	Enterococos (UFC/100mL)	0,1	88	784
	Amônio (mg N/mL)	0,03	0,31	0,95
	Nitrato (mg N/mL)	0,0006	0,0051	0,0158
	Fosfato (mg P/mL)	0,0017	0,0158	0,0486
Julho/2009	Diluição (S)	31	195	959
	Distância (m)	6	10	46
	E. coli (UFC/100mL)	0,7	44.143	171.142
	Enterococos (UFC/100mL)	0,2	421	1.587
	Amônio (mg N/mL)	0,07	0,63	2,20
	Nitrato (mg N/mL)	0,0008	0,0072	0,0255
	Fosfato (mg P/mL)	0,0037	0,0316	0,1114

Tabela 6.6 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário Itaquanduba, em janeiro e julho de 2009.

Mês/Ano	<u>Itaquanduba</u>	Mínimo	50% do tempo	Máximo
Janeiro/2009	Diluição (S)	88	723	2.994
	Distância (m)	21	79	312
	E. coli (UFC/100mL)	0,0	10.191	53.067
	Enterococos (UFC/100mL)	0,1	475	1.574
	Amônio (mg N/mL)	0,43	3,71	17,93
	Nitrato (mg N/mL)	0,0002	0,0014	0,0057
	Fosfato (mg P/mL)	0,0033	0,0277	0,1123
Julho/2009	Diluição (S)	89	998	3.986
	Distância (m)	32	103	377
	E. coli (UFC/100mL)	0,0	8.549	52.885
	Enterococos (UFC/100mL)	0,0	2.670	15.533
	Amônio (mg N/mL)	0,70	3,75	18,09
	Nitrato (mg N/mL)	0,0002	0,0016	0,0079
	Fosfato (mg P/mL)	0,0001	0,0007	0,0034

Tabela 6.7 - Estatística da modelagem de campo próximo do emissário TEBAR, em janeiro e julho de 2009.

Mês/Ano	TEBAR	Mínimo	50% do tempo	Máximo
Janeiro/2009	Diluição (S)	7	59	294
	Distância (m)	6	41	59
	E. coli (UFC/100mL)	-	-	-
	Enterococos (UFC/100mL)	-	-	-
	Amônio (mg N/mL)	0,43	3,71	17,93
	Nitrato (mg N/mL)	-	-	-
	Fosfato (mg P/mL)	-	-	-
Julho/2009	Diluição (S)	7	59	178
	Distância (m)	6	41	63
	E. coli (UFC/100mL)	-	-	-
	Enterococos (UFC/100mL)	-	-	-
	Amônio (mg N/mL)	0,70	3,75	18,09
	Nitrato (mg N/mL)	-	-	-
	Fosfato (mg P/mL)	-	-	-

- não simulado.

Figura 6.25 - Histogramas angulares de distância horizontal percorrida pelas plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Distância horizontal

Jul/2009 - AracaNovo - Distância horizontal

Figura 6.26 - Histogramas angulares de distância horizontal percorrida pelas plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).

Jan/2009 - Cigarras - Distância horizontal

Jul/2009 - Cigarras - Distância horizontal

Jan/2009 - Itaquanduba - Distância horizontal

Jul/2009 - Itaquanduba - Distância horizontal

Jan/2009 - TEBAR - Distância horizontal

Jul/2009 - TEBAR - Distância horizontal

Figura 6.27 - Histogramas angulares de diluição das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Figura 6.28 - Histogramas angulares de diluição das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).

Conforme os resultados apresentados, os histogramas angulares e a estatística, em geral, indicam que quanto maior a distância percorrida pela pluma até o alcance do equilíbrio hidrostático (final de campo próximo), maior a diluição, e consequentemente, menor a concentração dos poluentes. De maneira geral, os emissários apresentaram maior diluição a partir das correntes geradas pelo vento com maiores intensidades, registrados no mês de inverno. Os emissários do Araçá e Itaquanduba foram os que apresentaram maiores valores de diluição inicial e distância percorrida até o final de campo próximo, uma vez que possuem maior número de difusores, favorecida profundidade e sua localização na circulação hidrodinâmica local.

O emissário do Araçá apresentou rumo SW como predominante na dispersão inicial das plumas para janeiro de 2009, enquanto que em julho intensificou o sentido para NE conforme o sentido predominante das correntes locais nesta região. A diluição ocorreu de forma mais intensa no mês de janeiro, porém o mês de julho foi o que apresentou maiores deslocamentos horizontais da pluma até alcançar o final de campo próximo.

Os emissários de Cigarras e TEBAR exibiram um sentido bidirecional em ambos meses de janeiro e julho, porém com sentido predominante no setor N em julho para Cigarras e uma diminuição da frequência para SW no TEBAR, conforme registrado no histórico circulação hidrodinâmica local. O emissário de Itaquanduba

também apresentou um comportamento direcional muito semelhante, porém com uma diluição muito mais significativa e eficiente.

6.3.1 *Escherichia coli*

Na Tabela 6.8 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de *E. coli* ao final de campo próximo, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.29) e histogramas angulares (Figura 6.30).

Tabela 6.8 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de *Escherichia coli*, em janeiro e julho de 2009.

<i>E. coli</i> (UFC/100mL)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	Araçá Novo	7.738	8.681	75.029
	Cigarras	49.571	28.351	169.759
	Itaquanduba	10.191	9.233	53.067
Jul/2009	Araçá Novo	8.811	10.671	78.357
	Cigarras	44.143	27.793	171.142
	Itaquanduba	8.549	8.524	52.885

Figura 6.29 – Frequência de ocorrência para as concentrações de *E. coli* no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.

Figura 6.30 - Histogramas angulares de concentração de *E. coli* das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Concentração de *E.coli*

Jul/2009 - AracaNovo - Concentração de *E.coli*

Jan/2009 - Cigarras - Concentração de E.coli

Jul/2009 - Cigarras - Concentração de E.coli

Jan/2009 - Itaquanduba - Concentração de E.coli

Jul/2009 - Itaquanduba - Concentração de E.coli

Como as concentrações de *E. coli* inicialmente impostas na saída de cada difusor foram iguais entre janeiro e julho, diferenciando apenas entre os emissários, as concentrações encontradas na região de equilíbrio hidrostático (fim de campo próximo) foram devidas a diluição inicial causada principalmente pela variação dos ventos, estratificação do meio, ciclo de maré encontrada em cada mês simulado, além das características hidráulicas de cada difusor, e também das diferenças espaciais hidrodinâmicas de cada um. Vale ressaltar que o processo de decaimento tem influência pouca representatividade no processo de diluição em campo próximo, visto que é um processo que ocorre de segundos a minutos (SOCOLOFSKY et al, 2013).

De forma geral e analisando os valores de concentração em 50% do tempo, como pode ser observado pelos resultados, o emissário do Araçá apresentou concentrações relativamente maiores no mês de julho em relação a janeiro, enquanto os emissários de Cigarras e Itaquanduba menores em julho que em janeiro. Todos os emissários apresentaram concentrações de coliformes (*E. coli*) acima do limite da Resolução CONAMA N.º 274/2000 (800 UFC/100mL), acima de 90% do tempo, devido aos altos valores iniciais utilizados, tanto no verão como no inverno, e Cigarras o que apresentou menor eficiência na diluição e conseqüentemente as maiores concentrações. As concentrações de campo próximo (zona de mistura) em Cigarras foram as maiores encontradas dentre os três emissários, sempre superiores a 20.000 UFC/100mL, sendo esta informação coerente com as simulações registradas no estudo de Birocchi (2018), utilizando o módulo UM3 do modelo Visual Plumes para campo próximo, cujas concentrações foram superiores à média geométrica nos períodos simulados (21.605,2 UFC/100mL) nos cenários reais (6 a 9).

6.3.2 Enterococos

Na Tabela 6.9 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Enterococos ao final de campo próximo, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.31) e histogramas angulares (Figura 6.32).

Tabela 6.9 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Enterococos, em janeiro e julho de 2009.

Enterococos (UFC/100mL)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	Araçá Novo	88	89	784
	Cigarras	455	396	2.229
	Itaquanduba	475	266	1.574

Enterococos (UFC/100mL)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jul/2009	Araçá Novo	100	110	819
	Cigarras	421	262	1.587
	Itaquanduba	2.670	2.596	15.533

Figura 6.31 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Enterococos no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.

Quanto ao parâmetro Enterococos, o emissário Itaquanduba foi o que apresentou as maiores concentrações na maior parte do tempo para o mês de inverno, o que é justificado pela sua maior concentração inicial, conforme as coletas na EPC (FALCÃO BAUER, 2013). Os demais emissários, Araçá e Cigarras, por terem sido usados concentrações iguais na saída do difusor (5.10^4 UFC/100mL), é possível verificar uma grande eficiência de diluição do emissário do Araçá. Em média, as concentrações do Araçá estiveram próximos ao limite da Resolução CONAMA N.º 274/2000 (100 UFC/100mL), enquanto os demais acima na maior parte do tempo dos meses de janeiro e julho.

Figura 6.32 - Histogramas angulares de concentração de Enterococos das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Concentração de Enterococos

Jul/2009 - AracaNovo - Concentração de Enterococos

Jan/2009 - Cigarras - Concentração de Enterococos

Jul/2009 - Cigarras - Concentração de Enterococos

Jan/2009 - Itaquanduba - Concentração de Enterococos

Jul/2009 - Itaquanduba - Concentração de Enterococos

6.3.3 Amônio

Na Tabela 6.10 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Amônio ao final de campo próximo, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.33) e histogramas angulares (Figura 6.34).

Tabela 6.10 Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Amônio, em janeiro e julho de 2009.

Amônio (mg N/L)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	Araçá Novo	0,07	0,05	0,47
	Cigarras	0,31	0,16	0,95
	Itaquanduba	0,08	0,07	0,34
	TEBAR	3,71	3,92	17,93
Jul/2009	Araçá Novo	0,17	0,14	1,14
	Cigarras	0,63	0,38	2,20
	Itaquanduba	0,16	0,15	0,78
	TEBAR	3,75	4,00	18,09

Figura 6.33 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Amônio no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.

Figura 6.34 - Histogramas angulares de concentração de Amônio das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Concentração de Amonio

Jul/2009 - AracaNovo - Concentração de Amonio

Jan/2009 - Cigarras - Concentração de Amonio

Jul/2009 - Cigarras - Concentração de Amonio

Jan/2009 - Itaquanduba - Concentração de Amonio

Jul/2009 - Itaquanduba - Concentração de Amonio

Figura 6.35 - Histogramas angulares de concentração de Amônio das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009 (continuação).

Jan/2009 - TEBAR - Concentração de Amonio

Jul/2009 - TEBAR - Concentração de Amonio

Para o Amônio, com exceção do TEBAR, praticamente todos os emissários obtiveram concentração média abaixo do limite da Resolução CONAMA N.º 357/2005 (0,4 mg N/L), enquanto no mês de julho o sistema difusor Cigarras apresentou os maiores valores em relação aos demais emissários devido ao valor inicial utilizado. O emissário do TEBAR, por possuir a maior concentração inicial (125,5 mg N/L), foi o que apresentou os maiores valores e sempre acima do limite CONAMA.

A Figura 6.36 apresenta um exemplo de resultado de diluição em campo próximo, em determinado instante de simulação em janeiro de 2009, para o sistema difusor do emissário do TEBAR.

Figura 6.36 – Comportamento da pluma e diluição em campo próximo para o emissário do TEBAR.

Conforme pode ser observado, a pluma gerada pelo emissário do TEBAR com o parâmetro de amônio apresentou um empuxo negativo que submerge após alguns metros do lançamento. Isto é explicado principalmente pela sua maior densidade em relação ao de esgoto doméstico representado neste trabalho. Esse tipo de pluma tem grande potencial de impacto bêntico na área circunvizinha do sistema difusor, visto que os sedimentos são adsorvedores dos materiais poluentes. Esta observação é validada através das modelagens realizadas por Fortis (2005) para o mesmo emissário. A região de campo próximo (NFR, *Near-Field Region*), quadrícula hachurada na cor lilás, representa a distância em que ocorre a transição da pluma entre campo próximo e distante, onde a mesma estará sob os efeitos predominantes das condicionantes ambientais locais e não mais sob os efeitos do empuxo inicial.

6.3.4 Nitrato

Na Tabela 6.11 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Nitrato ao final de campo próximo, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.37) e histogramas angulares (Figura 6.38).

Tabela 6.11 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Nitrato, em janeiro e julho de 2009.

Nitrato (mg N/L)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	Araçá Novo	0,001	0,001	0,008
	Cigarras	0,005	0,003	0,016
	Itaquanduba	0,001	0,001	0,006
Jul/2009	Araçá Novo	0,002	0,002	0,013
	Cigarras	0,007	0,004	0,026
	Itaquanduba	0,002	0,001	0,008

Figura 6.37 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Nitrato no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.

Figura 6.38 - Histogramas angulares de concentração de Nitrato das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Concentração de Nitrato

Jul/2009 - AracaNovo - Concentração de Nitrato

Jan/2009 - Cigarras - Concentração de Nitrato

Jul/2009 - Cigarras - Concentração de Nitrato

Jan/2009 - Itaquanduba - Concentração de Nitrato

Jul/2009 - Itaquanduba - Concentração de Nitrato

Como pode ser observado pelos resultados, o parâmetro Nitrato resultou em concentrações bem abaixo do limite da Resolução CONAMA N.º 357/2005 (0,4 mg N/L) em todos os emissários e meses simulados. Isto é justificado pelos baixos valores encontrados nas coletas realizadas nas EPC's, de 0,5 e 0,8 mg N/L, em janeiro e julho, respectivamente. Desta forma, a diluição ocorreu de forma consideravelmente eficiente, e, portanto, não foi necessária a realização da modelagem deste parâmetro em campo distante.

6.3.5 Fósforo

Na Tabela 6.12 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Fósforo ao final de campo próximo, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.39) e histogramas angulares (Figura 6.40).

Tabela 6.12 - Estatísticas da modelagem de campo próximo para concentração de Fósforo, em janeiro e julho de 2009.

Fósforo (mg P/L)				
Mês	Emissários	50% do tempo	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	Araçá Novo	0,003	0,003	0,024
	Cigarras	0,016	0,008	0,049
	Itaquanduba	0,028	0,022	0,112
Jul/2009	Araçá Novo	0,009	0,007	0,058
	Cigarras	0,032	0,019	0,111
	Itaquanduba	0,001	0,001	0,003

Figura 6.39 - Frequência de ocorrência para as concentrações de Fosfato no campo próximo, em janeiro e julho de 2009.

Figura 6.40 - Histogramas angulares de concentração de Fosfato das plumas dos emissários, em janeiro e julho de 2009.

Jan/2009 - AracaNovo - Concentração de Fosfato

Jul/2009 - AracaNovo - Concentração de Fosfato

Jan/2009 - Cigarras - Concentração de Fosfato

Jul/2009 - Cigarras - Concentração de Fosfato

Jan/2009 - Itaquanduba - Concentração de Fosfato

Jul/2009 - Itaquanduba - Concentração de Fosfato

Para o parâmetro Fósforo, verifica-se que as concentrações permaneceram abaixo do limite da Resolução CONAMA N.º 357/2005 (0,062 mg P/L), para o emissário do Araçá em todo o tempo dos meses de janeiro e julho. Porém, Itaquaduba o que obteve as maiores concentrações no mês de janeiro devido a elevada concentração inicial (9,9 mg P/L) imposta na simulação, conforme os registros de coleta na EPC. Quanto ao emissário de Cigarras, para a zona de mistura, apresentou maior concentração em julho em apenas 2% do tempo, visto que neste mês a concentração inicial (saída da EPC) foi de 3,5 mg/L, em comparação aos 1,54 mg/L de janeiro.

6.4 Modelagem de campo distante (Delft3D-WAQ)

No gráfico ilustrado na Figura 6.41 pode ser observado um exemplo de taxas de mortalidade devido à radiação solar e a taxa de mortalidade total ao longo do mês de verão e inverno, que ocorrem na região de campo distante.

Figura 6.41 – Exemplo das taxas de mortalidade total e devido à radiação solar de coliformes fecais na calha central do canal, ponto S4, para os meses de janeiro e julho de 2009.

Como pode ser observado, as taxas de mortalidade são praticamente constantes ao longo dos meses, mas apresentam oscilações durante o dia. Basicamente, devido a incidência maior de radiação solar, o mês de janeiro apresentou taxas de mortalidade maiores que em julho. Em janeiro a média da mortalidade devido à radiação foi de $1,4 \text{ d}^{-1}$, já a mortalidade geral ficou em torno de $2,8 \text{ d}^{-1}$. Para o mês de julho, a média da mortalidade devido à radiação foi de $0,5 \text{ d}^{-1}$, e a mortalidade geral em média de $1,5 \text{ d}^{-1}$. Estes dados indicam que no inverno a quantidade de bactérias coliformes pode sofrer menor decaimento devido à menor incidência de radiação solar na superfície da água.

Consoante com Mancini (1978), os padrões de concentração das bactérias são afetados diretamente e com impacto significativo devido aos efeitos da radiação solar durante o dia. Este efeito letal é explicado devido aos curtos comprimentos de onda, principalmente da radiação ultravioleta, com maior eficiência abaixo de 370 nm. Por conseguinte, a radiação solar pode contribuir de forma significativa com mais da metade da taxa de mortalidade geral, a qual considera o efeito conjunto da salinidade, temperatura da água e radiação sobre o decaimento das bactérias.

6.4.1 *Escherichia coli*

Na Tabela 6.13 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de *E. coli* nos pontos de monitoramento no modelo de qualidade da água, em campo distante, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.42) e mapa com a distribuição das plumas (Figura 6.43).

Tabela 6.13 – Estatística da concentração de *E. coli* nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Mês	Pontos	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)		
		Média	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	C1	0,2	0,3	1,9
	C2	0,9	1,3	9,6
	C3	14,6	16,5	96,7
	S1	16,9	48,5	826,4
	S2	2,1	2,7	29,1
	S3	62,6	85,7	762,0
	S4	1,8	2,6	21,4
	S5	2,6	4,2	28,6
Jul/2009	C1	1,0	1,8	8,3
	C2	2,0	3,8	22,7
	C3	11,8	15,2	91,2
	S1	7,8	12,2	129,9
	S2	2,8	9,9	181,4
	S3	46,1	58,8	532,2
	S4	5,5	7,7	39,0
	S5	7,0	8,6	44,5

Figura 6.42 - Frequência de ocorrência para concentração de *E. coli* nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Figura 6.43 - Distribuição das plumas de *E. coli* na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e no ponto S3 para julho/2009.

Conforme a frequência de ocorrência e os cálculos estatísticos, não foram registradas concentrações de *Escherichia coli* acima do limite de 800 UFC/100mL estabelecido pela Resolução CONAMA N.º 274/2000, nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água, com exceção de um valor máximo de 826,4 UFC/100mL no ponto S1, no mês de janeiro, mas que não permaneceu nem 1% do tempo.

Fundamentado em Ferreira (2015), estes baixos valores são explicados devido ao elevado dinamismo do processo de depuração de esgoto, que tem a tendência de diminuição gradativa da concentração ao longo da distância percorrida, e o decaimento ocorre em função da radiação solar incidente, da clorinidade (salinidade) e da temperatura da água do mar.

De forma geral, em comparação com os resultados das campanhas de monitoramento da CETESB (2017), apontam que na região da Enseada de Caraguatatuba (pontos C1, C2 e C3), não foram encontradas inconformidades para coliformes termotolerantes, enquanto que no Canal de São Sebastião (S1 a S5), ocorreram apenas em 3%, com um máximo de 1.040 UFC/100mL.

Portanto, os resultados gerados pelo modelo de qualidade da água, de certa forma estão em conformidade com a ordem de grandeza dos resultados obtidos em campo através das coletas, embora apresente as diferenças temporais consideradas.

6.4.2 Enterococos

Na Tabela 6.14 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Enterococos nos pontos de monitoramento no modelo de qualidade da água, em campo distante, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.44) e mapa com a distribuição das plumas (Figura 6.45).

Tabela 6.14 - Estatística da concentração de Enterococos nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Enterococos (UFC/100mL)				
Mês	Pontos	Média	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	C1	0,002	0,003	0,022
	C2	0,008	0,011	0,096
	C3	0,113	0,146	0,899
	S1	0,753	1,658	26,633
	S2	0,037	0,085	1,280
	S3	0,725	0,980	8,981
	S4	0,031	0,049	0,379
	S5	0,039	0,069	0,386
Jul/2009	C1	0,013	0,019	0,086
	C2	0,027	0,040	0,243
	C3	0,124	0,152	0,875
	S1	2,336	4,036	39,910
	S2	0,086	0,232	3,313
	S3	0,532	0,586	5,596
	S4	0,069	0,083	0,621
	S5	0,080	0,085	0,464

Figura 6.45 - Distribuição das plumas de Enterococos na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e também julho/2009.

Fundamentado nos resultados, o parâmetro de Enterococos não foram registradas concentrações acima do limite de 100 UFC/100mL estabelecido pela Resolução CONAMA N.º 274/2000, em nenhum instante de tempo nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Vale ressaltar que o Enterococos, por apresentar uma resistência maior aos efeitos da salinidade do que os coliformes termotolerantes (fecais), deve ser considerado um melhor indicador de poluição fecal menos recente, assim como já utilizado pela CETESB. Além disso, o *E. coli* é possivelmente não conveniente para águas tropicais devido à possibilidade de crescimento em solo e água, e também pode ser confundido com microrganismos de origem não fecal (WHO, 1999).

6.4.3 Amônio

Na Tabela 6.15 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Amônio nos pontos de monitoramento no modelo de qualidade da água, em campo distante, assim como frequência de ocorrência (Figura 6.46) e mapa com a distribuição das plumas (Figura 6.47).

Tabela 6.15 - Estatística da concentração de Amônio nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Amônio (mg N/L)				
Mês	Pontos	Média	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	C1	0,0003	0,0003	0,0014
	C2	0,0004	0,0004	0,0019
	C3	0,0008	0,0006	0,0028
	S1	0,0005	0,0007	0,0064
	S2	0,0027	0,0062	0,0521
	S3	0,0011	0,0011	0,0068
	S4	0,0011	0,0012	0,0054
	S5	0,0009	0,0009	0,0043
Jul/2009	C1	0,0003	0,0004	0,0016
	C2	0,0004	0,0003	0,0013
	C3	0,0007	0,0006	0,0028
	S1	0,0004	0,0004	0,0030
	S2	0,0010	0,0023	0,0234
	S3	0,0013	0,0009	0,0085
	S4	0,0009	0,0007	0,0046
	S5	0,0008	0,0005	0,0025

Figura 6.46 - Frequência de ocorrência para concentração de Amônio nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Figura 6.47 - Distribuição das plumas de Amônio na superfície, no instante de valor máximo no ponto S2 para janeiro/2009 e também julho/2009.

O parâmetro Amônio não apresentou concentrações acima do limite de 0,4 mg N/L estabelecido pela Resolução CONAMA N.º 357/2005, em nenhum ponto de monitoramento considerado no modelo de qualidade da água. Ou seja, mesmo o emissário do TEBAR, que possui a maior concentração inicial de 125,5 mg/L não foi capaz alcançar o ponto S2, mais próximo deste emissário, com valores próximos ao limite.

6.4.4 Nitrato

Conforme observado nos resultados de campo próximo (6.3.4), o nitrato apresentou concentrações muito abaixo do limite da Resolução CONAMA N.º 357/2005 (0,4 mg N/L) e por isso não foi necessário a sua simulação no campo distante.

6.4.5 Fosfato

Na Tabela 6.16 é apresentado um resumo estatístico das concentrações de Fosfato nos pontos de monitoramento no modelo de qualidade da água, em campo distante e mapa com a distribuição das plumas (Figura 6.48).

Tabela 6.16 - Estatística da concentração de Fosfato nos pontos de monitoramento do modelo de qualidade da água.

Fosfato (mg P/L)				
Mês	Pontos	Média	Desv. Pad.	Máximo
Jan/2009	C1	1E-05	1E-05	4E-05
	C2	1E-05	9E-06	4E-05
	C3	2E-05	1E-05	8E-05
	S1	5E-05	1E-04	2E-03
	S2	7E-06	1E-05	8E-05
	S3	3E-05	4E-05	3E-04
	S4	8E-06	1E-05	5E-05
	S5	9E-06	9E-06	5E-05
Jul/2009	C1	1E-05	1E-05	4E-05
	C2	1E-05	1E-05	6E-05
	C3	2E-05	2E-05	1E-04
	S1	3E-06	2E-06	1E-05
	S2	4E-06	4E-06	2E-05
	S3	5E-05	5E-05	4E-04
	S4	1E-05	2E-05	7E-05
	S5	2E-05	2E-05	7E-05

Figura 6.48 - Distribuição das plumas de Fosfato na superfície, no instante de valor máximo no ponto S1 para janeiro/2009 e S3 para julho/2009.

Conforme os resultados apresentados, os valores de concentração nos pontos de monitoramento para fosfato foram muito abaixo dos valores limites estabelecidos na CONAMA 357/2005 (0,062 mg P/L), desta forma, não foram gerados

os gráficos de frequência de ocorrência. Os mapas de concentração mostram que toda a faixa costeira da região do emissário Araçá e Cigarras, principalmente no mês de janeiro, está sujeita aos impactos das plumas desses efluentes, porém com valores muito abaixo dos limites.

7 CONCLUSÕES

Esta pesquisa compreendeu a implementação e análise de diferentes modelos matemáticos hidrodinâmicos utilizando o acoplamento dos modelos de campo próximo (CORMIX) e campo afastado (Delft3D), com qualidade da água, para o estudo da variabilidade sazonal (verão e inverno) do regime de correntes marítimas na região e principalmente da dispersão de efluentes dos quatro emissários submarinos no Canal de São Sebastião, no Litoral Norte de São Paulo.

Os resultados do modelo reproduziram satisfatoriamente as condições hidrodinâmicas sazonais estabelecidas por outros estudos na região (MESQUITA E HARARI, 1989; SILVA, 1995; HM, 2005; FORTIS, 2005; RODRIGUES, 2009; ANSANELLI, 2014; BATISTA, 2016; BIROCCHI, 2018). Além disso, os parâmetros estatísticos obtidos no processo de validação permitem afirmar que os resultados do modelo são válidos com um alto grau de confiança e representam bem a circulação marinha nas regiões adjacente e central do Canal de São Sebastião.

Constatou-se que a principal forçante que determina a circulação hidrodinâmica no Canal de São Sebastião é a ação dos ventos, que possui na maior porcentagem de tempo o deslocamento de massas líquidas para o setor NE, principalmente quando ocorre entrada de frente fria, provenientes de S. Pode-se afirmar que somente a ação dos ventos trará um significativo grau de dispersão das plumas dos emissários, acarretando em um deslocamento maior e consequentemente um maior decaimento dos poluentes.

Na modelagem de campo próximo, utilizando o CORMIX, os resultados mostraram que as correntes influenciaram significativamente o transporte inicial das plumas nos emissários do Araçá, Cigarras e Itaquanduba. Para o TEBAR, devido às características do próprio efluente industrial, sua pluma apresentou um empuxo negativo que submerge após alguns metros do lançamento, com grande potencial de impacto bêntico na área circunvizinha do sistema difusor. Verificou-se que para os meses simulados a estratificação não foi significativa. De forma geral, as plumas apresentaram uma boa diluição inicial para os emissários de Araçá e Itaquanduba, com médias de 524 e 860 vezes, respectivamente, enquanto o Cigarras e TEBAR com médias em 180 e 60, respectivamente. No mês de janeiro a diluição foi maior no emissário de Araçá, com correntes predominantes para o setor SW, enquanto em julho foi o emissário de Itaquanduba, com correntes para o setor NE do canal.

Ainda nos resultados de campo próximo, as concentrações encontradas na região de equilíbrio hidrostático foram relatadas para *Escherichia coli* e Enterococos acima do limite de 800 UFC/100ml e 100 UFC/100ml, respectivamente, na maior parte do tempo para todos os emissários com lançamento de esgoto doméstico. Isto foi devido aos altos valores iniciais utilizados, tanto no verão como no inverno, e Cigarras o que apresentou menor eficiência na diluição e consequentemente as maiores concentrações. O emissário do TEBAR, por possuir a maior concentração inicial de amônio, foi o que apresentou os maiores valores e sempre acima do limite CONAMA (0,4 mg N/L). O parâmetro nitrato, por possuir baixas concentrações iniciais, a diluição foi consideravelmente eficiente. As concentrações no final de campo próximo para o fosfato ficaram acima do limite CONAMA em um curto período de tempo, comprovando uma diluição também eficiente.

Para o campo distante, utilizando os modelos hidrodinâmico (Delft3D-FLOW) e de qualidade da água (Delft3D-WAQ), para o monitoramento da dispersão das plumas dos emissários submarinos nos pontos de monitoramento da CETESB, foram capazes de representar o decaimento bacteriano e o ciclo diário dos coliformes termotolerantes, os quais dependem, principalmente, da radiação solar. Também, mostrou-se que as plumas dos emissários, em qualquer parâmetro analisado, percorreram grandes distâncias, porém a poluição causada por tais fontes nos pontos selecionados e também nas praias locais não extrapolaram os limites estabelecidos pelo CONAMA, com concentrações muito baixas e praticamente desprezíveis.

Os mapas de distribuição de plumas de *E. coli* e Enterococos mostram que toda a faixa costeira da região do emissário Araçá e de Cigarras está sujeita aos impactos das plumas desses efluentes, por exemplo, no dia em que houve a máxima concentração de poluentes no ponto S1, em janeiro (Figura 6.43 e Figura 6.45), porém ressalta-se que as concentrações são muito baixas. Também, verificou-se que as praias de Ilhabela não são afetadas pelas plumas dos emissários, apesar da maior proximidade do emissário de Itaquanduba.

Conforme já alertado por Marcellino (2000), é importante salientar que os resultados apresentados neste trabalho se baseiam principalmente em informações de projeto, e, portanto, não contemplam as situações que correspondem a uma má operação ou falta de manutenção nos sistemas dos emissários. Conforme dados coletados em campo (DTA, 2015), amostras de coliformes termotolerantes na EPC do emissário Araçá chegam ao máximo de $1.6 \cdot 10^6$ UFC/100mL, em verão e inverno,

sendo este um valor muito abaixo do considerado por Marcellino (2000), que utilizou $5,6 \cdot 10^6$ UFC/100mL (projeção de esgoto para 2040), também considerado nas simulações desta pesquisa e de Birocchi (2018). Além disto, os valores de Enterococos no período de verão foram superestimados nas simulações ($5 \cdot 10^4$ UFC/100mL) visto que nas coletas de campo os valores foram abaixo de $1 \cdot 10^2$ UFC/100mL. O mesmo ocorreu para o parâmetro de amônio, em que as coletas de campo na EPC apresentaram valores abaixo do limite de quantificação, e assim, foram utilizadas concentrações majoradas, iguais de Itaquaduba (30,0 e 69,2 mg N/L).

Isto posto e diante dos resultados de campo distante, mesmo extrapolando os valores de concentração inicial, os pontos de monitoramento da CETESB no modelo indicaram valores abaixo dos limites CONAMA em todos os parâmetros analisados, estando de acordo com as campanhas de monitoramento da CETESB (2016b). Isto vem confirmar a eficiente diluição que os emissários foram dimensionados, e que, também, para os meses simulados, não apresentam riscos de exceder os limites das resoluções CONAMA (274/2000 e 357/2005).

Por fim, há um grande potencial ainda a ser investigado através dos modelos numéricos utilizados, principalmente em qualidade da água. Pode-se considerar o uso de indicadores com as concentrações de qualidade da água no sedimento, relacionado com a adsorção do fosfato principalmente, visto que são onde ficam retidos e acumulados as maiores concentrações, assim como já realizado pela CETESB em suas coletas de monitoramento *in situ*. Também, realizar projeções futuras da população atendida e do aporte de esgotos por emissários submarinos, para assim, simular futuros cenários de dispersão de plumas. Esta modelagem ambiental também poderia ser ampliada com a avaliação do potencial de poluição e o controle do uso dos recursos hídricos, a partir de um banco de dados que incluísse indicadores de qualidade da água, sedimento e dados hidrometeorológicos (vazões em rios; pluviometria; ventos; indicadores microbiológicos; OD; DBO; nutrientes, entre outros). Estas informações de campo subsidiariam, além do processo de monitoramento, a calibração e validação do modelo numérico.

Portanto, a metodologia descrita neste trabalho revelou-se como uma abordagem consistente com os parâmetros monitorados disponíveis, acreditando-se ser uma contribuição válida em planejamento da engenharia hidráulica e ambiental para fornecer subsídios à tomada de decisão com relação ao projeto, regulamentação

de emissários submarinos, investigação e acompanhamento do desempenho da dispersão de efluentes em ambientes de disposição oceânica de esgotos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABESSA, D.; RACHID, B.; MOSER, G.; OLIVEIRA, A. **Efeitos ambientais da disposição oceânica de esgotos por meio de emissários submarinos: uma revisão.** Artigo de Revisão. Revista O Mundo da Saúde, v. 36, p. 643 - 661, 2012.

ABRH (Associação Brasileira de Recursos Hídricos). **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos.** Renato Castiglia Feitosa... [et al.]; Rui Carlos Vieira da Silva, ed. – Porto Alegre: ABRH, 2007.

AESBE (Associação das Empresas de Saneamento Básico Estaduais). **Proposta Complementar à Resolução CONAMA Nº 357/2005 Sobre Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes para o Setor de Saneamento em Atendimento à Resolução CONAMA Nº 397/2008.** Brasília, nov. 2009. 28p.

ALFREDINI, P.; ARASAKI, E. **Engenharia Portuária.** 1ª edição. Editora Edgard Blücher, São Paulo, 2014.

ANSANELLI, L. C. **Correntes residuais de maré no Canal de São Sebastião (SP).** Monografia apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia. São Paulo, 2014.

ARASAKI, E. **Distribuição e estrutura da macrofauna bêntica no Canal de São Sebastião, São Paulo, Brasil.** Dissertação de mestrado. Instituto de Oceanografia – Universidade de São Paulo.. São Paulo, 1997. 143p.

ARASAKI, E. **Sistemas predominantes de tratamento de esgoto na costa paulista – metodologia para a tomada de decisão.** Tese de doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2004. 350p.

BARCELLOS, R. L. B. **Processo sedimentar atual e a distribuição da matéria orgânica sedimentar (C, N e S) do Canal de São Sebastião e plataforma continental adjacente.** Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2000. 187 p.

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)** / S.C. Baptistelli. -- ed.rev. Tese de doutorado apresentado a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2008. 314 p.

BAPTISTELLI, S. C. Seminário: **“Alternativas de Destinação Final de Esgotos Sanitários e Estudo de Emissário Submarino para o Município de Florianópolis”** - Teoria Geral dos Emissários Submarinos. Florianópolis, nov. 2009.

BATISTA, S. S. **Avaliação dos efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP) através de modelagem ambiental.** Dissertação de

Mestrado. Curso de Pós-graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) do Instituto de Energia e Ambiente da USP (IEEUSP). São Paulo, 2016.

BIROCCHI, P. **Estudo do impacto de efluentes dos emissários submarinos nas áreas adjacentes ao Canal de São Sebastião, SP**. Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Física. São Paulo, 2018. 170 p.

BLENINGER, T. **Coupled 3D hydrodynamic models for submarine outfalls: Environmental hydraulic design and control of multiport diffusers**. Doctoral thesis. Karlsruhe, 2006. 219 pp.

BLENINGER, T. & JIRK, G.H. **Modelling and Environmentally sound management of brine discharge from desalinization plants**. Desalination 221(1)-585-587. 2008.

BLENINGER, T.; FALKENBERG, A.; TREVISAN, A.; MARANHÃO, M. O.; ISHIKAWA, M.; RIBEIRO, P.; BARLETTA, R. **Combining measurements, models and decision support systems to optimize outfall siting**. DOI 10.4322. Revista DAE. 2016.

BLOGG, H. **The Teignmouth Model**. Master of Science thesis. Civil Engineering at the Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Hydraulic and Offshore Engineering Division at Delft University of Technology. Holand, 2001.

BRAGA, E.S.; BONETTI, C.V.D.H.; BURONE, L. & BONETTI FILHO, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford (UK), 40(2): pp. 165-173, 2000.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Brasília, DF, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Nº 357**, de 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. 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. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução Nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resoluções Conama**: Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 2012. 1126 p.

BRASIL. **Defesa e Segurança – Zonas Costeiras**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/defesa-e-seguranca/2011/12/ibge-e-marinha-lancam-atlas-geografico-das-zonas-costeiras-e-oceanicas>>. Acesso em 18/08/2016a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Gerenciamento Costeiro**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/a-zona-costeira-e-seus-m%C3%BAltiplos-usos>>. Acesso em: 18/08/2016b.

CAMARGO, R. & HARARI, J. Tides and wind-driven circulation in the tropical and southern Atlantic Ocean: The BRAZCOAST System. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, Beijing (China), 7(5): pp. 476-480, 2014.

CASTRO, B. M. D.; L. B. D. MIRANDA. **Hydrographic properties in the São Sebastião channel: daily variations observed in march 1980**. *Revista Brasileira de Oceanografia* 46(2). 1998.

CASTRO, B. M. **Correntes e massas de água da plataforma continental norte de São Paulo**. Tese de livre docência. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1996. 248 p.

CECILIO, R. O. **Estrutura tridimensional das correntes geradas pelo vento na Plataforma Continental da Região Sul do Brasil**. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

CPEA (Consultoria, Planejamento e Estudos Ambientais). **Relatório de Impacto Ambiental – RIMA**. Plano Integrado Porto Cidade – PIPC. Edição revisada e atualizada. São Sebastião - SP, 2011.

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas costeiras do Estado de São Paulo - Balneabilidade das praias 2004**. São Paulo. 2005. 389p.

CETESB (São Paulo). **Relatório de Monitoramento de Emissários Submarinos**. São Paulo, 2007a.

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas litorâneas do Estado de São Paulo: balneabilidade das praias – 2006**. São Paulo, 2007b. 365 p.

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas litorâneas do Estado de São Paulo – 2007**. São Paulo, 2008. 294 p.

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo - 2008**. Série Relatórios. Monitoramento das Águas Projeto Ambiental Estratégico Onda Limpa: saneamento básico e qualidade das praias (25 anos). São Paulo, 2009a. 330 p.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. Apêndice B. Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes. São Paulo, 2009b. 29 p.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo - 2013**. São Paulo, 2014. 194 p.

CETESB. **Emissários Submarinos**. Disponível em: <<http://praias.cetesb.sp.gov.br/emissarios-submarinos/>>. Acesso em: 18 de ago. 2016a.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo - 2015**. Série Relatórios. São Paulo, 2016b. 188 p.

CETESB (São Paulo). **Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo - 2016**. São Paulo, 2017. 184 p.

DELTAES. **Validation Document Delft3D-FLOW** - A software system for 3D flow simulations. 2008. 182 p.

DELTAES. **Water Quality Model of Gatun Lake for Expanded Panama Canal**. Part II - Modelling of the Future Situation. Panama, 2009. 217 p.

DELTAES. **Delft3D-FLOW User Manual**: simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenomena, including sediments. Version 3.15.34158. Delft (Netherlands): Deltares Systems, 710p, 2014a.

DELTAES. **D-Water Quality User Manual**: Versatile water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes. Version: 4.99.34158. Delft (Netherlands): Deltares Systems. 414p, 2014b.

DELTAES. **D-Water Quality - Processes Library Description** - Technical Reference Manual. Version: 5.01.34078. Delft (Netherlands): Deltares Systems. 459p, 2014c.

DELTAES. **Open Earth: Delft Dashboard**. Delft (Netherlands): Deltares Systems, 2017. Disponível em: <<https://publicwiki.deltares.nl/pages/viewpage.action?pageId=42401894>>. Acesso em: 20 de mai. 2017.

DONEKER, R. L.; JIRKA, G.H. **Expert Systems for Design and Mixing Zone Analysis of Aqueous Pollutant Discharges**. Journal of Water Resources Planning and Management, 117(6), 1991. 679-697.

DONEKER, R. L., JIRKA, G. H. **A hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters**. CORMIX User Manual. EPA-823-K-07-001. Washington, D.C. 2007.

DTA ENGENHARIA. **Terceiro Relatório Final Anual Referente ao Monitoramento Ambiental da Área de Influência do Emissário Submarino do Araçá**, no Município de São Sebastião – SP (MA-ARAÇÁ-MONIT-RT-BI-0024). São Paulo, 2015. 183p.

EMILSSON, I. **As correntes marítimas no Canal de São Sebastião**. Ciência & Cultura, nº 14, v.4, p. 269-270. 1962.

FALCÃO BAUER. **Monitoramento ambiental do Canal de São Sebastião no entorno do emissário de Itaquanduba** - Relatório técnico – Final - relatório ambiental Nº 270924/2013. São Paulo, 2013. 276 p.

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**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE USP), Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM), São Paulo (SP): 2015. 134p.

FORTIS, RICARDO MATTOS. **Modelagem computacional da dispersão da pluma dos emissários submarinos do TEBAR – PETROBRÁS**. Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Escola Politécnica da USP. São Paulo, 2005. 181p.

GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. P. **Disposição oceânica de esgotos sanitários**. História, teoria e prática, 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 348 p

GOOGLE. **Google Earth**. website. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/>>. Acesso em: set. 2016.

GREGORIO, H. P. **Modelagem numérica da dispersão da pluma do emissário submarino de Santos**. Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP), Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, São Paulo (SP): 2009. 108p.

HARARI, J. **Fundamentos de modelagem numérica em Oceanografia**. São Paulo (SP). SALT Sea & Limno Technology, 2015. 246p.

HARARI, J. **Modelos numéricos aplicados a processos costeiros e estuarinos**. Apostila para disciplina de pós-graduação do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, IOF 814. São Paulo, 1989.

HM. **Consultoria técnica para a caracterização de parâmetros ambientais para o estudo de impacto ambiental da ampliação do Porto de São Sebastião (São Sebastião, SP)**. Relatório Final. São Paulo, 2005.

HORITA, C. O. **Acoplamento hidrodinâmico de modelos tridimensionais para lançamentos de Efluentes de emissários submarinos ou subfluviais**. Tese de doutorado, Engenharia de Recursos Hídrico e Ambiental da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2016. 226 p.

IBGE. **São Sebastião**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-sebastiao/panorama>>. Acesso em 20/08/2017a.

IBGE. **Ilhabela**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ilhabela/panorama>>. Acesso em 20/08/2017a.

JIRKA, G.H.; AKAR, P.J. **Hydrodynamic Classification of Submerged Multiport-Diffuser Discharges**. Journal of Hydraulic Engineering, 117 (9). 1991, 1095-1112.

JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L.; HINTON, S.W. **User's manual for CORMIX: a hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters**. DeFrees Hydraulics Laboratory, School of Civil and Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca, New York. 1996.

JIRKA, G.H. **Buoyant surface discharge into water bodies**. II: jet integral model. Journal of Hydraulic Engineering, 133(9), 1021-1036. 2007.

JONES, H. F. E.; HAMILTON, D. P.. **Assessment of the Waikato River estuary and delta for whitebait habitat management: field survey**, GIS modelling and hydrodynamic modelling. Prepared for Waikato Regional Council. Environmental Research Institute Report No. 27, University of Waikato, Hamilton. 2014, 79 p.

KVINGE, T. **On the special currents and water level variations in the Channel of São Sebastião**. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo, 16(1):23-38. 1967.

MANCINI, J.L. **Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions**. Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria (VA, USA), 50(11): pp. 2477-2484, November 1978.

MATHWORKS. **MATLAB**: the language of technical computing. 2015. Disponível em: <<https://www.mathworks.com/company/aboutus/products.html>>. Acesso em: 27 jul. 2017.

MARCELLINO, E. B. **Sistematização dos projetos de emissários submarinos da SABESP e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. Dissertação de mestrado**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2000. 303p.

MESQUITA, A. R.; HARARI, J. **Tides and tides gauges of Cananeia and Ubatuba - Brazil**. Relatório do Instituto Oceanográfico, p. 1-14, 1983.

MIRANDA, L. D. **Análise de massas de água da plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) a Ilha de São Sebastião (SP)**. Livre Docência, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1982.

MONTONE, R.C.; BÍCEGO, M.C. **Indicadores químicos de esgotos**. In: BAPTISTA-NETO, J.A.; WALLNER-KERSANACH, M. & PATCHINEELAM, S.M. Poluição marinha. Rio de Janeiro (RJ): Interciência, 2008. p. 397-412.

NEVES, R. **Numerical models as decision support tools in coastal areas. Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources**. NATO Security through Science Series, 2007. p. 171-195.

ORTIZ, J.P.; BESSA, K.L. **Modelagem computacional de descarga de efluente em canal com análise dos campos próximo e distante**. In: IAHR. São Pedro, SP, Brasil, 2004.

OPISS. **Oceanografia da Plataforma Interna da Região de São Sebastião – Relatório anual.** Relatório apresentado à FAPESP, São Paulo, 1995. Não publicado.

PRILOP, K.; LORENZ, M.; LE, H.; HIEU, N. Q.; MEON, G.; QUAN, N. H. **A 3D-hydrodynamic and water quality model of the Thi Vai river under strongly tidal effect.** 4th VNU – HCM International Conference for Environment and Natural Resources ICENR. Ho Chi Minh City, Vietnam, 2014. 8 p.

RIJN, L.C. VAN; WALSTRAA, D.J.R.; GRASMEIJER, B; SUTHERLAND, J.; PAN, S; SIERRAE, J.P. **The predictability of cross-shore bed evolution of Sandy beaches at the time scale of storms and seasons using process-based Profile models.** Coastal Engineering 47. 2003, 295–327.

ROBERTS, P.J.W, SALAS, J.H., REIFF, F.M., LIBHABER, M., LABBE, A., THOMSON, J.C. **Marine Wastewater Outfalls and Treatment Systems.** 1.ed. London: IWA Publishing, 2010.

RODRIGUES, MARCELO. **Modelagem numérica do comportamento de derrames de óleo como método de gestão ambiental, em planos de contingência aplicada ao Canal de São Sebastião (SP).** ed.rev. Tese de doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2009. 134 p.

ROSMAN, P. C. C. **Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos.** In: SILVA, RUI CARLOS VIEIRA DA (Org.). Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 3. 1. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997. p. 231–351.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do Sisbahia®** - última revisão 07/11/18. Rio de Janeiro, 2018. 399 p.

SABESP. **Interpretação dos Resultados do Monitoramento do S.E.S. Cigarras** Rnec/2011/2012/2013 - Anexo do Parecer Técnico. São Paulo, 2014. 49 p.

SAHA, S., MOORTHY, S., WU, X., WANG, J., NADIGA, S., TRIPP, P., BEHRINGER, D., HOU, Y., CHUANG, H., IREDELL, M., EK, M., MENG, J., YANG, R., MENDEZ, M. P., VAN DEN DOOL, H., ZHANG, Q., WANG, W., CHEN, M., AND BECKER, E. **NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)** Selected Hourly Time-Series Products, January 1979 to December 2010. Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory (2010). Disponível em: <<https://doi.org/10.5065/D6513W89>>. Acessado em: 01 Maio. 2017a.

SAHA, S., MOORTHY, S., WU, X., WANG, J., NADIGA, S., TRIPP, P., BEHRINGER, D., HOU, Y., CHUANG, H., IREDELL, M., EK, M., MENG, J., YANG, R., MENDEZ, M. P., VAN DEN DOOL, H., ZHANG, Q., WANG, W., CHEN, M., AND BECKER, E.. **NCEP Climate Forecast System Version 2 (CFSv2)** Selected Hourly Time-Series Products. Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory (2011). Disponível em: <<https://doi.org/10.5065/D6N877VB>>. Acessado em: 01 Maio. 2017b.

SARDAR, T.; XU, A.; RAZIQ, A. **Downward shortwave radiation estimation and spatial assessment on sites over complex terrain applying integrative approach of MTCLIM-XL, interpolation, RS and GIS**. DOI 10.1007/s10669-017-9637-6. Springerlink.com. Springer. 2017.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Nº 10.019**, de 03 de julho de 1998. Dispõe sobre o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. São Paulo, 1998. 6p.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto 49.215**, de 07 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor do Litoral Norte, prevê usos e atividades para as diferentes zonas, estabelece diretrizes, metas ambientais e socioeconômicas e dá outras providências, nos termos estabelecidos pela Lei nº 10.019, de 3 de julho de 1998. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. São Paulo, 2004. 10p.

SÃO PAULO (Estado) - Secretaria do Meio Ambiente. **Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento - Submarine outfalls: design, compliance and environmental monitoring**. Editores: Cláudia Condé Lamparelli, Jayme Pinto Ortiz; revisão técnica Cláudia Condé Lamparelli ... [et al.]. São Paulo: SMA, 2006. 240 p.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto Estadual Nº 53.528**, de 8 de outubro de 2008. Cria o Mosaico das Ilhas e Áreas Marinhas Protegidas do Litoral Paulista, e dá providências correlatas. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. São Paulo, 2008. 2p.

SÃO PAULO (Estado). **Programa Estadual de Apoio à Elaboração de Planos Municipais de Saneamento - São Sebastião**. Relatório R4 – Revisão 03 – Proposta de Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico - Versão Revisada com a Incorporação dos Comentários da SSRH – Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. São Paulo, 2010a. 242p.

SÃO PAULO (Estado). **Programa Estadual de Apoio à Elaboração de Planos Municipais de Saneamento - Ilhabela**. Relatório R4 – Revisão 02 – Proposta de Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico - Versão Revisada com a Incorporação dos Comentários da SSRH – Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. São Paulo, 2010b. 213p.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto 62.913**, de 08 de novembro de 2017. Dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor do Litoral Norte, e dá providências correlatas. São Paulo, 2017. 15 p.

SEPA (SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY). **Policy No. 28**, Version 1, September 1998. Stirling, Scotland.

SILVA, LOURVAL S. **Condições Oceanográficas no Canal de São Sebastião**: fevereiro de 1994 a março de 1995. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1995. 130 p.

SILVA, L. D. S.; L. B. MIRANDA; e B. M. CASTRO. **Numerical study of circulation and thermohaline structure in the São Sebastião Channel**. Revista Brasileira de Geofísica, 23. 2005

SOCOLOFSKY, S. A.; BLENINGER, T.; DONEKER, R. L. **Jets and Plumes**. In: Handbook of Environmental Fluid Dynamics, volume one, 2013, p. 329–348.

SUBTIL, E.L. **Tratamento de águas residuárias utilizando emissários submarinos: avaliação do nível de tratamento para uma disposição oceânica absolutamente segura**. Tese de doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (POLI USP), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo (SP): 2012. 218p.

PRFEITURA DE ILHABELA. **Lei municipal nº 421/2006** - Dispõe sobre a instituição do plano diretor de desenvolvimento socioambiental do município de Ilhabela e dá outras providências. Ilhabela, 2006.

TWIGT, D. J. **3D temperature modeling for the South China Sea using remote sensing data**. Master of Science Thesis – TUDeft – WL Delft Hydraulics. April 18, 2006. 230 p.

UNEP/UNIDO/WHO. **Assessment of the Situation regarding used Lubricating Oils in the Mediterranean Basin and Suggested Progressive Measures for their elimination as Marine Pollutants**. UNEP(OCA)/MED WG.3/Inf.4. UNEP, Athens, 1989.

UNEP/WHO: **Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities**. MAP Technical Reports Series No. 112 UNEP, Athens, 1996.

WALSTRA, D. J. R.; VAN RIJN, L. C.; BLOGG, H.; VAN ORMONDT, M. **Evaluation of a hydrodynamic area model based on the COAST3D data at Teignmouth 1999**. In: Proceedings of 4th Coastal Dynamics Conference, Report TR121, Wallingford (UK), pp. D1-D4. 2001.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION, **“Health-Based Monitoring of Recreational Waters: The Feasibility of a New Approach (The Annapolis Protocol)”**. U.S. Environmental Prot. Agency. 1999.

WILLMOTT, C. J. **Some comments on the evaluation of the model performance**. Bulletin of the American Meteorological Society, 63(11): pp. 1309-1313, November, 1982.

ZHANG, XUE-YOUNG. **Ocean Outfall Modeling** – Interfacing Near and Far Field Models with Particle Tracking Method. Submitted to the Department of Civil and Environmental Engineering in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor at the Massachusetts Institute of Technology. Massachusetts, 1995. 161p.

YANG, SAMUEL 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. Dissertação de mestrado em Ciência Ambiental – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2016.