**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL**

SILVANA SIMONE BATISTA

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE O
SISTEMA COSTEIRO DE UBATUBA (SP) ATRAVÉS DE
MODELAGEM AMBIENTAL**

**SÃO PAULO
2016**

SILVANA SIMONE BATISTA

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE AÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE O SISTEMA
COSTEIRO DE UBATUBA (SP) ATRAVÉS DE MODELAGEM AMBIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Joseph Harari

Versão Corrigida

(versão original disponível na Biblioteca do Instituto de Energia e Ambiente e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP)

SÃO PAULO
2016

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.

FICHA CATALOGRÁFICA

Batista, Silvana Simone.

Avaliação dos efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP) através de modelagem ambiental / Silvana Simone Batista; Orientador: Joseph Harari. – São Paulo, 2016.

121 f.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo.

1. Modelagem ambiental. 2. Modelagem hidrodinâmica. 3. Qualidade da água. 4. Litoral Norte de São Paulo. 5. Delft3D. I. Título.

Nome: BATISTA, Silvana Simone.

Título: Avaliação dos efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP) através de modelagem ambiental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Jugamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Jugamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Jugamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Presidente Assinatura: _____

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Pai Criador pela coragem na escolha dos meus caminhos, pela proteção no meu caminhar e pela força para não desistir.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Joseph Harari, pela oportunidade de fazer o mestrado pelo PROCAM, por me incentivar e por sempre demonstrar confiança, apoio e otimismo com relação ao meu trabalho e aprendizado.

Às professoras Dra. Mônica Ferreira do Amaral Porto e Dra. Sônia Maria Flores Giancesella e ao professor Dr. Marcelo Dottori por suas dicas e observações que colaboraram e enriqueceram o meu trabalho.

Aos meus colegas do LabSiP (Ana, Adelite, Fernando e Samuel) pela ajuda com a aprendizagem do modelo, pelas trocas de experiências e conhecimentos e pelos momentos de descontração. Um agradecimento especial à Vanilde por sua amizade e companhia no laboratório nesses quase seis anos.

Aos meus pais, José e Maria, por sempre me apoiarem nas minhas escolhas, por entenderem minhas ausências e por me acolherem quando preciso. Sou eternamente agradecida por tudo que fizeram ou deixaram de fazer por mim.

Ao meu noivo Felipe por seu apoio, compreensão e companheirismo ao longo dos últimos 4 anos.

Aos amigos especiais, alguns de longa data, que vez ou outra aparecem para me lembrar que mesmo com as mudanças e reorganizações da vida, a amizade é para sempre.

Aos professores, funcionários e colegas do Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental da USP (PROCAM) e aos professores, funcionários e colegas do Instituto Oceanográfico da USP.

À CAPES pela bolsa concedida que possibilitou a conclusão deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos.

Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.

Madre Teresa.

RESUMO

BATISTA, S.S. **Avaliação dos efeitos de ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba (SP) através de modelagem ambiental**. 2016. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

A região de Ubatuba, sendo polo de atração turística, sofre influência das atividades humanas que modificam algumas características dos corpos de água, devido ao aporte de dejetos humanos, à descarga de poluentes e ao intenso tráfego de embarcações. O objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos das ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba por meio do estudo dos processos de transporte e difusão de poluentes, através de modelos que descrevem os mecanismos e as reações envolvidas na dispersão de hidrocarbonetos de petróleo (HPAs) e indicadores microbiológicos (coliformes termotolerantes e enterococos) na água do mar. Foram utilizados os módulos do sistema de modelagem ambiental Delft3D. O módulo hidrodinâmico foi implementado em uma grade numérica cobrindo a plataforma continental adjacente ao litoral norte de São Paulo. Da análise e validação dos resultados do módulo hidrodinâmico, concluiu-se que o modelo reproduziu satisfatoriamente a circulação marinha na região (valores de *Skill* entre 0,67 e 1,00). A associação dos dados de poluição com os resultados da hidrodinâmica permitiu estudar os mecanismos de dispersão dos poluentes nas enseadas do Flamengo e das Palmas através do módulo de qualidade da água. A concentração de coliformes calculada pelo modelo atingiu o máximo de 1850 NMP/100mL na Enseada do Flamengo, no verão; no caso dos HPAs, o teor máximo foi de 0,92 µg/L. As partes internas da Enseada do Flamengo têm a circulação da água reduzida, bem como a dispersão de poluentes. Os resultados sugerem que os teores de HPAs tiveram menor decaimento ao longo do tempo, o que se deve, provavelmente, às características da região, como baixo hidrodinamismo e baixo teor de nutrientes, que dificultam os processos de degradação de hidrocarbonetos. Por outro lado, os resultados indicaram um decaimento considerável na densidade de bactérias. As taxas de mortalidade de coliformes termotolerantes tiveram alta correlação linear positiva com a salinidade e temperatura ($r = 0,94$ e $r = 0,99$, respectivamente) e as taxas de mortalidade devido à radiação solar apresentaram uma boa contribuição na taxa de mortalidade geral. Na Enseada das Palmas, a máxima densidade de enterococos estimada pelo modelo foi de 1,21 UFC/100mL, no verão. Simulações de dispersão de enterococos mostraram que as regiões mais internas da enseada possuem correntes fracas que não favorecem uma grande dispersão de poluentes para fora da enseada. Os enterococos não tiveram sua taxa de mortalidade correlacionada com a salinidade ($r = -0,02$), porém a temperatura ($r = 0,75$) e a radiação solar parecem ter grande influência no seu decaimento. Com exceção do ponto no Saco da Ribeira, que apresentou concentrações de coliformes acima de 1000 NMP/100mL, em geral, as águas mantiveram condições adequadas de balneabilidade nas duas enseadas. Pode-se afirmar que o sistema de correntes na área de estudo, determinado pela geomorfologia da região, não confere alta capacidade de diluição e dispersão de efluentes nas enseadas. Todavia, a circulação marinha atuante e os processos envolvidos no decaimento dos poluentes são suficientes para difundir e diminuir suas concentrações ao longo das enseadas. Concluiu-se que a modelagem ambiental reproduziu de maneira satisfatória os processos envolvidos no transporte e na difusão de poluentes na água do mar, contribuindo com os estudos sobre os efeitos das atividades humanas no sistema costeiro de Ubatuba.

Palavras-chave: modelagem ambiental, modelagem hidrodinâmica, qualidade da água, litoral norte de São Paulo, Delft3D.

ABSTRACT

BATISTA, S.S. **Assessment of the effects of human activities on the coastal system of Ubatuba (SP) through environmental modeling.** 2016. 121 f. Dissertation (Master in Environmental Science) - Graduate Program in Environmental Science - Institute of Energy and Environment, University of São Paulo, São Paulo, 2016.

The region of Ubatuba, being a place of tourist attraction, is influenced by human activities that modify some features of water bodies due to the dumping of sewage, the discharge of pollutants and heavy boat traffic. The objective of this study was to evaluate the effects of human activities on the coastal system of Ubatuba through the study of transport processes and diffusion of pollutants, through models that describe the mechanisms and reactions involved in the dispersion of petroleum hydrocarbon (PAHs) and microbiological indicators (thermotolerant coliforms and enterococci) in seawater. The modules of the environmental modeling system Delft3D were used in the study. The hydrodynamic module was implemented in a numerical grid covering the continental shelf adjacent to the north coast of São Paulo. From the analysis and validation of the results of the hydrodynamic module, it was concluded that the model satisfactorily reproduced the marine circulation in the region (*Skill* values between 0,67 and 1,00). The association of pollution data with the results of hydrodynamic allowed studying the pollutant dispersion mechanisms in Flamengo Bay and in Palmas Bay through the water quality module. The concentration of coliform calculated by the model reached the maximum of 1850 MPN/100mL in the Flamengo Bay, in summer; in the case of PAHs, the maximum level was 0,92 µg/L. The internal parts of the Flamengo Bay have the circulation of water reduced as well as the dispersion of pollutants. The results suggest that the PAHs concentrations were less decay over time, which is probably due to the regional characteristics, such as low hydrodynamic and low nutrient content, which hamper the hydrocarbon degradation processes. On the other hand, the results indicate a considerable decay in bacterial density. Thermotolerant coliform mortality rates had high positive correlation with salinity and temperature ($r = 0,94$ e $r = 0,99$, respectively), and the mortality rates due to solar radiation had a good contribution to the overall mortality rate. In the Palmas Bay, the maximum enterococci density estimated by the model was 1,21 CFU/100mL in the summer. Enterococci dispersion simulations showed that the internal regions of the bay have weak currents that do not contribute to a large dispersion of pollutants out of the bay. Enterococci have not had their mortality rate correlated with salinity ($r = - 0,02$), but the temperature ($r = 0,75$) and solar radiation seem to have large influence on its decay. With the exception of the point at the Saco da Ribeira, which obtained coliform concentrations above 1000 NMP/100mL, in general, the waters maintained suitable conditions for bathing in the two bays. It can be said that the current system in the study area, determined by the geomorphology of the region, does not provide high capacity for dilution and dispersion of effluents in the bays. However, the marine circulation and the processes involved in the decay of the pollutants are enough to spread and reduce their concentrations along the bays. It was concluded that environmental modeling reproduced satisfactorily the processes involved in the transport and diffusion of pollutants in seawater, contributing to the studies on the effects of human activities on the coastal system of Ubatuba.

Keywords: Environmental modeling, hydrodynamic modeling, water quality, northern coast of São Paulo, Delft3D.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do município de Ubatuba no Estado de São Paulo. Fonte: IBGE – malha digital, 2010.	26
Figura 2 - Mapa e batimetria da região do litoral norte de São Paulo, com destaque para a área das Enseadas do Flamengo e das Palmas, em Ubatuba.	27
Figura 3 – Climatologia dos ventos para a região da Bacia de Santos. Retirado de Gherardi et al. (2008).	29
Figura 4 - Vista aérea do Saco da Ribeira. Fonte: www.ubatubatrip.com.br	32
Figura 5 - Mapa das áreas marinhas protegidas e outras unidades de conservação do Litoral Norte de São Paulo. Fonte: www.ambiente.sp.gov.br	38
Figura 6 - Sistema de coordenadas sigma. Fonte: Mellor, 2004.	41
Figura 7 – Grade numérica cobrindo toda a região do litoral norte de São Paulo, com 491 x 218 pontos.	46
Figura 8 – Mapas de salinidade (imagem à esquerda) e temperatura (à direita) iniciais, na camada de superfície, utilizados na implementação do modelo.	47
Figura 9 - Localização dos pontos de observação dos resultados do módulo hidrodinâmico.	50
Figura 10 - Diagrama com visão dos módulos e fluxo de dados do modelo D3D-WAQ. Retirado de Deltares (2014a).	51
Figura 11 - Mapa das estações de coleta do projeto <i>Atlas de Detalhe Operacional: Região do Saco da Ribeira, Ubatuba (SP)</i> . Fonte: Costa et al. (2009).	55
Figura 12 - Distribuição das concentrações de hidrocarbonetos aromáticos ($\mu\text{g/L}$) na Enseada do Flamengo. Fonte: Costa et al. (2009).	55
Figura 13 – Localização dos pontos de monitoramento dos dados de qualidade da água e localização dos pontos de lançamento de poluentes (losangos vermelhos).	57
Figura 14 - Séries temporais da elevação do nível do mar η (m) no ponto P04, com dados gerados pelo modelo FLOW e dados da previsão de maré.	61
Figura 15 - Séries temporais da elevação do nível do mar η (m) no ponto P04, com dados gerados pelo modelo FLOW e dados medidos pelo marégrafo em Ubatuba.	62
Figura 16 - Séries temporais da elevação do nível do mar η (m) nos pontos P05 a P08 para fevereiro, com resultados do modelo FLOW e dados do modelo de plataforma.	63
Figura 17 - Séries temporais da elevação do nível do mar η (m) nos pontos P05 a P08 para agosto, com resultados do modelo FLOW e dados do modelo de plataforma.	63

Figura 18 - Séries temporais das componentes de velocidade (m/s) no ponto P05 resultantes do modelo FLOW e de dados do modelo de plataforma para fevereiro de 2009.....	65
Figura 19 - Séries temporais das componentes de velocidade (m/s) no ponto P05 resultantes do modelo FLOW e de dados do modelo de plataforma para agosto de 2009.....	65
Figura 20 - Stickplots dos vetores de correntes (V , em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, no ponto P05, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.	69
Figura 21 - Stickplots dos vetores de correntes (V , em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, no ponto P08, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.	69
Figura 22 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), às 03:00h (GMT) do dia 25/02/2009, em condição de maré enchente em sizígia.	70
Figura 23 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), às 21:00h (GMT) do dia 27/02/2009, em condição de maré vazante em sizígia.	70
Figura 24 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), na região de Ubatuba, em condição de maré de sizígia em enchente (à esquerda) e em vazante (à direita).71	
Figura 25 – Stickplots dos vetores de correntes na superfície (V , em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, dos ventos e do campo de densidade, no ponto P02, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.	74
Figura 26 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície (V , em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, dos ventos e do campo de densidade, no ponto P04, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.	74
Figura 27 – Direção e intensidade das correntes (em m/s) na superfície em situação de maré de sizígia, em enchente (à esquerda) e vazante (à direita) em fevereiro.	75
Figura 28 – Direção e intensidade das correntes em superfície (em m/s), às 05:00h (GMT) do dia 09/08/2009, antes da passagem de um sistema frontal.	76
Figura 29 – Direção e intensidade das correntes em superfície (em m/s), às 02:00h (GMT) do dia 11/08/2009, durante a passagem de um sistema frontal.	76
Figura 30 – Direção e intensidade das correntes (em m/s) na superfície, antes (imagem à esquerda) e durante a passagem de um sistema frontal (imagem à direita) em agosto.	77
Figura 31 – Valores de temperatura (°C) no decorrer dos meses de fevereiro e agosto, no ponto FL15, na superfície (linha tracejada) e fundo (linha contínua).	79
Figura 32 - Valores de salinidade no decorrer dos meses de fevereiro e agosto, no ponto FL15, na superfície (linha tracejada) e fundo (linha contínua).	80
Figura 33 – Campos de salinidade antes da passagem de uma frente fria (às 05:00h GMT do dia 09/08/2009) e durante a passagem da frente (às 02:00h GMT do dia 11/08/2009).	81

Figura 34 - Campos de temperatura antes da passagem de uma frente fria (às 05:00h GMT do dia 09/08/2009) e durante a passagem da frente (às 02:00 horas GMT do dia 11/08/2009)....	81
Figura 35 – Valores médios de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de fevereiro.	82
Figura 36 - Valores de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de fevereiro.	83
Figura 37 - Dispersão de coliformes termotolerantes e configuração das correntes, em situação de maré de sizígia em enchente (imagem à esquerda) e vazante (à direita), em fevereiro.....	83
Figura 38 - Valores médios de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de agosto.	84
Figura 39 - Valores de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de agosto.	84
Figura 40 - Dispersão de coliformes termotolerantes e configuração das correntes antes (imagem à esquerda) e durante (imagem à direita) a entrada de um sistema frontal.	85
Figura 41 – Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar na Enseada do Flamengo, em fevereiro de 2009.	86
Figura 42 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar na Enseada do Flamengo, em agosto de 2009.	86
Figura 43 - Valores médios de HPAs (em µg/L) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de setembro de 2009.	87
Figura 44 - Valores de de HPAs (em µg/L) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de setembro de 2009.....	88
Figura 45 - Dispersão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 03:00h GMT do dia 10 de setembro de 2009.	88
Figura 46 - Dispersão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 13:00h GMT do dia 13 de setembro de 2009.	89
Figura 47 - Valores médios de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA01 a PA14, na Enseada das Palmas, em fevereiro (gráfico à esquerda) e em agosto (gráfico à direita).....	92
Figura 48 - Valores de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA02 a PA03, na Enseada das Palmas, no mês de fevereiro.....	92
Figura 49 - Valores de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA02 a PA03, na Enseada das Palmas, no mês de agosto.....	93
Figura 50 - Dispersão de enterococos e configuração das correntes, antes da entrada de um sistema frontal (imagem à esquerda) e durante a passagem do sistema (imagem à direita). ...	94

Figura 51 - Dispersão de enterococos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 13:00h GMT do dia 30/08/2009.	94
Figura 52 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar, na Enseada das Palmas, em fevereiro de 2009.	96
Figura 53 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar, na Enseada das Palmas, em agosto de 2009.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Componentes de maré, e seus respectivos símbolos, tipo e período (h), utilizadas na implementação do modelo hidrodinâmico.	48
Tabela 2 - Descrição das simulações do módulo hidrodinâmico: forçantes e níveis de profundidade considerados.	49
Tabela 3 - Concentrações de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) obtidos pela CETESB nas duas amostragens efetuadas em 2009 em corpos d'água afluentes no Saco da Ribeira.	52
Tabela 4 – Concentrações de enterococos (UFC/100mL) obtidas pela CETESB nos meses de fevereiro e agosto de 2009, nas praias da Enseada das Palmas, Ilha Anchieta.	52
Tabela 5 - Classificação das águas destinadas à balneabilidade com relação à quantidade de coliformes termotolerantes e enterococos em 100 mL de amostra.	54
Tabela 6 – Concentrações (valor médio) de nutrientes e material inorgânico em suspensão (MIS) utilizadas na calibração do modelo de qualidade da água.	56
Tabela 7 - Descrição dos cenários do módulo de qualidade da água, meses, locais e parâmetros.	57
Tabela 8 - Parâmetros estatísticos da série de diferenças entre os resultados da simulação 2D e os da previsão harmônica, e entre os resultados da simulação 3D e os dados do marégrafo. ...	62
Tabela 9 - Parâmetros estatísticos das séries de diferenças entre os resultados de nível do mar da simulação 3D e os dados do modelo de plataforma, nos pontos P05, P06, P07 e P08, em fevereiro e agosto de 2009.	64
Tabela 10 - Parâmetros estatísticos da série de diferenças entre os resultados de correntes da simulação 3D e os dados do modelo de plataforma no ponto P05, em fevereiro e agosto de 2009.	66
Tabela 11 - Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré em 2009.	67
Tabela 12 - Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré no verão.	67
Tabela 13 – Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré no inverno.	68
Tabela 14 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, em 2009.	72
Tabela 15 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, no período de verão.	72
Tabela 16 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, no período de inverno.	73

Tabela 17 – Valores médios, mínimos e máximos de temperatura e salinidade, em superfície e fundo, em fevereiro e agosto de 2009.....	79
--	----

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AC	Água Costeira
ACAS	Água Central do Atlântico Sul
APA	Área de Proteção Ambiental
AT	Água Tropical
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação do Brasil
D3D-FLOW	Módulo hidrodinâmico do Delft3D
D3D-WAQ	Módulo de qualidade da água do Delft3D
HPA	Hidrocarboneto policíclico aromático
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial
GMT	Greenwich Mean Time
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IOUSP	Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo
MASTER	Laboratório de Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais
MPSR	Marina Píer Saco da Ribeira
NMM	Nível médio do mar
NMP	Número Mais Provável
PCSE	Plataforma Continental Sudeste
PNGC	Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro
PNMA	Política Nacional do meio Ambiente
PNRM	Política Nacional para os Recursos do Mar
SEADE	Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados
SMA	Secretaria do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidade de Conservação
SUDELPA	Superintendência para o Desenvolvimento do Litoral Paulista
UC	Unidades de Conservação
UFC	Unidade Formadora de Colônia
USP	Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
1.1 O uso da modelagem ambiental.....	18
1.2 Parâmetros de qualidade da água marinha	21
2. OBJETIVOS.....	25
3. ÁREA DE ESTUDO	26
3.1. Características ambientais	26
3.2. Aspectos socioeconômicos	30
3.3. O píer do Saco da Ribeira e o Projeto Marinas	32
3.4. Parque Estadual da Ilha Anchieta.....	34
3.5. Legislação ambiental	35
4. JUSTIFICATIVA E HIPÓTESE DA PESQUISA.....	39
5. MATERIAIS E MÉTODOS	40
5.1. O Delft3D	40
5.1.1. Módulo FLOW	40
5.1.2. Módulo WAQ	42
5.2. Preparação do modelo hidrodinâmico (D3D-FLOW).....	45
5.2.1. Grade e batimetria.....	45
5.2.2. Determinação das condições iniciais e de contorno	46
5.2.2.1. Maré	47
5.2.2.2. Nível médio do mar.....	48
5.2.2.3. Ventos.....	48
5.2.2.4. Campo de densidade.....	48
5.2.3. Simulações e pontos de observação	49
5.3. Preparação do módulo de qualidade da água (D3D-WAQ).....	50
5.3.1. Dados e fontes.....	51
5.3.2. Simulações e pontos de monitoramento	56
5.3.3. Análise de correlação linear.....	58
5.4. Validação dos resultados	59
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
6.1. Módulo hidrodinâmico (FLOW)	61
6.1.1. Validação dos resultados	61
6.1.2. Simulação 2D.....	67
6.1.3. Simulação 3D.....	72
6.2. Módulo de qualidade da água (WAQ).....	81
6.2.1. Enseada do Flamengo – Coliformes termotolerantes	82

6.2.2. Enseada da Flamengo - HPAs	87
6.2.3. Enseada das Palmas - Enterococos	91
7. CONCLUSÕES.....	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
ANEXOS.....	112
ANEXO A – Continuação dos resultados – FLOW	113
ANEXO B – Continuação dos resultados – WAQ.....	117
ANEXO C – Resolução CONAMA N° 274/00.....	119

1. INTRODUÇÃO

O aumento populacional, bem como a expansão do turismo e da economia ao longo das zonas costeiras de todo o mundo, tem aumentado a preocupação em relação ao uso dos recursos e preservação dos ecossistemas costeiros (SOBHEE, 2004). No litoral do Brasil, tanto as atividades de recreação (natação, mergulho e esportes náuticos), como também a pesca, possuem enorme importância social e econômica. Contudo, estas atividades encontram-se amplamente desordenadas e diversos problemas associados podem ser apontados, como a destinação inadequada de resíduos, o lançamento de efluentes em corpos d'água, a ocupação desordenada da região litorânea e a supressão da vegetação costeira (TAKAHASHI, 2004).

O Litoral Norte de São Paulo abrange os municípios de São Sebastião, Ilhabela, Caraguatatuba e Ubatuba e caracteriza-se pela diversidade de recursos naturais, elevado potencial turístico e pela intensa especulação imobiliária. Sua economia é marcada pela sazonalidade decorrente da predominância do turismo veranista, que é o seu principal fator de desenvolvimento (SÃO PAULO, 2005). A região apresenta elevado potencial de poluição na zona costeira e nos ambientes aquáticos, em função de atividades de apoio náutico, tais como iate clubes, marinas, garagens e oficinas de manutenção de embarcações. Dentre os problemas ocasionados por essas atividades, destacam-se a drenagem de água oleosa dos porões das embarcações, o descarte de lixo e resíduos sólidos diretamente no mar, e as embarcações sem estrutura sanitária adequada, que lançam os dejetos diretamente na água (CETESB, 2005).

A maioria dos municípios do litoral norte paulista dispõem de baixa cobertura de rede de coleta de esgoto (42%) quando comparados à média do Estado (89%) e insuficientes sistemas de tratamento de esgoto (40%), segundo dados do IBGE e da Fundação Seade. Isto leva a população (residente, flutuante ou do comércio) a construir e operar sistemas de tratamentos inadequados, lançar seus esgotos diretamente em rios e córregos ou ainda lançá-los no sistema de drenagem de águas pluviais. Aliás, com o aumento da população durante os períodos de férias e feriados prolongados, os sistemas de esgotamento sanitário existentes não são suficientes para apartar os despejos e, com o advento de chuvas intensas, estes podem extravasar ou afluir para galerias de águas pluviais, cursos d'água ou praias, o que naturalmente prejudica as condições de balneabilidade (CETESB, 2009).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos das ações antrópicas sobre o sistema costeiro de Ubatuba-SP, com base na modelagem dos processos envolvidos na

dispersão de micropoluentes orgânicos (hidrocarbonetos aromáticos), associados às atividades das marinas, e de parâmetros microbiológicos (coliformes termotolerantes e enterococos), associados ao lançamento de efluentes domésticos em cursos d'água afluentes às praias e outras fontes não-pontuais de esgoto. Os processos que regem o transporte e a difusão de poluentes são tão numerosos e complexos que não é possível descrevê-los sem a utilização de modelos matemáticos, os quais se tornam, portanto, um instrumento técnico indispensável para a gestão ambiental.

1.1 O uso da modelagem ambiental

A modelagem numérica é uma ferramenta que pode ser utilizada para reproduzir o comportamento dos ecossistemas em resposta às forças atuantes no meio, através de soluções numéricas das equações que descrevem os processos físicos, químicos e biológicos envolvidos. Desta forma, os modelos permitem integrar informações de diferentes áreas do conhecimento. A modelagem ambiental é um ramo da modelagem numérica e consiste no estudo de processos e fenômenos ambientais através do desenvolvimento e da resolução computacional de modelos matemáticos aplicados a situações relativas ao meio natural.

A modelagem matemática no campo ambiental data de 1925 com os pioneiros trabalhos de Streeter e Phelps sobre o perfil de oxigênio dissolvido em rios e estuários. Sem a ajuda dos computadores, as aplicações dos modelos limitavam-se a soluções lineares, com geometria simples e considerando um estado permanente no tempo. Na década de 1960, os computadores apareciam como uma ferramenta amplamente disponível, o que levou a um maior avanço dos modelos e de seu potencial de aplicação. Os computadores permitiram resolver problemas com geometrias complexas e simulações dinâmicas (FRAGOSO JR; FERREIRA; MOTTA MARQUES, 2009).

O desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos começou no final dos anos 1960 (LEENDERTSE, 1967; HEAPS, 1969) e tiveram grande aprimoramento durante os anos 1970 e 1980 (ABBOTT; DAMSGAARD; RODENHUIS, 1973; FALCONER, 1984; NEVES, 1985). A partir do desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos, modelos acoplados, como de qualidade da água e ecológicos, também evoluíram. Segundo Neves (2007), entre os modelos pioneiros pode-se citar o modelo WASP, desenvolvido na United States Environmental

Protection Agency (EPA) (DI TORO; FITZPATRICK; THOMANN, 1983), e o BOEDE, desenvolvido no Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ) (RUARDIJ; BARETTA, 1982).

O rápido desenvolvimento da capacidade de cálculo computacional, a partir da década de 1990, vem permitindo a resolução mais rigorosa de um número cada vez maior de problemas que envolvem o transporte de sedimentos (CANCINO; NEVES, 1994), a qualidade da água e a ecologia (PORTELA; NEVES, 1995). Com isso, os modelos matemáticos têm sido cada vez mais utilizados por várias áreas do conhecimento.

Modelos ecológicos podem ser muito úteis na análise integrada do meio socioeconômico e do meio aquático, auxiliando no conhecimento das relações de causa e efeito das pressões que as atividades socioeconômicas exercem sobre esses ambientes. No Brasil, o uso de modelos ecológicos em ambientes aquáticos é ainda incipiente. Num levantamento sobre os trabalhos publicados em 100 volumes da "Ecological Modelling", Jorgensen (1997) mostra que pesquisadores brasileiros, para o período de 1975 a 1996, publicaram apenas 9 trabalhos nesta revista (0,5% do total). Com isso, o país obteve uma das piores médias de trabalhos publicados por habitante neste assunto (a 32ª em 35 países).

Rocha et al. (1998) realizaram um trabalho pioneiro na região da plataforma continental de Ubatuba, apresentando um modelo ecológico completo para a região no verão (1985). No trabalho, foi utilizado o programa Ecopath para construir um modelo de balanço de massa trófica com 10 compartimentos, nos quais cada um representa organismos com um papel na cadeia alimentar. O modelo ajudou a compreender melhor a estrutura e a organização do ecossistema em estudo.

Fragoso Jr. (2009) utilizou um complexo modelo ecológico para simular a estrutura trófica em ecossistemas aquáticos rasos: a lagoa Mangueira, no Brasil, e o lago Engelsholm, na Dinamarca. Foi empregada uma análise integrada considerando a transferência de impactos da bacia para o ecossistema, com a finalidade de entender a dinâmica do meio. As simulações revelaram importantes aspectos sobre a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas frente a perturbações. O autor concluiu que a modelagem ecológica aplicada em ecossistemas aquáticos mostrou ser uma alternativa promissora para a gestão integrada dos recursos naturais.

Segundo Neves (2007), os modelos computacionais são fundamentais em estudos de impacto ecológico, constituindo o fator mais importante para apoiar as decisões políticas. Para um modelo se qualificar como uma ferramenta de apoio à decisão ele deve ser capaz de produzir resultados que descrevam uma situação de referência - geralmente representando condições para um ano genérico - e cenários hipotéticos. Na maioria das vezes, é a comparação entre um

conjunto de resultados que permite que os gerenciadores do meio ambiente tomem boas decisões.

O gerenciamento de corpos d'água é, caracteristicamente, um campo de ação multidisciplinar, e a modelagem ambiental constitui uma excelente metodologia para estudar a dinâmica desses sistemas, servindo de base para o desenvolvimento de ferramentas de preservação e gestão ambiental. Pereira e Niencheski (2004) implementaram um modelo numérico para avaliar a qualidade da água da Lagoa dos Patos e enumeraram justificativas para o uso da modelagem na gestão de recursos hídricos, tais como:

- Suporte à decisão entre alternativas de gestão ou uso dos recursos naturais;
- Auxílio no entendimento do destino e transporte de substâncias químicas através da quantificação de suas reações, evolução e movimentos;
- Estimativa das concentrações de exposição química em organismos aquáticos e/ou humanos no passado, presente ou futuro;
- Complementação de informações em análises de fluxos de diferentes sistemas e estudo de processos ambientais.

Ribeiro (2012) utilizou o MOHID - um sistema de modelos desenvolvido pelo Instituto Superior Técnico (IST) de Lisboa - para estudar as influências das fontes de nutrientes sobre a biomassa de fitoplâncton no sistema estuarino de Santos-São Vicente. Segundo o autor, mesmo com as limitações e incertezas que permearam o processo de modelagem, a utilização do modelo MOHID se mostrou uma ferramenta importante no auxílio a tomadas de decisão na região, apontando áreas críticas de contaminação que devem ter foco prioritário de atenção, sob a perspectiva da gestão integrada dos recursos. Sampaio (2010) também implementou o MOHID para estudar a qualidade da água do sistema estuarino de Santos-São Vicente, aplicando a modelagem para analisar a capacidade de dispersão e diluição da *Escherichia coli*, um importante indicador biológico de contaminação por esgoto doméstico.

O modelo matemático utilizado nesse trabalho é Delft3D, desenvolvido pela *WL Delft Hydraulics*, na Holanda, tratando-se de um software livre e de código aberto. O Delft3D é um modelo ambiental aplicado à poluição, sendo muito utilizado na modelagem de dispersão de poluentes, nas engenharias química, oceânica e de recursos hídricos (BRUM et al., 2011).

O modelo Delft3D é capaz de simular fluxos não estacionários em 2D ou 3D, fenômenos de transporte resultantes de marés, descarga de água e efeitos meteorológicos, incluindo o efeito de diferenças de densidade devido a gradientes horizontais dos campos de temperatura e salinidade e vazões fluviais. Desta forma, este modelo pode ser usado em problemas

envolvendo diferentes ambientes, como por exemplo, em mares, regiões costeiras, estuários, reservatórios e rios (LUIJENDIJK, 2001).

O Delft3D vem sendo aplicado em muitos trabalhos: Garcia e Gonçalves (2011) utilizaram o Delft3D para avaliar a circulação e o transporte de sedimentos no reservatório de Itaipu-PR; Pereira e Niencheski (2004) implementaram o modelo para avaliar a qualidade da água da Lagoa dos Patos; Monteiro et al. (1999) o utilizaram para investigar a origem e a deposição de cobre, um metal muito tóxico, na margem oeste da Baía de Saldanha, na Cidade do Cabo (África do Sul); Jian, Zhongwu e Wenjun (2014) o empregaram para simular processos de floração de algas, e a sedimentação relacionada, no rio Xiangxi, na China; e Ferreira (2015) utilizou o sistema de modelagem ambiental do Delft3D para avaliar a hidrodinâmica e a dispersão de esgoto na região costeira do Guarujá (SP).

Os trabalhos acima citados demonstram que a modelagem ambiental vem ganhando mais espaço, devido principalmente à crescente necessidade de respostas imediatas face aos problemas globais que não podem ser analisados, explicados ou previstos sem uma ferramenta holística, que seja adequada para o trabalho com fenômenos complexos. As técnicas de modelagem numérica permitem, portanto, avaliar, em várias situações e até mesmo em tempo real, os impactos ambientais envolvidos em diversos problemas, tais como dispersões de poluentes em corpos hídricos ou na atmosfera, epidemias, mudanças climáticas, entre outras (BRUM et al, 2011).

1.2 Parâmetros de qualidade da água marinha

A contaminação de uma região pode ser ocasionada, em grande parte, por esgotos domésticos, drenagem urbana e descargas operacionais. Em se tratando do ambiente marinho, as ações antrópicas geram numerosos impactos na qualidade da água e consequente perda da biodiversidade das comunidades biológicas, por conta da contaminação por matéria orgânica, aumento na concentração de nutrientes, eliminação ou degradação das matas ciliares, retificação e canalização de rios e a presença de contaminantes orgânicos e inorgânicos persistentes (ALONSO; CAMARGO, 2005).

Dentre os principais contaminantes nas regiões costeiras, destacam-se os metais que são naturalmente encontrados em baixas concentrações no ambiente. Os metais têm sido utilizados

pelo homem há séculos e, hoje, estão presentes em uma infinidade de produtos que contribuem para o desenvolvimento socioeconômico e o bem-estar da população. Em geral, os metais de transição, localizados no meio da Tabela Periódica, incluem a maioria dos metais de interesse ambiental, como por exemplo Cu, Cd, Cr, Hg e Zn. Um dos principais problemas associados à contaminação ambiental por metais traços é a bioacumulação destes elementos pela biota. A bioacumulação é, em geral, uma boa medida integrativa das exposições da biota em ambientes contaminados (HATJE et. al., 2009).

Em ambientes aquáticos, nos processos bióticos, os ciclos biogeoquímicos dos nutrientes ganham importância pela relação direta com o potencial trófico e com a qualidade físico-química e energética da água. Os nutrientes (N, P, Si) indicam os aportes oceânicos, atmosféricos e terrestres ao sistema marinho (BRAGA; NIENCHESKI, 2006). Os nutrientes apresentam comportamento não-conservativo na zona eufótica, estando diretamente ligados às atividades biológicas (produção e decomposição-regeneração), e funcionam, muitas vezes, como fatores limitantes da produção primária.

Em sistemas aquáticos impactados, com excesso de entrada de nutrientes, os elementos podem apresentar um comportamento biogeoquímico alterado, atuando como poluentes. Todavia, os nutrientes podem ser aprisionados nos sedimentos, de forma que a coluna de água não demonstre um alto impacto ambiental (ESCHRIQUE, 2011). Deste modo, é essencial o estudo do comportamento de cada elemento, quanto à sua possível ação contaminante (excesso) e sua dispersão no sistema.

O esgoto consiste em uma mistura complexa de dejetos humanos, água e compostos químicos. A avaliação da poluição fecal em áreas costeiras é de considerável importância para a saúde pública e por razões ecológicas. Os indicadores químicos mais utilizados em trabalhos envolvendo poluição por efluentes domésticos são os esteróis e os alquilbenzenos lineares (LABs) (VENKATESAN; KAPLAN, 1990; TAKADA et al., 1994).

Quanto aos indicadores biológicos, os coliformes são os microrganismos de primeira escolha para avaliação da poluição de origem fecal no ambiente marinho, uma vez que são constituídos predominantemente pela bactéria *Escherichia coli*, considerada atualmente o indicador mais adequado (CETESB, 2015). As fontes de organismos patogênicos e não patogênicos em águas recreacionais marinhas podem ser a presença de esgoto não tratado, lixo, águas de drenagem, urina e fezes de animais (ZHU et al., 2011; McBRIDE et al. 2013). A presença desses patógenos, tanto na areia quanto na água, consiste em uma ameaça à saúde dos banhistas, que podem estar sujeitos a doenças, como gastroenterites, doenças respiratórias, infecções de pele, otite, entre outras (SALIBA; HELMER, 1990; PICKERING et al., 2011).

A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) é a responsável pelo monitoramento das águas no Estado de São Paulo. Esse monitoramento é realizado de acordo com a resolução nº 274/2000 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Contudo, não há, até o momento, padrões de qualidade microbiológica para sedimentos na legislação brasileira (CETESB, 2015).

O Programa de Balneabilidade das Praias da CETESB adotou até 2001, como indicadores de poluição fecal, a densidade de coliformes termotolerantes. Após a publicação da Resolução do Conama nº 274/2000, que previa a utilização de outros indicadores microbiológicos, a CETESB passou a utilizar a bactéria fecal *Escherichia coli*, grupo majoritário dentro dos coliformes termotolerantes. E, a partir de novembro de 2003, passou a adotar a bactéria enterococos.

Enterococos são recomendados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e pela Organização Mundial da Saúde para uso na avaliação do risco das águas recreacionais para a saúde (US EPA, 1986; WHO, 2006). Esses organismos têm sido correlacionados com efeitos adversos à saúde humana em estudos epidemiológicos (BOEHM; SASSOUBRE, 2014; SOLLER et al., 2014). Esses efeitos negativos sobre a saúde são geralmente associados com agentes patogênicos presentes no esgoto e, assim, a avaliação de enterococos tem sido usada como medida de proteção à saúde humana em águas consideradas impactadas pela poluição fecal (WADE et al., 2003; JUNG et al., 2014). Além disso, a presença de enterococos na areia tem demonstrado correlações com altos níveis de patógenos humanos na areia da praia (SHAH et al., 2011).

Os hidrocarbonetos, por sua vez, configuram uma classe de compostos orgânicos presentes na constituição da matéria orgânica de origem vegetal e animal, e também estão entre os contaminantes introduzidos no ambiente costeiro. As fontes antrópicas mais significativas desses compostos são por introdução direta de petróleo ou derivados e deposição atmosférica, provenientes, principalmente, de processos de combustão incompleta de combustíveis fósseis e de origem vegetal, (NRC, 2003; LOPES; ANDRADE, 1996).

Os hidrocarbonetos são compostos químicos apolares (hidrófobos), o que limita sua solubilidade na água do mar, favorecendo a tendência de associação a partículas sólidas (CELINO; QUEIROZ, 2006). Dentre eles, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são os compostos que apresentam maior toxicidade ao ambiente e à saúde humana e animal. Os HPAs são muito resistentes à degradação microbiológica, são altamente lipossolúveis e bastante estáveis no ambiente, sendo considerados poluentes orgânicos prioritários em estudos ambientais.

Algumas dessas substâncias podem ser consideradas precursoras de ações mutagênicas e tumorais em sistemas biológicos, podendo, também, causar danos a tecidos ósseos e ao sistema nervoso (BÍCEGO et al., 2008). Um dos principais métodos empregados para o monitoramento da poluição por HPAs é através de organismos bioindicadores, que são organismos que apresentam a capacidade em acumular um poluente sem que esse acúmulo leve à sua morte, podendo assim refletir o estado que o ambiente se encontra (BEEBY, 2001).

2. OBJETIVOS

O objetivo principal do presente trabalho consiste em avaliar efeitos antrópicos na região costeira de Ubatuba (SP) através da modelagem ambiental, envolvendo a modelagem numérica das relações entre o ecossistema e os aspectos físicos, químicos e biológicos do meio, servindo, assim, como ferramenta de gestão ambiental na região de Ubatuba.

Para atingir este objetivo, foram estudados os processos de transporte e difusão de poluentes através do levantamento das características hidrodinâmicas do meio e do uso de modelos que descrevem os mecanismos e as reações envolvidas na dispersão de substâncias químicas e contaminantes microbiológicos.

3. ÁREA DE ESTUDO

Nesta seção é apresentada a área de estudo e um levantamento de estudos anteriores na região; são demonstradas suas principais características ambientais, os aspectos socioeconômicos e a problemática ambiental envolvida, além de um breve histórico da legislação ambiental.

3.1. Características ambientais

A área de estudo se localiza no Município de Ubatuba, no Estado de São Paulo (Figura 1). A região faz parte do Litoral Norte de São Paulo, se situando na parte central da Plataforma Continental Sudeste (PCSE).

Figura 1 – Localização do município de Ubatuba no Estado de São Paulo. Fonte: IBGE – malha digital, 2010.

A região do litoral norte de São Paulo é caracterizada por ter um litoral bastante recortado, com muitas pontas, enseadas e praias de pequena extensão, devido à proximidade da Serra do Mar em relação ao oceano. Além disso, a presença de ilhas na região (como a Ilha de São Sebastião (ou Ilhabela) e a Ilha Anchieta) funciona como barreira à ação de ondas

provenientes do oceano aberto, resultando, assim, em uma baixa energia hidrodinâmica. O padrão de drenagem é bastante incipiente e os processos de troca de água e material sedimentar entre a região costeira e a plataforma adjacente são relativamente pequenos (MAHIQUES, 1995).

A área de estudo se situa entre as longitudes de $45^{\circ}07'00''\text{W}$ a $45^{\circ}02'24''\text{W}$, e as latitudes de $23^{\circ}34'00''\text{S}$ a $23^{\circ}29'20''\text{S}$, compreendendo duas enseadas em Ubatuba: a Enseada do Flamengo e a Enseada das Palmas na Ilha Anchieta. Na Figura 2 pode ser verificada a localização e a batimetria da região do litoral norte de São Paulo, com destaque para a área das Enseadas do Flamengo e das Palmas, em Ubatuba.

Figura 2 - Mapa e batimetria da região do litoral norte de São Paulo, com destaque para a área das Enseadas do Flamengo e das Palmas, em Ubatuba.

A região de interesse se encontra no setor centro-sul do Município de Ubatuba. Segundo Buzato (2012), em Ubatuba ocorrem dois processos distintos de evolução de paisagem: o setor norte atualmente é mais preservado e protegido por legislação ambiental, e o setor centro-sul é mais alterado pelo uso e ocupação urbana.

A Enseada do Flamengo é uma das várias enseadas e baías que compõem o litoral recortado do norte do Estado de São Paulo. Segundo Lançone, Duleba e Mahiques (2005), esse local é um ambiente de moderada energia hidrodinâmica, que diminui gradualmente em direção ao continente, desde a desembocadura. Com exceção da Praia da Enseada, as áreas mais internas da enseada caracterizam subambientes com baixa energia deposicional e circulação restrita.

A Enseada do Flamengo é rasa, com profundidade máxima de 14 m, ocupando uma superfície de aproximadamente 18 km², com largura média de 2,5 km e abrindo-se diretamente ao mar. A enseada é orientada na direção norte-sul, tendo, ao fundo, uma extensa praia a nordeste, denominada praia da Enseada e duas pequenas baías: Saco do Perequê-Mirim, situado ao norte, e o Saco da Ribeira, a noroeste, onde também se localiza a Base de Pesquisa Clarimundo de Jesus, do Instituto Oceanográfico da USP (Figura 2b).

A região do Saco da Ribeira é protegida contra a ação das vagas e possui profundidade máxima de 5 m. Há um canal natural na porção sul de grande importância na hidrodinâmica e que permite fácil acesso aos barcos (LOPES, 1983). Segundo Magliocca e Kutner (1965), o local localiza-se fora da área de influência da principal corrente da enseada e recebe de forma constante sedimento silte-argiloso do continente.

Entre o continente e a Ilha Anchieta ocorre uma feição conhecida como o estreito do Boqueirão (23°31,5' S – 45°05' W), com profundidade máxima de 35 metros e inclinações de 10° do fundo, constituindo uma das várias depressões costeiras presentes no litoral sudeste brasileiro. De modo geral, a granulometria ao redor da Ilha Anchieta caracteriza-se pelo domínio de areias finas e muito finas, com depósitos de lama pontuais. Já no Boqueirão, o fundo é mais lamoso, e ocasionalmente encontra-se sedimentos arenosos e biodetríticos (MAHIQUES, 1995).

A Ilha Anchieta é a segunda maior ilha do Litoral Norte de São Paulo, possuindo uma área de aproximadamente 10 km² coberta por uma vegetação classificada como área tropical florestada, semelhante à da encosta da Serra do Mar (FUMEST, 1974). A Enseada das Palmas é um corpo de água com um volume de $2,5 \times 10^7 \text{ m}^3$ e ocupa uma área de $2 \times 10^6 \text{ m}^2$ na face norte da Ilha Anchieta, possuindo profundidade máxima em torno de 10 m (Figura 2c).

Na Enseada das Palmas há duas praias maiores na porção sul, a Praia das Palmas (ou Praia Grande), com aprox. 1000 m de extensão, e a Praia do Presídio, com 500 m; e na parte leste há duas menores, a Praia do Engenho e a Prainha de Fora, com cerca de 100 m cada. O sistema hídrico da Ilha Anchieta é constituído por rios perenes e canais temporários. Na Enseada das Palmas deságuam três cursos d'água perenes, os quais se localizam nos extremos oeste da Praia das Palmas e leste da Praia do Presídio, e entre a Praia do Engenho e a Prainha de Fora, e ainda alguns intermitentes que dependem da pluviosidade local (ABSHER, 1982).

De acordo com Mantelatto et al. (2004), por ter sido muito afetada por atividades antropogênicas como turismo e pesca, a Ilha Anchieta foi declarada, em 1977, reserva ecológica do Estado de São Paulo. A Enseada das Palmas fica abrigada das ondas de sul e sudoeste, mas

é atingida por ondas de leste (FUMEST, 1974). Na ilha, predominam os ventos de leste que atingem principalmente a face sudeste; ventos de norte e nordeste são pouco frequentes.

De acordo com dados de climatologia dos ventos, para a região da Baía de Santos, apresentados no trabalho de Gherardi et al. (2008), durante o ano predominam ventos do quadrante leste entre 3,0 e 7,0 m/s na região de estudo (Figura 3). Nas estações do outono e do inverno aumentam a presença de ventos do quadrante sul, provenientes de sul e sudoeste, com velocidades maiores que 7,0 m/s.

Figura 3 – Climatologia dos ventos para a região da Baía de Santos. Retirado de Gherardi et al. (2008).

Castro (1996), através de estudos observacionais ao largo de Ubatuba (SP), 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). Sistemas frontais (frentes frias) são sistemas meteorológicos típicos de latitudes médias e atuam no litoral sudeste brasileiro durante o ano todo.

De acordo com Castro e Miranda (1998), os sistemas frontais afetam a circulação superficial da região, principalmente na plataforma interna, com as correntes mudando de direção, sofrendo rotação anticiclônica. Segundo Rodrigues, Franco e Sugahara (2004), as frentes frias que percorrem o litoral da América do Sul são tipicamente configuradas na direção noroeste-sudeste e apresentam uma trajetória de sudoeste para nordeste.

Como verificado por Miranda e Katsuragawa (1991), entre outros trabalhos (CASTRO, 1996; CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987), a região costeira ao largo de Ubatuba é influenciada pelas seguintes massas de água: Água Tropical (AT - alta salinidade e temperatura e baixa concentração de nutrientes), Água Costeira (AC - baixa salinidade, alta temperatura e concentração de nutrientes variável) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS - baixa temperatura e relativamente alta concentração de nutrientes), cuja penetração ocorre no verão e propicia o aumento nas concentrações de nutrientes.

De acordo com Mahiques (1992), no período do verão, ao longo da plataforma continental do Estado de São Paulo, há registros de uma massa de água fria, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), originária do talude continental que avança sobre a região, desempenhando um papel fundamental na indução do transporte de origem continental em suspensão na superfície, através da saída da água costeira (AC) em direção ao oceano aberto. Durante o inverno a ACAS não penetra muito sobre a plataforma continental, aumentando o domínio da AC na porção mais costeira (CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987).

Segundo Braga e Muler (1998), as águas que avançam na plataforma de Ubatuba, provenientes da ACAS, afloram de cerca de 400 a 60 m de profundidade, sendo ricas em nutrientes e recebendo um enriquecimento ao longo de seu trajeto sobre a plataforma. Contudo, estudos anteriores na região de Ubatuba apontam condições oligotróficas ou mesotróficas durante o ano, em função dos baixos níveis de nutrientes (SASSI; KUTNER, 1982; AIDAR et al., 1993; BRAGA, 1995; COSTA; GALVÃO; NOVO, 1998).

Emilsson et al. (1963) fizeram um levantamento oceanográfico-meteorológico da Enseada do Mar Virado, região também próxima à Enseada do Flamengo, e Prado (1962) estudou problemas relativos ao plâncton. Teixeira (1973) investigou as características hidrológicas da região de Ubatuba (Lat. 23°30'S - Long. 45°06'W), dando um enfoque biológico, concluindo que os nutrientes são os controladores da produtividade primária da região.

Teixeira e Vieira (1976) investigaram a qualidade das águas costeiras nas proximidades da Ilha de Vitória (Lat. 23°45'S - Long. 45°01'W), região próxima à Enseada do Flamengo, Ubatuba, concluindo que o nitrogênio é o fator limitante primário para o crescimento do fitoplâncton da região. Costa, Galvão e Novo (1998) estimaram as concentrações de clorofila-a através de sensoriamento remoto e constataram baixas concentrações desse pigmento, representando o estado de oligotrofia na região.

3.2. Aspectos socioeconômicos

O litoral norte de São Paulo, que abrange os municípios de Ubatuba, Caraguatatuba, São Sebastião e Ilhabela, apresenta constante aumento populacional desde a década de 60 (SÃO PAULO, 2005). O município de Ubatuba, até 1950, possuía uma taxa de crescimento média

anual menor que 0,08%. De 1950 a 1970, a população quase dobrou, numa taxa de crescimento anual de 4,35%. A maior taxa se deu entre os anos de 1970 e 2000, nos quais o município passou de uma população de 15.203 para 66.861 habitantes. Em 2005 a taxa de crescimento anual era de aproximadamente 4% ao ano, totalizando 75.000 habitantes (SÃO PAULO, 2005).

O município de Ubatuba tem no presente aproximadamente 83.890 habitantes, com 115,89 hab/km², de acordo com a estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para 2015. A população de Ubatuba sofre significativas mudanças na chamada “alta temporada” com aumento de cerca de 85.616 pessoas (segundo informações da Fundação Seade, 2000), concentrada nos meses de verão, aumentando de forma excessiva a demanda por água potável, coleta de lixo e coleta de esgotos. Com relação ao saneamento básico, de acordo com o censo demográfico do IBGE em 2010, Ubatuba tem 27,65% dos domicílios particulares urbanos atendidos por rede geral de esgoto sanitário ou pluvial.

Ubatuba é o município que apresenta a maior diversidade industrial da região: 29% das indústrias existentes no município pertencem ao ramo da construção civil, 20% à indústria de alimentos, 28% à indústria de móveis e 23% a outras atividades (SÃO PAULO, 2005). A indústria do pescado se retraiu, passando de sete unidades, entre os anos de 1985/86, para apenas uma atualmente.

Segundo Diegues (1983), a pesca em Ubatuba, como atividade econômica, teve seu início em 1910 de forma rudimentar, em consequência da queda da cafeicultura no Vale do Paraíba. Na década de 40 foi introduzido o cerco flutuante, porém de propriedade de outros não residentes de Ubatuba, cabendo à população caixara a condição apenas de mão-de-obra. A partir da década de 70 a cidade de Ubatuba passa a ter uma indústria pesqueira local, baseada na pesca de sardinha verdadeira (período em que foi implantada a Marina Píer Saco da Ribeira), porém após uma decadência desta pesca sua frota adaptou-se à pesca de camarão. Atualmente, o município é responsável por aproximadamente 12% da pesca do Estado de São Paulo.

O turismo é hoje a principal atividade econômica, com fortes reflexos sobre as atividades de serviços e a indústria da construção civil, consideradas as mais importantes e as que mais oferecem postos de trabalho na região. Tais atividades, embora contribuam para o desenvolvimento econômico e a inclusão social, ampliando as oportunidades de renda e de trabalho, elevando a arrecadação municipal e propiciando a melhoria do atendimento às demandas de consumo da população local, são responsáveis por repercussões negativas sobre o patrimônio natural e cultural, dado que elas não são pautadas por regras de uso, ocupação do solo e apropriação dos recursos naturais terrestres e marinhos em conformidade com o desenvolvimento sustentável (SÃO PAULO, 2005).

No Saco da Ribeira predomina uma ocupação descontínua por população flutuante. Com respeito às atividades das marinas, os turistas no Parque Nacional da Ilha da Anchieta somaram mais de 640 mil usuários entre os anos de 1997 e 2000 (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2007).

3.3. O píer do Saco da Ribeira e o Projeto Marinas

O Saco da Ribeira é o centro do turismo náutico de Ubatuba (Figura 4). O local possui garagens náuticas, clubes, marinas, agências de passeio e base de mergulho. Sua formação geográfica abriga um local estratégico de onde partem iates, veleiros, lanchas e as escunas para passeios pela orla e pelas ilhas da região, e onde os pescadores embarcam e desembarcam os pescados.

Figura 4 - Vista aérea do Saco da Ribeira. Fonte: www.ubatubatrip.com.br.

A construção do Píer da Marina Estadual do Saco da Ribeira reduziu em 200 m a extensão da praia, cuja declividade é de 1,0 a 1,6 m em 75 m (SCHAEFFER-NOVELLI, 1976) com regiões entremarés de mais de 100 m na baixa-mar de sizígia. A Marina Estadual do Saco da Ribeira é a maior do município e era administrada pela extinta Superintendência de Desenvolvimento do Litoral Paulista (SUDELPA). Atualmente encontra-se sob a administração

da Fundação Florestal, órgão ligado à Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Junto com a marina estadual há mais quatro grandes marinas no Saco da Ribeira.

As marinas, as garagens náuticas, os iate-clubes e outras instalações de apoio náutico não são sujeitas ao licenciamento ambiental na CETESB. No entanto, a CETESB exerce sua competência na gestão corretiva desta atividade. Por solicitação do Ministério Público Estadual no Litoral Norte, a Agência Ambiental de Ubatuba iniciou em 2005 uma intensificação da fiscalização e das ações de controle em duas áreas: Saco da Ribeira em Ubatuba e São Sebastião.

Visando imprimir agilidade nas ações de controle e integração entre a Autoridade Ambiental Estadual e o Poder Municipal, a CETESB – Agência Ambiental de Ubatuba criou o “Projeto Marinas”, um instrumento que possibilita a gestão integrada entre Estado e Município, além de envolver de forma participativa todos os atores envolvidos na atividade náutica. A implantação desse projeto teve a participação de diversas instituições envolvidas direta ou indiretamente na gestão da atividade (prefeituras da região do Litoral Norte, o Ministério Público, o Comitê de Bacias Hidrográficas, o Banco do Brasil, ONGs e órgãos vinculados à Secretaria do Meio Ambiente do Estado) (MILANELLI, 2008).

Em 2008, a Resolução SMA 21 estabeleceu procedimentos para o licenciamento ambiental das instalações de apoio náutico. As normas legais anteriormente em vigor (Resolução SMA 75/97 e Resolução SMA 04/2002) não determinavam critérios ou limites para o efeito acumulativo das instalações de apoio náutico, não restringiam a implantação de estruturas, nem estabeleciam mecanismos que considerassem a capacidade de suporte da zona costeira e o impacto gerado no local e adjacências (BUZATO, 2012).

O Projeto Marinas foi implantado para um controle mais efetivo que permita reverter o efeito cumulativo dos impactos das atividades de apoio náutico, visando o controle corretivo de fontes difusas de poluição por petróleo e derivados e a minimização de irregularidades do setor, como condições precárias de embarcações, fabricação e reforma de barcos sem licença da CETESB, pinturas a céu aberto, garagens náuticas sem estrutura adequada, além de lavagens e manutenção imprópria das embarcações, entre outras. O projeto também inclui um programa de educação ambiental e conscientização dos setores de turismo e pesca, com a adoção de medidas ecologicamente adequadas.

A partir do Projeto Marinas foi criada a Certificação Ambiental de Instalações Náuticas, cuja finalidade é garantir a adequação física e operacional de instalações do setor náutico, além do controle de poluição do setor náutico e pesqueiro, com o objetivo de melhorar a qualidade dos ambientes costeiros. Essa certificação é fornecida pela Fundação Vanzolini e trata-se de um programa de adesão voluntária. A empresa que já atendeu as exigências das autoridades

ambientais locais quanto ao controle de poluição tem a opção de solicitar, de forma voluntária, a sua certificação ambiental pela Fundação Vanzolini (MILANELLI, 2010).

A expectativa é que as políticas de adequação ambiental previstas no referencial técnico da Certificação Ambiental de Instalações Náuticas sejam replicadas e incorporadas em âmbito federal, o que resultará em enorme ganho para o meio ambiente (fluvial e costeiro) em um país com dimensões continentais e um mercado náutico em ascensão.

3.4. Parque Estadual da Ilha Anchieta

Segundo Robim (1999), dos três parques insulares do Estado de São Paulo, o Parque Estadual da Ilha Anchieta, com 828 ha, é o menor em extensão de área, caracterizando-se, neste aspecto, como o mais frágil, sendo um dos únicos Parques Insulares do Brasil totalmente em terras de domínio público.

A Ilha Anchieta, originalmente denominada Ilha dos Porcos, era povoada por índios Tupinambá que a chamavam Tapira, e era governada pelo cacique Cunhambebe. Não há muitas informações deste período, e acredita-se que os índios perderam suas terras para colonos brancos. Segundo Guillaumon *et al.* (1989), a partir do século XIX, quando os colonos se efetivaram na ilha, as atividades que asseguravam a subsistência do grupo eram: pesca, cultivo de café, cana-de-açúcar, milho, batata, etc. Nesta época havia a comercialização destes produtos no porto de Santos.

De acordo com Reis-Duarte (2004), para o século XIX, pode-se dizer que a Ilha dos Porcos era uma freguesia da comarca de Ubatuba, bastante habitada e com uma ocupação presente em toda área. A “*Discrição do Município de Ubatuba da Província de São Paulo...*”, feita em 1881, nos dá a confirmação da existência de um núcleo populacional bastante grande e de um porto: “... na Ilha dos Porcos há uma elegante bahia que pode receber náos, pois mede mais de vinte metros de profundidade, e aonde tem, desde tempos remotos, fundiados grandes embarcações; hé povoada por mais de duzentas família, sendo o solo fertilíssimo”.

O Parque Estadual da Ilha Anchieta foi criado em 29 de março de 1977, através do decreto 9.629, em acordo com o estabelecido pelo artigo 5º da Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Sobre a área incide o decreto nº 25.341, de 04 de junho de 1986. O decreto-Lei Complementar, de 15 de agosto de 1969, considerou de interesse turístico as ilhas do litoral paulista. A Ilha Anchieta foi tombada pela Secretaria da Cultura através de sua Resolução nº40,

de 06 de junho de 1985, a qual visou a preservação da natureza e a manutenção da qualidade ambiental da Encosta Atlântica e das ilhas do litoral paulista (GUILLAUMON *et al.*, op. cit.).

O turismo é a atividade dominante na maior parte das ilhas. O litoral norte é a região costeira mais valorizada da costa do Estado, onde se concentram os loteamentos de mais alto valor aquisitivo. Esse tipo de ocupação levou uma grande valorização das terras, quando da abertura e pavimentação de estradas como a Rio-Santos, favorecendo o avanço da especulação imobiliária e a investida de ocupação das ilhas, embora existam muitas leis de preservação (ANGELO; LINO, 1989).

Os impactos turísticos no Parque Estadual da Ilha Anchieta são intensos, principalmente durante o verão, nos meses dezembro, janeiro e fevereiro, pois recebem 63,19% (29.899 pessoas) do total de pessoas que visitam o Parque durante o ano (em média, 47.308). Os principais impactos antrópicos no Parque Estadual da Ilha Anchieta decorrem da atividade turística que continua em expansão, sendo que o lixo é um dos fatores mais impactantes. Os locais de maior acúmulo de detritos são a Praia das Palmas e do Sul, tanto pelo maior uso dessas áreas, quanto pela influência das correntes marinhas, que depositam o lixo jogado por pessoas no continente ou por embarcações no mar (ROBIM, op. cit.).

3.5. Legislação ambiental

Influenciado pela criação de um direito ambiental internacional, o Brasil promulgou Leis de extrema importância para a tutela do Meio Ambiente, sendo uma delas a Lei Federal nº6.938/1981, que estabelece a Política Nacional do meio Ambiente (PNMA) e constitui o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Trata-se de uma norma ambiental muito relevante, visto que traçou toda a sistemática das políticas públicas brasileiras para o meio ambiente.

A PNMA designa como instrumentos: o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental; o zoneamento ambiental; a avaliação de impactos ambientais; o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras; a criação de espaços territoriais especialmente protegidos pelo Poder Público federal, estadual e municipal, tais como áreas de proteção ambiental, de relevante interesse ecológico e reservas extrativistas; dentre outros.

A comunidade internacional vem efetuando esforços a fim de combinar normas em relação à conservação e exploração racional das regiões costeiras, mares e oceanos, plataformas continentais e fundos marinhos, destacando-se as Conferências das Nações Unidas sobre os Direitos do Mar realizadas nos anos de 1958, 1973 e 1982, através das quais foi elaborada a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (SÃO PAULO, 1997). Esta convenção dispõe sobre os usos de todos os espaços marítimos e oceânicos, sendo ratificada por mais de 100 países, incluindo o Brasil em 1988.

Em 1988, a Constituição Federal do Brasil já considerava a Zona Costeira, Serra do Mar e Mata Atlântica como áreas prioritárias para “preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso de recursos naturais” (MORAES, 2007, p.102). Com o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), instituído pela Lei Federal nº7.661 de 16 de maio de 1988, a zona costeira passou a ter maior atenção do poder público. O PNGC indicou de forma genérica os bens naturais a serem protegidos na zona costeira, definiu que a elaboração dos zoneamentos era de atribuição exclusiva dos Estados e atrelou o licenciamento de qualquer empreendimento ou atividade na zona costeira à apresentação de respectivo Estudo de Impacto Ambiental (SÃO PAULO, 2005).

Nesse sentido, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo dividiu a zona costeira paulista em quatro áreas de planejamento: o Litoral Norte, a Baixada Santista, o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape e Cananéia e o Vale do Ribeira. Em 1990/1991 iniciaram-se as discussões e os estudos para o zoneamento ecológico-econômico do Litoral Norte paulista (SÃO PAULO, 1996).

O Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro só foi instituído em 3 de julho de 1998, através da Lei Estadual nº10.019. A Lei Estadual definiu a tipologia das zonas costeiras, os seus usos permitidos, as atividades proibidas e as penalidades a serem aplicadas no caso de infrações. Por fim, a Lei estabeleceu que o licenciamento e a fiscalização deveriam ser realizados com base nas normas e critérios estabelecidos no Zoneamento Ecológico-Econômico, a ser instituído mediante decreto estadual. O Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE do Litoral Norte foi regulamentado pelo Decreto Estadual nº 49.215 de 2004, constituindo-se um marco no processo de implantação do Gerenciamento Costeiro (SÃO PAULO, 2005).

O Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC), instituído pela Lei Federal nº9.985, de 18 de julho de 2000, define diferentes níveis de proteção e restrição ao uso de Unidades de Conservação (UC), as quais são divididas em dois grupos principais: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável. O grupo das Unidades de Proteção Integral é composto pelas seguintes categorias de unidade de conservação: Estação Ecológica; Reserva

Biológica; Parque Nacional; Monumento Natural; e Refúgio de Vida Silvestre. Constituem o Grupo das Unidades de Uso Sustentável: Área de Proteção Ambiental; Área de Relevante Interesse Ecológico; Floresta Nacional; Reserva Extrativista; Reserva de Fauna; Reserva de Desenvolvimento Sustentável; e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

As unidades da categoria Parque Nacional, quando criadas pelo Estado ou Município, serão denominadas, respectivamente, Parque Estadual e Parque Natural Municipal. Em Ubatuba existem três Unidades de Proteção Integral nessa categoria: o Parque Estadual da Ilha Anchieta, o Parque Estadual da Serra do Mar e o Parque Nacional da Bocaina. Na categoria Estação Ecológica há a Estação Ecológica Tupinambás, que abrange o arquipélago de Alcatrazes, ao largo dos municípios de São Sebastião e Ubatuba. Além disso, há áreas específicas, como a área indígena Boa Vista do Sertão do Prumirim, a área tombada da Serra do Mar e a área tombada da Vila Caiçara de Picinguaba.

Com a finalidade de orientar o desenvolvimento das atividades que visem à efetiva utilização, exploração e aproveitamento dos recursos vivos, minerais e energéticos do Mar Territorial, da Zona Econômica Exclusiva e da Plataforma Continental, de acordo com os interesses nacionais, de forma racional e sustentável para o desenvolvimento socioeconômico do País, em 2005 foi aprovada a Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM) pelo Decreto nº 5.377.

Em 8 de outubro de 2008, pelo Decreto nº 53.525 é criada a Área de Proteção Ambiental (APA) Marinha do Litoral Norte e a Área de Relevante Interesse Ecológico de São Sebastião, e dá providências correlatas. As APAs marinhas são administradas pela Fundação Florestal e tem como objetivos: proteger, ordenar, garantir e disciplinar o uso racional dos recursos naturais e do território por meio da promoção do desenvolvimento sustentável da região. O Município de Ubatuba se encontra no setor Cunhambebe da APA marinha do Litoral Norte (Figura 5).

4. JUSTIFICATIVA E HIPÓTESE DA PESQUISA

Ubatuba está entre os destinos mais visitados de São Paulo, fazendo parte dos 30 destinos turísticos brasileiros mais visitados (SÃO PAULO, 2011). O Saco da Ribeira, na Enseada do Flamengo em Ubatuba, representa uma fonte potencial de substâncias químicas poluentes às águas e sedimentos do local, além dos esgotos nele despejados (CETESB, 2005).

Desde 1977, quando foi instalada a Marina Píer Saco da Ribeira (MPSR), a área vem sofrendo alterações ambientais. Segundo o Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas no Estado de São Paulo - Balneabilidade das Praias - 2004 da CETESB, amostras de água coletadas em 1999 revelam que o local estava contaminado por óleos, graxas, esgotos de origem doméstica e cobre e zinco (associados às embarcações). Os principais impactos antrópicos no Parque Estadual da Ilha Anchieta derivam da atividade turística, a qual aumenta consideravelmente o dejetos de lixo e esgotos nos meses de verão.

O presente estudo trabalha com a hipótese de que a ação antrópica está introduzindo substâncias com concentrações acima dos níveis naturais da região, causando contaminação e poluição no meio marinho na região de Ubatuba, podendo resultar em efeitos biológicos adversos. A baixa energia hidrodinâmica na região das enseadas favoreceria a contaminação da região, pois a circulação não seria suficiente para dispersar os poluentes.

Essas condições observadas na área de estudo fazem com que sejam essenciais o estudo, o monitoramento e o controle da qualidade das águas, justificando, assim, o tema dessa pesquisa.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Para atingir os objetivos do presente trabalho, foi aplicado ao ecossistema marinho da região costeira de Ubatuba o modelo numérico Delft3D (desenvolvido pela *WL Delft Hydraulics*) (DELTARES, 2014c). A implementação do modelo foi feita com dados pertencentes ao Laboratório de Simulação e Previsão Numérica Hidrodinâmica (LABSIP) do IOUSP, bem como dados disponíveis em Bancos de Dados Oceanográficos.

5.1. O Delft3D

O sistema de modelagem do Delft3D é composto por diversos módulos (DELTARES, 2014c). Os principais módulos que compõem o modelo são: hidrodinâmico (*FLOW*), de onda (*WAVE*), transporte de sedimentos (*SED*), morfologia (*MOR*), qualidade da água (*WAQ*), traçadores (*PART*), ecologia (*ECO*) e química (*CHEM*). Estes módulos possuem ferramentas de pré-processamento (RGFGRID – gerador de grade e QUICKIN – gerador de batimetria), processamento e pós-processamento (GPP e QUICKPLOT – para plotagens), o que facilita o trabalho de implementação do modelo na região de interesse (Garcia, 2008).

No presente trabalho foram utilizados os módulos hidrodinâmico (*FLOW*) e de qualidade da água (*WAQ*).

5.1.1. Módulo FLOW

O módulo hidrodinâmico do Delft3D consiste em um modelo que resolve as equações hidrodinâmicas do escoamento e do transporte de substâncias para os casos bidimensionais (2D) e tridimensionais (3D), utilizando o método de diferenças finitas (DELTARES, 2014d).

O módulo FLOW simula fenômenos de transporte resultantes da maré, descargas de rios e efeitos meteorológicos, inclusive o efeito da diferença de densidade devido a gradientes horizontais dos campos de temperatura e salinidade. O D3D-FLOW pode ser utilizado em

simulações de fluxo em mares, regiões costeiras, estuários, reservatórios e rios. Além disso, este módulo fornece as condições hidrodinâmicas que são utilizadas pelo módulo de qualidade de água (WAQ).

O Delft3D adota coordenadas sigma ($\sigma = \frac{z}{H}$), que transformam a coluna de água da superfície ($z = 0$) até o fundo ($z = H$) em uma profundidade sigma variando de 0 a -1 (Figura 6). O sistema de coordenadas sigma possui vantagens sobre o de coordenadas cartesianas, principalmente quando se trabalha com grandes inclinações na topografia, pois mantém o mesmo número de níveis na coluna d'água em cada ponto de grade, independentemente da profundidade média do ponto.

Figura 6 - Sistema de coordenadas sigma. Fonte: Mellor, 2004.

O modelo resolve problemas que exigem o uso de um sistema de coordenadas esféricas ou cartesianas ortogonais. Abaixo são ilustradas as equações do movimento (1, 2 e 3) resolvidas pelo módulo FLOW, no plano $O_{x,y,\sigma}$. A Equação 1 representa o movimento horizontal na direção zonal, e a Equação 2 representa o movimento horizontal na direção meridional. Na Equação 3, equação da relação hidrostática, está representado o movimento na vertical. A Equação 4 indica a conservação de massa (equação da continuidade).

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

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

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -g\rho H \quad (3)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial HU}{\partial x} + \frac{\partial HV}{\partial y} - Q = 0 \quad (4)$$

Nas equações U e V representam as componentes horizontais de velocidade e W a componente vertical. As variáveis η , H , g , ρ , P , f e A_v representam, respectivamente, a elevação do nível do mar, a profundidade média, a aceleração da gravidade, a densidade da água do mar, a pressão hidrostática, o parâmetro de Coriolis e o coeficiente de viscosidade turbulenta vertical. As parcelas ∇P_x e ∇P_y são os gradientes de pressão hidrostática nas direções x e y ; M_x e M_y representam fontes adicionais de movimento segundo x e y ; e Q indica fontes de contribuições por unidade de área de descarga de água.

As Equações 5 e 6 são as equações da conservação de temperatura (T) e salinidade (S), respectivamente.

$$\frac{\partial HT}{\partial t} + \frac{\partial HUT}{\partial x} + \frac{\partial HVT}{\partial y} + \frac{\partial W T}{\partial \sigma} = H \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial T}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{A_v}{\sigma_{mm}} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right) + F_T \quad (5)$$

$$\frac{\partial HS}{\partial t} + \frac{\partial HUS}{\partial x} + \frac{\partial HVS}{\partial y} + \frac{\partial WS}{\partial \sigma} = H \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{D_H}{\sigma} \frac{\partial S}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{A_v}{\sigma_{mm}} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right) + F_S \quad (6)$$

Onde D_H é o coeficiente de difusão horizontal; σ_{mm} é Número de Plandtl-Schmidt para misturas moleculares; e F_T e F_S são fontes adicionais de temperatura e salinidade, respectivamente.

Mais informações sobre as equações resolvidas pelo modelo D3D-FLOW podem ser encontradas em Deltares (2014d).

5.1.2. Módulo WAQ

O módulo WAQ é um modelo tridimensional para a representação da qualidade de água em ambientes naturais e artificiais. Este módulo resolve as equações de advecção-difusão-reação (Equação 7) para uma grade computacional pré-definida e para uma larga quantidade de substâncias, utilizando o método de elementos finitos. Todos os esquemas numéricos

disponíveis no WAQ são explícitos de primeira ordem para resolver os termos de reação e os termos fonte.

O WAQ tem grande flexibilidade nas substâncias a serem modeladas, as quais podem ser: substâncias conservativas (salinidade, cloretos, traçadores), substâncias com decaimento, material em suspensão, temperatura, nutrientes, matéria orgânica, oxigênio, bactérias, metais pesados e micropoluentes orgânicos.

Além disso, o modelo permite ao usuário especificar uma larga quantidade de processos físicos, químicos, biológicos e ecológicos. Alguns dos processos passíveis de modelagem são: sedimentação e ressuspensão, reaeração de oxigênio, crescimento e mortalidade de algas, mineralização da matéria orgânica, nitrificação e denitrificação, adsorção de metais, volatilização de micropoluentes, etc ... (PEREIRA; NIENCHESKI, 2004).

A Equação 7 corresponde à equação da advecção-difusão-reação resolvida pelo D3D-WAQ. Nesta equação, C representa a concentração da substância a ser modelada. As variáveis K_H e K_V são coeficientes de difusão turbulenta na horizontal e na vertical, respectivamente; λ é o coeficiente de decaimento; e F_R representa fontes adicionais de reações e outros processos físicos.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{W}{H} \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_H \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_H \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(K_V \frac{\partial C}{\partial \sigma} \right) - \lambda C + F_R \quad (7)$$

As taxas de mortalidade de bactérias coliformes e enterococos podem ser quantificadas com as seguintes fórmulas empíricas, em função da temperatura, clorinidade e radiação solar:

Para $T > T_{Ci}$:

$$Rmrt_i = kmrt_i \times Cx_i \quad (8)$$

$$kmrt_i = (kmb_i + kmcl_i) \times ktmrt_i^{T-20} + kmrd \quad (9)$$

$$kmcl_i = kcl_i \times Ccl \quad (10)$$

$$kmrd = krd \times DL \times fuv \times IO \times \frac{(1 - e^{-\varepsilon x H})}{\varepsilon \times H} \quad (11)$$

Para $T \leq T_{Ci}$:

$$Rmrt_i = 0 \quad (12)$$

Onde:

i = índice para o tipo de bactéria (coliformes termotolerantes ou enterococos).

Cx_i = concentração de bactérias.

DL = duração do dia [d].

ε = extinção devido à radiação-UV [m^{-1}].

f_{uv} = fração da radiação-UV como derivada da luz visível [-].

H = profundidade da água.

I_0 = radiação solar incidente na superfície da água [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$].

k_{cl} = constante de mortalidade relacionada com cloreto [$\text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$].

k_{mb} = taxa básica de mortalidade [d^{-1}].

k_{mcl} = taxa de mortalidade devido à clorinidade [d^{-1}].

k_{mrd} = taxa de mortalidade devido à radiação [d^{-1}].

k_{mrt} = taxa de mortalidade de primeira ordem [d^{-1}].

k_{rd} = constante da mortalidade relacionada à radiação [$\text{m}^2 \cdot \text{W}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$].

k_{tmrt} = coeficiente de temperatura da taxa de mortalidade [-].

R_{mrt} = taxa de mortalidade da bactéria [$\text{NMP} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$].

T = temperatura [$^{\circ}\text{C}$].

T_c = temperatura crítica para mortalidade [$^{\circ}\text{C}$].

C_{cl} = concentração de cloreto [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$].

Quanto aos micropoluentes hidrocarbonetos, a taxa de degradação é descrita de acordo com a cinética de primeira ordem dependente da temperatura. Abaixo de uma temperatura crítica o fluxo é definido como igual a um valor constante. A degradação pode ser deduzida como proporcional às frações dissolvidas ou à concentração total do poluente. Os processos de degradação formulados no modelo são genéricos e são similares para todas as substâncias, como por exemplo hidrocarboneto aromático (HPA), hexaclorobenzeno (HCB), hexaclohexano (HCH), bifenilpoliclorado (PCB), etc...

A taxa de degradação para um compartimento específico (água ou sedimento) segue a formulação genérica abaixo:

Se $T < T_c$,

$$R_{deg} = k_0 \text{ deg} \quad (13)$$

Caso contrário,

$$R_{deg} = k_0 \text{ deg} + (k_1 \text{ deg}^{20} \times k_{tdeg}^{(T-20)} \times f_{df} \times C_{mpt}) \quad (14)$$

Onde:

C_{mpt} = concentração total do micropoluento [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$].

f_{df} = fração livre dissolvida do micropoluento [-].

$k_0 \text{ deg}$ = taxa de degradação de ordem zero [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$].

$k_1 \text{ deg}$ = taxa de degradação de primeira ordem [d^{-1}].

$ktdeg$ = coeficiente de temperatura de degradação [-].

$Rdeg$ = taxa de degradação [$\text{g.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$].

T = temperatura [$^{\circ}\text{C}$].

Tc = temperatura crítica para degradação [$^{\circ}\text{C}$].

Mais informações sobre as equações resolvidas pelo modelo D3D-WAQ podem ser encontradas em Deltares (2014a).

5.2. Preparação do modelo hidrodinâmico (D3D-FLOW)

Nesta seção é descrita a fase da preparação do modelo numérico, onde são utilizadas as ferramentas de pré-processamento do Delft3D para a elaboração da grade numérica (RGFGRID) e para a interpolação de dados batimétricos (QUICKIN). Também são descritas as grandezas físicas determinadas para o instante inicial em todo o domínio (condições iniciais) e a especificação destas grandezas nos limites do domínio (condições de contorno).

5.2.1. Grade e batimetria

O modelo numérico Delft3D é baseado em diferenças finitas e adota o sistema de grade chamado *staggered grid* (“grade alternada”). As variáveis que descrevem nível, fluxo d’água e as componentes de velocidade (u , v , w) são distribuídas em uma grade Tipo C de Arakawa. A grade do tipo C facilita a representação dos termos de gradiente de elevação de superfície livre e divergente de velocidade. O sistema de grade alternada facilita a implementação das condições de contorno, previne excessivas oscilações espaciais de elevação e diminui a discretização das variáveis quando comparado ao sistema *non-staggered grids* (“grades não alternadas”) (DELTARES, 2014b).

No módulo RGFGRID foi elaborada uma grade computacional regular de 491 x 218 pontos, em coordenadas esféricas, com espaçamento de aproximadamente 350 metros, cobrindo todo o litoral norte de São Paulo, entre as longitudes de 46°15’ W a 44°45’ W, e as latitudes de 24°00’ S a 23°22’ S (Figura 7).

Figura 7 – Grade numérica cobrindo toda a região do litoral norte de São Paulo, com 491 x 218 pontos.

A batimetria da região foi obtida por digitalização das cartas náuticas 80, 1600, 1614, 1635 e 1700, da Diretoria de Hidrografia e Navegação do Brasil (DHN). A profundidade máxima da área coberta pela grade é de aproximadamente 100 metros (vide Figura 2). Os dados batimétricos foram interpolados para os pontos da grade numérica no módulo de pré-processamento QUICKIN.

5.2.2. Determinação das condições iniciais e de contorno

Como condição inicial, a altura do nível do mar foi considerada nula em todo o domínio, uma vez que o modelo necessita de um tempo de estabilização relativamente curto.

Foram utilizados como constantes os seguintes parâmetros físicos:

- Aceleração da Gravidade = $9,81 \text{ m/s}^2$
- Densidade média da água do mar = 1025 kg/m^3
- Densidade do ar = 1 kg/m^3

Na Figura 8 estão os mapas da salinidade e temperatura iniciais na superfície em toda região coberta pela grade numérica.

Figura 8 – Mapas de salinidade (imagem à esquerda) e temperatura (à direita) iniciais, na camada de superfície, utilizados na implementação do modelo.

Abaixo seguem as especificações dos parâmetros utilizados como condições de contorno na implementação do modelo.

5.2.2.1. Maré

As simulações com a forçante de maré foram realizadas a partir da especificação das constantes harmônicas das componentes de maré nos contornos abertos da grade. As constantes harmônicas de maré foram obtidas do banco de dados do modelo TPXO (*Osu Topex/Poseidon Global Inverse Solution*).

O TPXO é um modelo global de maré que realiza um ajuste entre a equação de maré de Laplace e dados de maré dos satélites TOPEX/POSEIDON (T/P) e JASON, baseado em solução de mínimos quadrados (EGBERT; BENNETT; FOREMAN, 1994).

Na Tabela 1 estão listadas as principais componentes de maré, fornecidas pelo modelo global TPXO, cujas constantes harmônicas foram especificadas nos contornos abertos da grade.

Tabela 1 – Componentes de maré, e seus respectivos símbolos, tipo e período (h), utilizadas na implementação do modelo hidrodinâmico.

Componente	Símbolo	Tipo	Período (h)
Lunar principal	M2	Semi-diurna	12,42
Solar principal	S2		12,00
Elíptica lunar	N2		12,66
Luni-solar semidiurna	K2		11,97
Luni-solar diurna	K1	Diurna	23,93
Lunar principal diurna	O1		25,82
Solar principal diurna	P1		24,07
Elíptica lunar diurna	Q1		26,87
Lunar quinzenal	M _f	Longo Período	327,86
Lunar mensal	M _m		661,30

5.2.2.2. Nível médio do mar

Os valores de nível médio do mar nos contornos abertos da grade foram especificados a partir de dados de modelagem operacional da plataforma fornecidos pelo Laboratório de Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais (MASTER) (disponível em: <www.master.iag.usp.br>) (CAMARGO; HARARI, 2014).

5.2.2.3. Ventos

O efeito da forçante meteorológica na circulação foi introduzido a partir de dados de séries temporais de ventos a cada 6 horas, obtidos do banco de dados do *National Center for Environmental Prediction for Atmospheric Research* (NCEP/NCAR). Esses dados são resultados de um modelo atmosférico global, que assimila dados qualificados de diferentes fontes, tais como estações meteorológicas, satélites, entre outros (KALNAY et al., 1996).

5.2.2.4. Campo de densidade

A fim de incluir o efeito da forçante baroclínica nas simulações, foram utilizados campos tridimensionais horários de temperatura e salinidade nos contornos da grade, obtidos a

partir de resultados do modelo operacional da plataforma do MASTER (disponível em: <www.master.iag.usp.br>) (CAMARGO; HARARI, 2014).

5.2.3. Simulações e pontos de observação

O módulo hidrodinâmico foi implementado inicialmente, a fim de determinar a hidrodinâmica em função das forçantes atuantes no sistema (ventos, marés e gradientes de densidade). Os dados gerados pelo módulo FLOW são usados como dados de entrada na implementação do módulo WAQ.

As simulações do módulo hidrodinâmico foram realizadas para o período de 00:00 GMT de 01 de dezembro de 2008 a 23:59 GMT de 31 de dezembro de 2009, sendo descartado o primeiro mês de processamento (tempo de estabilização do modelo). As simulações consideraram inicialmente somente o efeito da forçante das marés (em padrão 2D, verticalmente integrado), e depois consideraram a ação das marés em composição com os efeitos da forçante meteorológica (ventos) e da forçante baroclínica (campo de densidade), estipulando-se 5 níveis sigma na vertical com espessuras iguais entre as camadas. Seguem na Tabela 2 as especificações das simulações do modelo.

Tabela 2 - Descrição das simulações do módulo hidrodinâmico: forçantes e níveis de profundidade considerados.

Simulação	Forçantes	Nível de profundidade
2D	Maré	Toda a coluna
3D	Maré, Ventos e Campo de densidade	5 níveis sigma

Para analisar a circulação hidrodinâmica em boa parte da área da plataforma continental do litoral norte de São Paulo, foram selecionados 8 pontos (P01 a P08) para monitoramento dos resultados e obtenção de séries temporais de nível do mar e correntes. A localização desses pontos pode ser visualizada na Figura 9.

LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE OBSERVAÇÃO DO MODELO FLOW

Figura 9 - Localização dos pontos de observação dos resultados do módulo hidrodinâmico.

5.3. Preparação do módulo de qualidade da água (D3D-WAQ)

Após o processamento do módulo FLOW, os resultados das simulações hidrodinâmicas foram convertidos para o formato apropriado ao modelo de qualidade da água (D3D-WAQ), pela ferramenta COUPLE de pré-processamento. No módulo de processos “Processes Tool” foram definidos as substâncias e os processos a serem incluídos nas simulações. Na interface WAQ-GUI foram montados os cenários, definindo-se as condições iniciais, condições de contorno, tempo de simulação, descarga de resíduos, variáveis de saída, pontos de monitoramento, etc. Após os processamentos dos cenários, os resultados de saída do modelo puderam ser checados nos módulos de pós-processamento QUICKLOT e GPP.

Os módulos internos do modelo D3D-WAQ, bem como o fluxo de dados entre eles, podem ser visualizados no diagrama da Figura 10. Nas subseções a seguir apresentam-se os dados de entrada e suas fontes, a descrição dos cenários implementados e a localização dos pontos de monitoramento dos resultados.

Figura 10 - Diagrama com visão dos módulos e fluxo de dados do modelo D3D-WAQ. Retirado de Deltares (2014a).

5.3.1. Dados e fontes

Para a implementação do módulo de qualidade da água foram utilizados dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009) e do projeto Atlas de Detalhe Operacional - Região do Saco da Ribeira - Ubatuba (SP), realizado pelo Instituto Oceanográfico da USP (IOUSP) em 2009, onde foram feitos levantamentos de hidrografia, correntometria, qualidade da água e do sedimento, com o objetivo de caracterizar as águas e os sedimentos da região do Saco da Ribeira em relação aos impactos causados pelas marinas (COSTA et al., 2009).

Para estudar os impactos do aumento do lançamento de efluentes decorrentes da atividade de turismo, principalmente em épocas de alta temporada, no Saco da Ribeira e na Enseada das Palmas, foram utilizados dados de coliformes termotolerantes e enterococos obtidos pela CETESB e publicados no *Relatório de Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo* (CETESB, 2009). Atualmente a rede de monitoramento da CESTESB, no Município de Ubatuba, inclui 26 praias e 56 cursos d'água (CETESB, 2015).

Os coliformes termotolerantes foram analisados pela Técnica de Tubos Múltiplos, e as concentrações nas amostras de água são expressas em “Número Mais Provável” (NMP), ou “*Most Probable Number*” (MPN), por 100 mL de amostra. O módulo WAQ trabalha com concentrações em MPN/m³. Para análise e comparação dos resultados com os limites encontrados na resolução Conama 274/00, as saídas do modelo foram convertidas em NMP/100mL.

A Tabela 3 indica as concentrações de coliformes termotolerantes obtidas em duas campanhas da CETESB, em dois canais afluentes no Saco da Ribeira em 2009. As concentrações de despejo de coliformes utilizadas para o período de verão foram de $2,4 \times 10^4$ e $3,3 \times 10^4$ NMP/100mL, convertidos em $2,4 \times 10^8$ e $3,3 \times 10^8$ NMP/m³, respectivamente, para uso no modelo como concentrações de despejo. Para o período de inverno utilizou-se o valor de 760 NMP/100mL ($7,60 \times 10^6$ NMP/m³) e 480 NMP/100mL ($4,80 \times 10^6$ NMP/m³).

Tabela 3 - Concentrações de coliformes termotolerantes (NMP/100mL) obtidos pela CETESB nas duas amostragens efetuadas em 2009 em corpos d'água afluentes no Saco da Ribeira.

Afluentes no Saco da Ribeira	Amostragem 1	Amostragem 2
Canal afluente ao lado do Ubatuba Iate Clube - Ponte	24.000	760
Canal ao lado direito do pier do Iate Clube	33.000	480

As concentrações de enterococos foram obtidas pela Técnica de Filtração em Membrana, sendo expressas em número de “Unidades Formadoras de Colônias” (UFC) por 100mL de amostra de água. Foram realizadas amostragens nas praias da Enseada das Palmas ao longo do ano de 2009. Para fins de comparação entre alta e baixa temporadas (períodos de verão e inverno), foram utilizados os valores obtidos nos meses de fevereiro e agosto. Na Tabela 4 estão expressas as concentrações de enterococos (em UFC/100mL) na Praia das Palmas, na Praia do Presídio e na Praia do Engenho. Para implementação do modelo os dados foram convertidos em UFC/m³.

Tabela 4 – Concentrações de enterococos (UFC/100mL) obtidas pela CETESB nos meses de fevereiro e agosto de 2009, nas praias da Enseada das Palmas, Ilha Anchieta.

Local/dia	Fevereiro				Agosto			
	1	8	15	22	9	16	23	30
Praia das Palmas	1	88	68	1	3	1	3	5
Praia do Presídio	1	92	92	5	1	1	6	5
Praia do Engenho	1	59	120	4	1	1	42	2

A resolução Conama 274/00 não especifica o método de avaliação dos parâmetros microbiológicos, nem a unidade em que devem ser expressas as concentrações. Conforme o Art. 7º dessa resolução, os métodos de amostragem e análise das águas devem ser os especificados nas normas aprovadas pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial (INMETRO) ou, na ausência destas, no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - APHA-AWWA-WPCF. As técnicas de Filtração em Membrana (número de unidades formadoras de colônias) e de Tubos Múltiplos (número mais provável) constam nessas normatizações.

As técnicas de determinação da densidade de bactérias fecais disponíveis, até o momento, não permitem que se conheça a qualidade das águas marinhas em tempo real. Como os resultados dos indicadores microbiológicos estão sujeitos a grandes oscilações ao longo do tempo, devido a diversos fatores que podem alterar a densidade de indicadores microbiológicos nas águas marinhas e modificar as condições sanitárias das águas, a qualidade da água é avaliada pelo conjunto de cinco últimos resultados consecutivos (últimas cinco semanas) (CETESB, 2009).

Essa avaliação de qualidade corresponde a uma tendência, que indica ao banhista a probabilidade de risco à saúde ao se utilizar dessas águas para sua recreação durante aquela semana. Se uma praia apresentou valores elevados de bactérias fecais nas últimas semanas, esse fato poderá se repetir na semana seguinte e isto exporá o banhista a uma situação de risco. Adota-se, assim, uma postura preventiva. Como não foram realizadas amostragens semanais consecutivas (durante 5 semanas), não foi possível classificar as praias da Tabela 4. Porém, é possível inferir a influência do aumento da presença de esgotos domésticos na qualidade das águas no período de verão.

De acordo com o Art. 2º da Resolução Conama nº274/2000 (texto completo no ANEXO C), as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) são avaliadas nas categorias “própria” e “imprópria”. As águas consideradas próprias são subdivididas nas categorias: “Excelente”, quando em 80% das amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes termotolerantes ou 25 enterococos por 100 mL; “Muito Boa”, quando em 80% das amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes termotolerantes ou 50 enterococos por 100 mL; e “Satisfatória”, quando em 80% das amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes termotolerantes ou 100 enterococos por 100 mL (BRASIL, 2001).

A Tabela 5 apresenta de forma resumida a classificação das águas destinadas à balneabilidade com relação ao número de coliformes termotolerantes e de enterococos.

Tabela 5 - Classificação das águas destinadas à balneabilidade com relação à quantidade de coliformes termotolerantes e enterococos em 100 mL de amostra.

	PRÓPRIA			IMPRÓPRIA
	Excelente	Muito boa	Satisfatória	
COLIFORMES TERMOTOLERANTES	máx. de 250 em 80% ou mais tempo	máx. de 500 em 80% ou mais tempo	máx. de 1000 em 80% ou mais tempo	Superior a 1000 em mais de 20% do tempo ou maior que 2500 na última medição
ENTEROCOCOS	máx. de 25 em 80% ou mais tempo	máx. de 50 em 80% ou mais tempo	máx. de 100 em 80% ou mais tempo	Superior a 100 em mais de 20% do tempo ou maior que 400 na última medição

Fonte: Resolução Conama n°274/2000

A fim de avaliar os processos de transporte e a difusão de poluentes associados às atividades náuticas na Enseada do Flamengo, foram utilizados dados referentes às concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) obtidos pelo projeto *Atlas de Detalhe Operacional: Região do Saco da Ribeira, Ubatuba (SP)*, cujos resultados foram apresentados no III Simpósio de Iniciação Científica do Instituto Oceanográfico (COSTA et al., 2009).

As amostras de água para análise de HPAs foram coletadas na superfície da coluna d'água na Enseada do Flamengo em setembro de 2009. Segue na Figura 11 o mapa das estações de coleta realizadas na Enseada do Flamengo durante o projeto *Atlas de Detalhe Operacional: Região do Saco da Ribeira, Ubatuba (SP)*.

As análises dos teores de HPAs contidos nas amostras foram realizadas no Laboratório de Química Orgânica Marinha (LabQOM) do IOUSP. Trata-se da soma de todos os HPAs presentes nas amostras, e não um HPA específico. A Figura 12 ilustra a distribuição dos teores de HPAs (em µg/L) obtidos na Enseada do Flamengo. A média dos teores de HPAs na porção interna do Saco da Ribeira foi de 6,3 µg/L. Esse valor foi convertido em gramas por metro cúbico e utilizado como dado de entrada do modelo (concentração de despejo do poluente).

Figura 11 – Mapa e legenda das estações de coleta do projeto *Atlas de Detalhe Operacional: Região do Saco da Ribeira, Ubatuba (SP)*. Fonte: Costa et al. (2009).

Figura 12 - Distribuição das concentrações de hidrocarbonetos aromáticos (µg/L) na Enseada do Flamengo. Fonte: Costa et al. (2009).

Na Tabela 6 se encontram valores das concentrações de nutrientes e material inorgânico em suspensão, necessários para calibração e requeridos pelo modelo como coeficientes nas formulações dos processos bioquímicos em que se envolvem os micropoluentes orgânicos. As amostras de água para determinação desses parâmetros foram coletadas na mesma campanha em que houve a coleta de amostras para análise de HPAs, no projeto do IOUSP. Os valores são uma média para a região da Enseada do Flamengo.

Tabela 6 – Concentrações (valor médio) de nutrientes e material inorgânico em suspensão (MIS) utilizadas na calibração do modelo de qualidade da água.

Nitrato	Nitrito	Amônia	Fosfato	MIS
gN/m ³	gN/m ³	gN/m ³	gP/m ³	g/m ³
0,0038	0,0009	0,0082	0,0049	1,76
μmol/L	μmol/L	μmol/L	μmol/L	mg/L
0,27	0,07	0,59	0,16	1,76

Fonte: Costa et al. (2009).

5.3.2. Simulações e pontos de monitoramento

Para as simulações de qualidade da água foram escolhidos 5 cenários. Na Enseada do Flamengo, foram realizadas duas simulações com coliformes termotolerantes, uma em fevereiro, representando a estação de verão, e uma em agosto, representando o inverno. Também foi realizada uma simulação no mês de setembro com dados de micropoluentes orgânicos. Na Enseada das Palmas foram implementados dois cenários com dados de enterococos, em fevereiro e agosto.

Para monitoramento e análise dos resultados do modelo de qualidade da água foram selecionados 15 pontos na Enseada do Flamengo (FL01 a FL15) e 14 pontos na Enseada das Palmas (PA01 a PA14) (Figura 13).

Figura 13 – Localização dos pontos de monitoramento dos dados de qualidade da água e localização dos pontos de lançamento de poluentes (losangos vermelhos).

A denominação dos cenários, bem como os meses de simulação, os locais e os parâmetros de qualidade da água usados em cada cenário, se encontram na Tabela 7.

Tabela 7 - Descrição dos cenários do módulo de qualidade da água, meses, locais e parâmetros.

CENÁRIOS	FLA01	FLA02	FLA03	PAL01	PAL02
Mês	Fev2009	Ago2009	Set2009	Fev2009	Ago2009
Local	Enseada do Flamengo	Enseada do Flamengo	Enseada do Flamengo	Enseada das Palmas	Enseada das Palmas
Parâmetro	Coliformes fecais	Coliformes fecais	HPAs	Enterococos	Enterococos
Concentrações de despejo	NMP/m ³ vide Tabela 3	NMP/m ³ vide Tabela 3	6,3 10 ⁻³ g/m ³	CFC/m ³ vide Tabela 4	CFC/m ³ vide Tabela 4
Irradiação solar média	250 W/m ²	190 W/m ²	200 W/m ²	250 W/m ²	190 W/m ²

5.3.3. Análise de correlação linear

A taxa de decaimento (mortalidade) das bactérias coliformes e enterococos é altamente influenciada pela radiação solar, temperatura e salinidade (MANCINI, 1978). Para verificar o grau de correlação entre os parâmetros físicos e as taxas de mortalidade das bactérias foi utilizado o índice de correlação linear (r). A correlação de Pearson é uma das formas de medir o índice de correlação linear, medindo o grau de ajustamento dos valores em torno de uma reta (CORREA, 2003). O índice de correlação de Pearson é calculado pela equação 15:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{[\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2][\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2]}} \quad (15)$$

Onde r é o coeficiente de correlação linear, N é o número de observações, X é a variável independente (e.g., T ou S) e Y é variável dependente (e.g., taxa de mortalidade).

O valor do coeficiente de correlação r tem a variação entre +1 e -1. Se $r = +1$, a correlação é perfeita positiva; se $r = -1$, a correlação é perfeita negativa; e se $r = 0$, não há correlação entre as variáveis ou, ainda, a correlação não é linear, caso exista.

Em geral, se:

- $0 < |r| < 0,3$: a correlação é fraca e fica difícil estabelecer relação entre as variáveis.
- $0,3 \leq |r| < 0,6$: a correlação é fraca, porém, podemos considerar a existência de relativa correlação entre as variáveis.
- $0,6 \leq |r| < 1$: a correlação é de média para forte; a relação entre as variáveis é significativa.

As taxas de mortalidade de bactérias utilizadas são dados de saída do modelo de qualidade da água. Os valores de temperatura (T) e salinidade (S) foram importados do módulo hidrodinâmico e são demonstrados na seção de resultados - módulo hidrodinâmico (FLOW). Nos cenários foi empregada a incidência solar de 250 W/m² para as simulações de verão e 190 W/m² para o inverno.

5.4. Validação dos resultados

Segundo Cheng, Burau e Gartner (1991), um modelo numérico deve ser validado através da comparação dos seus resultados com observações ou resultados de outros modelos para que possa ser usado como ferramenta de pesquisa de processos hidrodinâmicos. A validação é parte de um processo que visa indicar a existência de possíveis erros no modelo, para que esse possa ser aperfeiçoado de modo a aumentar a confiabilidade em sua habilidade de reproduzir os eventos de interesse (WILLMOTT, 1981).

Não há um procedimento padrão para validação na literatura especializada. Neste estudo, o processo de validação dos resultados se baseia em métodos estatísticos, como a análise da correlação linear (Equação 15), o cálculo do erro médio absoluto e o parâmetro de Willmott (*Skill*). O erro médio absoluto é calculado pela seguinte equação:

$$E = \frac{\sum |X_{mod} - X_{obs}|}{N} \quad (16)$$

Onde N é o número amostral, X_{mod} é a série temporal de uma variável resultante da modelagem e X_{obs} é a série temporal da variável observada ou resultante de outro modelo já validado. O método de comparação proposto por Willmott (1981) se baseia na análise do parâmetro S (*Skill*), que é calculado por meio da Equação 17:

$$S = 1 - \frac{\sum (|X_{mod} - X_{obs}|)^2}{\sum (|X_{mod} - \bar{X}_{obs}| + |X_{obs} - \bar{X}_{obs}|)^2} \quad (17)$$

Onde X_{mod} é a série temporal de uma variável calculada pelo modelo, X_{obs} é a série temporal da variável observada e $\bar{X}_{obs}$ indica a média das observações no período. O parâmetro S varia entre zero, representando total discordância entre os dados modelados e observados, e 1, representando concordância muito boa.

A validação dos resultados do modelo foi realizada com base em dados de elevação do nível do mar obtidos por previsão harmônica de maré com 9 componentes (Q1, O1, P1, K1, N2, M2, S2, K2 e M3); dados medidos pelo marégrafo radar Kalesto, situado na Base de Pesquisa *Clarimundo de Jesus* do Instituto Oceanográfico da USP, em Ubatuba; e dados de um modelo de plataforma já validado para região de estudo.

Esse modelo de plataforma foi utilizado por Harari et al. (2006) e Camargo e Harari (2014), e tem sido empregado com propósitos científicos e operacionais, permitindo o detalhamento da hidrodinâmica em subdomínios do Atlântico Sul e Tropical, especialmente em regiões costeiras e de plataforma continental, por meio de aninhamentos de grades. Os resultados do modelo de plataforma podem ser obtidos em previsões operacionais apresentadas regularmente no site do MASTER (<www.master.iag.usp.br>).

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Módulo hidrodinâmico (FLOW)

O módulo hidrodinâmico (D3D-FLOW) foi processado inicialmente a partir da especificação isolada da forçante das marés (Simulação 2D) e depois em composição com as forçantes de vento e campo de densidade (Simulação 3D). As simulações foram realizadas para o período de 00:00 GMT de 01 de dezembro de 2008 a 23:59 GMT de 31 de dezembro de 2009. Foram selecionados, para análise no presente trabalho, os resultados do módulo hidrodinâmico para os meses de fevereiro e agosto.

6.1.1. Validação dos resultados

A fim de validar os resultados da modelagem, os dados de saída do módulo FLOW foram comparados com dados de previsão harmônica de maré, dados observados (medidos por marégrafo) e resultados de um modelo de plataforma já validados (CAMARGO; HARARI, 2014). As séries temporais com dados gerados pelo modelo na simulação 2D e dados da previsão harmônica de maré podem ser observadas na Figura 14 (para agosto de 2009).

Figura 14 - Séries temporais da elevação do nível do mar η (m) no ponto P04, com dados gerados pelo modelo FLOW e dados da previsão de maré.

Na Figura 15 se encontram as séries temporais com dados da simulação 3D para o ponto P04 e dados de nível do mar medidos pelo marégrafo em Ubatuba (para agosto de 2009). O ponto P04 é o ponto da grade mais próximo à localização do marégrafo de Ubatuba.

Figura 15 - Séries temporais da elevação do nível do mar $\eta(m)$ no ponto P04, com dados gerados pelo modelo FLOW e dados medidos pelo marégrafo em Ubatuba.

Na Tabela 8 seguem os parâmetros estatísticos das séries de diferenças entre os resultados da simulação 2D e os da previsão harmônica e entre os resultados da simulação 3D e os dados medidos pelo marégrafo, referentes ao mês de agosto de 2009, no ponto P04.

Tabela 8 - Parâmetros estatísticos da série de diferenças entre os resultados da simulação 2D e os da previsão harmônica, e entre os resultados da simulação 3D e os dados do marégrafo.

Parâmetro estatístico	Simulações	
	2D	3D
	Ago/2009	Ago/2009
Média (m)	0,00	-0,03
Desvio padrão (m)	0,03	0,16
Coef. correlação linear (r)	0,99	0,88
Erro absoluto médio (m)	0,03	0,13
S (Willmot, 1981)	1,00	0,94

Os valores obtidos para o parâmetro S (*Skill*) foram de 1,00 para a validação dos resultados da simulação com forçante de maré (2D), indicando concordância muito boa entre os resultados do modelo e os dados da previsão harmônica de maré; neste processamento, o coeficiente de correlação indica correlação quase perfeita entre as séries de dados ($r = 0,99$). O valor de S para a validação dos resultados da simulação com todas as forçantes (3D) foi de 0,94.

De acordo com Warner, Geyer e Lerczac (2005), valores de S entre 0,68 e 0,95 podem ser considerados plenamente satisfatórios. Também no processamento 3D foi obtida alta correlação linear, com $r = 0,88$.

Na Figura 16 e na Figura 17 se encontram as séries temporais de elevação do nível do mar obtidas pelo modelo FLOW na simulação 3D e pelo modelo de plataforma, nos pontos P05, P06, P07 e P08, em fevereiro e agosto de 2009, respectivamente.

Figura 16 - Séries temporais da elevação do nível do mar $\eta(m)$ nos pontos P05 a P08 para fevereiro, com resultados do modelo FLOW e dados do modelo de plataforma.

Figura 17 - Séries temporais da elevação do nível do mar $\eta(m)$ nos pontos P05 a P08 para agosto, com resultados do modelo FLOW e dados do modelo de plataforma.

Pela plotagem das séries temporais e pelos parâmetros comparativos da Tabela 9 pode-se notar a grande correspondência entre as correspondentes séries de dados.

Tabela 9 - Parâmetros estatísticos das séries de diferenças entre os resultados de nível do mar da simulação 3D e os dados do modelo de plataforma, nos pontos P05, P06, P07 e P08, em fevereiro e agosto de 2009.

Parâmetro estatístico	Fevereiro				Agosto			
	P05	P06	P07	P08	P05	P06	P07	P08
Média (m)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desvio padrão (m)	0,08	0,06	0,07	0,06	0,11	0,09	0,1	0,09
Coef. correlação linear (r)	0,98	0,98	0,97	0,98	0,95	0,96	0,95	0,95
Erro absoluto médio (m)	0,06	0,05	0,06	0,05	0,08	0,08	0,08	0,07
S (Willmot, 1981)	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97

Os erros médios absolutos foram relativamente baixos. Os índices de correlação ficaram entre 0,95 e 0,98, indicando correlação quase perfeita entre as séries de dados comparadas. Os valores dos parâmetros S foram maiores que 0,97, e indicam forte concordância entre os dados do modelo de plataforma e os resultados da simulação 3D. Esses resultados permitem classificar a validação do modelo FLOW como “muito boa” com relação aos dados de nível do mar.

A modelagem costeira de alta resolução tem a vantagem de representar melhor os sistemas de correntes em comparação com outros modelos. Na Figura 18 se encontram as séries temporais das componentes EW e NS da velocidade da corrente no ponto P05 obtidas pelo FLOW na simulação 3D e pelo modelo de plataforma no mês de fevereiro de 2009.

Figura 18 - Séries temporais das componentes de velocidade (m/s) no ponto P05 resultantes do modelo FLOW e de dados do modelo de plataforma para fevereiro de 2009.

Na Figura 19 se encontram as séries temporais das componentes EW e NS da velocidade da corrente no ponto P05 obtidas pelo FLOW na simulação 3D e pelo modelo de plataforma no mês de agosto de 2009.

Figura 19 - Séries temporais das componentes de velocidade (m/s) no ponto P05 resultantes do modelo FLOW e de dados do modelo de plataforma para agosto de 2009.

Os parâmetros estatísticos da comparação entre as duas séries se encontram na Tabela 10. Na validação dos resultados de correntes para fevereiro foram obtidas correlações fracas para a componente EW ($r = 0,12$) e para a componente NS da corrente ($r = 0,48$). O parâmetro *Skill* obtido para a componente EW é considerado baixo ($S = 0,40$), e plenamente satisfatório para a componente NS da corrente ($S = 0,69$).

Os resultados da validação dos resultados de correntes para agosto indicam boa correlação linear entre as séries de dados, sendo $r = 0,53$ para a componente EW e $r = 0,59$ para a componente NS da corrente. O parâmetro *Skill* obtido para a componente EW é considerado satisfatório ($S = 0,67$), e plenamente satisfatório para a componente NS da corrente ($S = 0,75$). Esses valores permitem classificar a validação do modelo como “boa” com relação aos dados de correntes.

Tabela 10 - Parâmetros estatísticos da série de diferenças entre os resultados de correntes da simulação 3D e os dados do modelo de plataforma no ponto P05, em fevereiro e agosto de 2009.
componente da velocidade

Parâmetro estatístico	Fevereiro		Agosto	
	EW	NS	EW	NS
Média (m/s)	0,03	0,01	0,01	0,02
Desvio padrão (m/s)	0,17	0,11	0,13	0,09
Coef. correlação linear (r)	0,12	0,48	0,53	0,59
Erro absoluto médio (m/s)	0,14	0,09	0,11	0,07
S (Willmot, 1981)	0,40	0,69	0,67	0,75

Tendo sido considerada satisfatória a validação do modelo hidrodinâmico, a seguir são apresentados os resultados obtidos nas simulações 2D e 3D.

6.1.2. Simulação 2D

A Tabela 11 apresenta os valores médios anuais, os desvios padrão da média e os valores máximos da velocidade da corrente na superfície ($\vec{V}$ (m/s)) obtidos pela simulação 2D (maré) nos pontos P01 a P08. As Tabela 12 e Tabela 13 demonstram os valores obtidos pela simulação 2D para os períodos de verão e inverno. Para análise estatística dos dados, foram considerados como meses de verão: janeiro e fevereiro; e como meses de inverno: junho, julho e agosto.

Tabela 11 - Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré em 2009.

Velocidade da corrente na superfície - Simulação 2D (maré) - 2009			
	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,03	0,02	0,15
P02	0,05	0,04	0,47
P03	0,02	0,02	0,21
P04	0,01	0,01	0,17
P05	0,04	0,02	0,10
P06	0,04	0,02	0,15
P07	0,03	0,02	0,15
P08	0,03	0,01	0,10

Tabela 12 - Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré no verão.

Velocidade da corrente na superfície - Simulação 2D (maré) - Verão			
	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,03	0,02	0,14
P02	0,06	0,06	0,45
P03	0,03	0,02	0,20
P04	0,01	0,01	0,17
P05	0,04	0,02	0,10
P06	0,04	0,02	0,15
P07	0,03	0,02	0,14
P08	0,03	0,02	0,08

Tabela 13 – Médias, desvios padrão e valores máximos das correntes na simulação de maré no inverno.

Velocidade da corrente na superfície - Simulação 2D (maré) - Inverno			
	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,02	0,01	0,06
P02	0,04	0,03	0,15
P03	0,02	0,01	0,06
P04	0,01	0,01	0,04
P05	0,03	0,02	0,09
P06	0,03	0,02	0,09
P07	0,03	0,02	0,08
P08	0,03	0,01	0,07

Na simulação da maré, a velocidade média da corrente e os desvios padrão da média não apresentaram valores muito diferentes, tanto entre os pontos selecionados como também entre os períodos anual, de verão e de inverno – embora tenham sido obtidos maiores valores máximos no verão (Tabela 12).

Dentre os pontos analisados, o ponto P02, localizado no Canal de São Sebastião (Figura 9), apresentou os maiores valores de corrente de maré, atingindo máximo de 0,45 m/s no verão. O ponto P04 teve as menores médias de correntes de maré, atingindo 0,01 m/s, com máximo de 0,17 m/s no verão. A média da velocidade da corrente de maré na região, considerando todos os pontos analisados, foi de aproximadamente 0,03 m/s em todo o ano.

O modelo permitiu determinar a evolução temporal dos campos de elevação (η) e das correntes forçadas pelas marés, e os resultados puderam ser analisados por meio de diagramas “stickplots” das séries temporais de corrente, como pode ser observado na Figura 20, para o ponto P05, e na Figura 21, para o ponto P08.

As séries temporais de elevação obtidas nas simulações com a forçante das marés mostram os ciclos de maré de sizígia e quadratura bem definidos ao longo dos 28 dias de simulação para o mês de fevereiro e 31 dias para o mês de agosto. Mesquita e Harari (1983) indicaram que as marés, na região de Ubatuba, são semidiurnas com desigualdade diurna.

Não são observadas variabilidades sazonais significativas para as correntes e amplitudes de maré, provavelmente por se tratar de um fenômeno independente de fatores meteorológicos e sazonais.

Figura 20 - Stickplots dos vetores de correntes ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, no ponto P05, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.

Figura 21 - Stickplots dos vetores de correntes ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, no ponto P08, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.

A Figura 22 apresenta o mapa de distribuição das correntes de maré, em superfície, ilustrando a direção das correntes em condição de maré enchente em sizígia, às 03:00 horas (GMT) do dia 25 de fevereiro de 2009. Nota-se que, na enchente, as correntes fluem em direção à costa, perpendicularmente à linha de costa. Já a Figura 23 ilustra a configuração das correntes de maré em condição de maré vazante em sizígia, às 21:00 horas (GMT) do dia 27 de fevereiro de 2009, e, nesse caso, as correntes fluem em direção ao mar aberto.

Figura 22 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), às 03:00h (GMT) do dia 25/02/2009, em condição de maré enchente em sizígia.

Figura 23 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), às 21:00h (GMT) do dia 27/02/2009, em condição de maré vazante em sizígia.

O aumento da visualização da área de Ubatuba, na Figura 24, permite observar que, na Enseada do Flamengo, devido à orientação norte-sul da enseada, as correntes de maré enchente entram em sentido norte, e saem em sentido sul na vazante. Na Enseada das Palmas, as correntes entram pelo lado leste no sentido sudoeste, na enchente, e saem pelo lado leste no sentido nordeste, na vazante. Também pode-se observar que a intensidade das correntes é em torno de 0,03 m/s.

Figura 24 – Direção e intensidade das correntes de maré em superfície (em m/s), na região de Ubatuba, em condição de maré de sizígia em enchente (à esquerda) e em vazante (à direita).

6.1.3.Simulação 3D

CORRENTES

As Tabelas 14 a 16 contêm os valores médios, os desvios padrão da média e os valores máximos das correntes na superfície ($\vec{V}$ (m/s)) obtidos pela simulação 3D (maré + vento + campo de densidade), nos pontos P01 a P08, para o ano de 2009 e para as estações de verão e inverno, respectivamente.

Tabela 14 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, em 2009.

**Velocidade da corrente na superfície - Simulação
3D (maré + vento + densidade) - 2009**

	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,12	0,07	0,46
P02	0,29	0,18	0,96
P03	0,11	0,07	0,50
P04	0,03	0,02	0,33
P05	0,17	0,10	0,65
P06	0,21	0,14	0,93
P07	0,21	0,13	0,85
P08	0,40	0,29	1,38

Tabela 15 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, no período de verão.

**Velocidade da corrente na superfície - Simulação
3D (maré + vento + densidade) - Verão**

	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,12	0,08	0,46
P02	0,28	0,18	0,93
P03	0,10	0,06	0,34
P04	0,03	0,02	0,23
P05	0,17	0,10	0,53
P06	0,20	0,13	0,66
P07	0,20	0,11	0,74
P08	0,47	0,33	1,31

Tabela 16 - Valores médios, desvios padrão e valores máximos das correntes na superfície forçadas pelas marés, ventos e pelo campo de densidade, no período de inverno.

Velocidade da corrente na superfície - Simulação 3D (maré + vento + densidade) - Inverno			
	Média (m/s)	Desvio padrão (m/s)	Máximo (m/s)
P01	0,13	0,08	0,45
P02	0,33	0,18	0,96
P03	0,11	0,07	0,45
P04	0,03	0,02	0,18
P05	0,18	0,11	0,65
P06	0,24	0,17	0,93
P07	0,24	0,13	0,85
P08	0,44	0,28	1,25

A partir desses resultados, pode-se observar que a simulação que considera o efeito da maré adicionado ao efeito dos ventos e do gradiente de densidade gerou correntes com intensidades bem maiores do que as obtidas na simulação de maré.

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 nos pontos P02 e P08 (Tabela 15).

No verão (Tabela 15) a maior média foi atingida no ponto P08, 0,47 m/s, atingindo máxima de 1,31 m/s. O ponto P04, localizado no Saco da Ribeira, na Enseada do Flamengo, apresentou os menores valores de intensidade da corrente (0,03 m/s), o que pode ser explicado por suas características de semi-confinamento, conferindo ao local uma baixa energia hidrodinâmica.

No inverno (Tabela 16), correntes um pouco mais intensas foram observadas, o que pode ser relacionado à maior ocorrência de sistemas frontais, gerando maiores intensidades de correntes nesta estação do ano. Os maiores valores, no inverno, foram encontrados nos pontos P02 e P08, sendo as médias de 0,33 m/s e 0,44 m/s, e os máximos de 0,96 e 1,25 m/s, respectivamente.

As Figuras 21 e 22 ilustram as séries temporais de elevação do nível do mar (η) e os “stickplots” das séries temporais da corrente em superfície, obtidas a partir da simulação 3D, nos pontos P02 e P04. No ANEXO A se encontram as séries temporais para todos os pontos (P01 a P08), nos meses de fevereiro e agosto de 2009, como resultados da simulação 3D.

Figura 25 – Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, dos ventos e do campo de densidade, no ponto P02, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.

Figura 26 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), devido à ação da maré, dos ventos e do campo de densidade, no ponto P04, em fevereiro (à esquerda) e em agosto (à direita) de 2009.

O ponto P04 apresentou intensidades de correntes muito baixas, tanto em janeiro quanto em agosto, o que está associado a sua localização na Enseada do Flamengo. Já o ponto P02, localizado no Canal de São Sebastião, devido ao efeito da geometria desse canal, que possui um grande estreitamento da entrada sul em direção à entrada norte, as correntes são intensificadas em suas componentes longitudinais; este comportamento está de acordo com Silva (1995) e, ainda segundo este autor, no Canal de São Sebastião a média das correntes pode ultrapassar 0,40 m/s.

No critério de identificação de frentes frias considerou-se a virada da direção da corrente, de sul para norte. É possível observar nas séries temporais que o nível do mar (η)

apresenta maior elevação em situações de entrada de frentes frias. Mudanças no nível do mar na região costeira surgem conforme o campo de pressão se ajusta, em balanço geostrófico, às velocidades paralelas à costa ao longo da coluna d'água. De acordo com Cecílio (2006), no Hemisfério Sul, em uma costa leste como a costa do Brasil, ventos provenientes de sul resultam em correntes que fluem para norte e causam aumento do nível do mar, enquanto que ventos de norte resultam em correntes com direção para sul e causam rebaixamento do nível do mar.

A Figura 27 a seguir ilustra a direção e magnitude das correntes de superfície na região de Ubatuba como resultado da simulação 3D, para o mesmo instante de maré enchente considerado na Figura 22. Com a adição do efeito dos ventos e do campo de densidade, as correntes tendem a fluir predominantemente para sudoeste. A circulação na Enseada do Flamengo é devido a uma corrente que penetra em direção norte, bifurcando-se em dois ramos: um na direção NNE (de baixa penetração) e outro na direção NNO.

Figura 27 – Direção e intensidade das correntes (em m/s) na superfície em situação de maré de sizígia, em enchente (à esquerda) e vazante (à direita) em fevereiro.

Para avaliar melhor os resultados do modelo quanto à resposta do mar a efeitos de entradas de frentes frias, foram analisadas as Figuras 24 e 25, que expõem a configuração das correntes antes e durante a passagem de um sistema frontal, respectivamente, na região da plataforma adjacente ao litoral norte.

Figura 28 – Direção e intensidade das correntes em superfície (em m/s), às 05:00h (GMT) do dia 09/08/2009, antes da passagem de um sistema frontal.

Figura 29 – Direção e intensidade das correntes em superfície (em m/s), às 02:00h (GMT) do dia 11/08/2009, durante a passagem de um sistema frontal.

Na Figura 28, observa-se a configuração das correntes no dia 09 de agosto de 2009 às 05:00 horas (GMT), antes da passagem de um sistema frontal, onde as correntes em superfície fluem de nordeste para sudoeste. Durante a passagem de um sistema frontal, no dia 11 de agosto de 2009 às 02:00 horas (GMT) (Figura 29), as correntes de superfície invertem de sentido, fluindo de sudoeste para nordeste.

A configuração das correntes na região de estudo em Ubatuba pode ser melhor visualizada na Figura 30, que mostra a direção e a magnitude dessas correntes em uma situação de tempo bom, com correntes para sudoeste (no dia 09/08), e durante a passagem de uma frente, situação em que as correntes fluem para nordeste (no dia 11/08). Antes da passagem da frente a intensidade da corrente no interior das duas Enseadas é em torno de 0,05 m/s, atingindo 0,2 m/s no estreito do Boqueirão. Durante a passagem do sistema frontal, as correntes chegam a 0,25 m/s nas Enseadas, e 1,0 m/s no Boqueirão.

Figura 30 – Direção e intensidade das correntes (em m/s) na superfície, antes (imagem à esquerda) e durante a passagem de um sistema frontal (imagem à direita) em agosto.

Devido a geomorfologia da Enseada do Flamengo, com abertura ao sul, as correntes entram em direção norte. Observou-se que dentro da enseada as correntes descrevem circulação horária, na maior parte do tempo, sob influência de ventos do quadrante leste. Ventos provenientes de sul e sudoeste, devido a eventos meteorológicos, podem perturbar esse padrão, porém não o modificam consideravelmente.

Segundo Mahiques, Tessler e Furtado (1998), a Enseada do Flamengo sofre a influência de ondas de sudeste, sul e leste, sendo que as de sul e sudeste são as mais fortes, pois apresentam

menor grau de difração. De acordo com Mahiques (1992), os valores médios de correntes na Enseada do Flamengo são inferiores a 0,1 m/s.

Magliocca e Kutner (1965) estudaram os sedimentos de fundo da Enseada do Flamengo e verificaram que as correntes vindas de sul entram pelo lado ocidental da Enseada do Flamengo, margeiam a costa ocidental e bifurcam-se, sendo que uma parcela se direciona para a costa oriental e outra para o Saco da Ribeira. Dessa forma, são encontrados sedimentos mais grossos na parte ocidental e sedimentos mais finos na costa oriental da enseada.

Ondas provenientes de leste não apresentam dificuldades de penetração na Enseada das Palmas, assim como os ventos de leste, que sopram com uma certa frequência no local, durante todo o ano. Observou-se que as correntes, na Enseada das Palmas, descrevem um fluxo horário, sob influência de ventos do quadrante E, e anti-horário quando da presença de ventos do quadrante S.

Apesar da pequena quantidade de informações sobre a circulação na Enseada das Palmas, segundo Absher (1982), nessa região as correntes costeiras fluem para sudoeste, entre novembro e março, com intensidade de 0,8 nós (0,41 m/s) a 1,5 nós (0,77 m/s) e para oeste-sudoeste, de agosto a outubro, com intensidade de 0,6 nós (0,30 m/s) a 0,9 nós (0,46 m/s).

TEMPERATURA E SALINIDADE

O módulo hidrodinâmico na simulação 3D também reproduziu os campos de temperatura e salinidade na região de estudo. Os gráficos a seguir ilustram a variação temporal da temperatura e da salinidade ao longo dos meses de fevereiro e agosto no ponto FL15. Foram plotados os valores de superfície e fundo, a fim de analisar a estratificação da coluna d'água com relação a esses parâmetros.

Foi escolhido o ponto FL15 por se encontrar a uma profundidade de aproximadamente 20 metros, estando na região mais profunda entre a Enseada do Flamengo e a Ilha Anchieta (Figura 13). Os demais pontos de monitoramento de qualidade da água estão em profundidades mais rasas, apresentando uma coluna d'água mais homogênea.

No ponto selecionado, a temperatura média na superfície, no mês de fevereiro, foi de 24,12°C, e no fundo foi de 23,83°C (Tabela 17).

Tabela 17 – Valores médios, mínimos e máximos de temperatura e salinidade, em superfície e fundo, em fevereiro e agosto de 2009.

	Fevereiro/2009				Agosto/2009			
	T _{superfície} (°C)	T _{fundo} (°C)	S _{superfície}	S _{fundo}	T _{superfície} (°C)	T _{fundo} (°C)	S _{superfície}	S _{fundo}
Média	24,12	23,83	36,19	36,19	20,90	20,87	35,92	35,93
Mínimo	23,14	23,19	36,09	36,12	20,55	20,41	35,84	35,84
Máximo	24,90	24,52	36,23	36,24	21,14	21,14	36,01	36,04

Figura 31 – Valores de temperatura (°C) no decorrer dos meses de fevereiro e agosto, no ponto FL15, na superfície (linha tracejada) e fundo (linha contínua).

Na Figura 31 observa-se que, durante praticamente todo o mês de fevereiro, a temperatura na superfície permanece acima da temperatura no fundo. Em agosto, a média na temperatura cai cerca de 3°C em relação ao mês de fevereiro, e a coluna d'água apresenta menor estratificação, com pouca diferença entre superfície e fundo. A média na temperatura no mês de agosto foi de 20,90°C na superfície, e 20,87°C no fundo. Sassi e Kutner (1982) estudaram a variação sazonal de parâmetros físicos e biológicos na Enseada do Flamengo e obtiveram resultados que indicaram estratificação térmica no verão e homogeneidade térmica no inverno.

Nos resultados do modelo, a salinidade apresentou valores muito próximos entre superfície e fundo (Figura 32). Na Tabela 17 verifica-se que a média na superfície e no fundo em fevereiro é igual a 36,19, e em agosto é de 35,92 na superfície e 35,93 no fundo. Os valores mínimos e máximos também são muito próximos. No geral, os resultados mostram que os valores de temperatura e salinidade decaem no mês de inverno e a coluna d'água fica quase homogênea.

Figura 32 - Valores de salinidade no decorrer dos meses de fevereiro e agosto, no ponto FL15, na superfície (linha tracejada) e fundo (linha contínua).

De acordo com Miranda (1982), as massas de água presentes na Plataforma Continental Sudeste (PCSE) são resultado da mistura entre Água Tropical (AT) ($T > 20^{\circ}\text{C}$ e $S > 36,40$), transportada para o sul-sudoeste na camada superficial da Corrente do Brasil (0-200 m), Água Central do Atlântico Sul (ACAS) ($T < 20^{\circ}\text{C}$ e $S < 36,40$), transportada para o sul-sudoeste na camada inferior da Corrente do Brasil (200-500 m), e a Água Costeira (AC), resultante da mistura da descarga continental da água doce com as águas da plataforma continental, possuindo baixa salinidade ($S < 34$) devido, principalmente, à presença de pequenos e médios estuários na PCSE.

A região mais interna da PCSE apresenta ao longo do ano grande tendência à homogeneidade das propriedades físicas. Durante o verão, as temperaturas em geral são maiores do que 22°C e atingem máximos de 27°C - 28°C ; as salinidades variam, em geral, entre 34,4 e 35,4. Já no inverno, as temperaturas são menores do que 23°C , em geral inferiores a 22°C , atingindo mínimos de 19°C - 20°C ; as salinidades variam bastante, sendo observados valores máximos de 35,8 e mínimos de 33,4 (CASTRO, 1996).

A passagem de uma frente fria, configura correntes mais fortes que fluem no sentido norte-nordeste, empurrando camadas de água em direção à costa. Pode-se observar isso nas Figuras 29 e 30, que mostram águas menos salinas e mais frias adentrando a parte mais interna da Enseada do Flamengo durante a passagem de uma frente. Na Enseada das Palmas há pouca mudança nos campos de salinidade e temperatura quando da ocorrência desse evento, devido à abertura da baía ser voltada para norte, sendo protegida das ondas de sul, sudeste e sudoeste.

Figura 33 – Campos de salinidade antes da passagem de uma frente fria (às 05:00h GMT do dia 09/08/2009) e durante a passagem da frente (às 02:00h GMT do dia 11/08/2009).

Figura 34 - Campos de temperatura antes da passagem de uma frente fria (às 05:00h GMT do dia 09/08/2009) e durante a passagem da frente (às 02:00 horas GMT do dia 11/08/2009).

6.2. Módulo de qualidade da água (WAQ)

Os resultados do modelo hidrodinâmico foram usados como dados de entrada na implementação do módulo de qualidade da água, a fim de reproduzir os processos envolvidos na dispersão de poluentes na região de estudo.

Seguem a apresentação e a discussão dos resultados obtidos pelo módulo WAQ de acordo com os cenários implementados:

6.2.1. Enseada do Flamengo – Coliformes termotolerantes

Os resultados do processamento do Cenário FLA01 permitiram obter os valores médios das concentrações de coliformes termotolerantes na Enseada do Flamengo nos pontos FL01 a FL15, na camada de superfície, no mês de fevereiro, período de verão (Figura 35).

A maior concentração média de coliformes durante o mês de fevereiro foi obtida no ponto FL01, de cerca de 1000,60 NMP/100mL. Os pontos FL01, FL02 e FL04 apresentaram as maiores concentrações médias por serem os pontos mais próximos do local de despejo no Saco da Ribeira. Os pontos mais afastados (FL03, FL05 a FL15) apresentaram concentrações médias próximas a zero.

Figura 35 – Valores médios de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de fevereiro.

No gráfico da Figura 36 estão plotadas as concentrações a cada dia do mês de fevereiro para os pontos FL01 e FL04, por serem os pontos que apresentaram maiores picos nas concentrações. O ponto FL01 apresentou uma concentração máxima de coliformes de 1850 NMP/100mL, e o ponto FL04 atingiu máximo de 1300 NMP/100mL. Além disso, nota-se que a concentração de coliformes no ponto FL01 permanece acima de 1000 NMP/100mL na maior parte do tempo, o que classificaria a água neste ponto como imprópria em termos de balneabilidade, de acordo com a legislação vigente.

Figura 36 - Valores de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de fevereiro.

Na Figura 37 é ilustrada a dispersão de coliformes termotolerantes, com concentrações em NMP/m³, e a direção das correntes, em instantes de interesse. Observa-se que, na maré enchente (primeira imagem à esquerda) a pluma do poluente é carregada para a região mais ao norte da enseada, em direção à reentrância à direita (em direção ao Saco do Perequê-Mirim).

Como já observado e discutido nos resultados do módulo hidrodinâmico, as correntes na Enseada do Flamengo são muito fracas, da ordem de 10^{-1} m/s. Consequentemente, há pouca dispersão dos poluentes devido às correntes.

Figura 37 - Dispersão de coliformes termotolerantes e configuração das correntes, em situação de maré de sizígia em enchente (imagem à esquerda) e vazante (à direita), em fevereiro.

Os resultados do processamento do Cenário FLA02 (agosto/2009) mostram concentrações muito baixas de coliformes. Os pontos com maior quantidade de coliformes por mililitro, FL01 e FL04, atingiram média mensal, para agosto, de 25,75 NMP/100mL e 17,43 NMP/100mL, respectivamente (Figura 38). No gráfico que mostra a variação das concentrações durante todo o mês, na Figura 39, observa-se que os máximos atingidos foram de 42,33 NMP/100mL no ponto FL01, e 35,54 NMP/100mL no FL04.

Figura 38 - Valores médios de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de agosto.

Figura 39 - Valores de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de agosto.

Figura 40, imagem à esquerda, indica baixas correntes e pequeno transporte de poluentes, às 05h GMT do dia 09/08, com concentração máxima de coliformes de 6×10^5 NMP/m³ no Saco da Ribeira. Na imagem à direita, durante a entrada de um sistema frontal, observa-se o transporte de poluentes para a região mais interna ao norte/nordeste da enseada,

devido à mudança na velocidade e na direção das correntes, e a concentração de coliformes atinge $2,5 \times 10^5$ NMP/m³.

Figura 40 - Dispersão de coliformes termotolerantes e configuração das correntes antes (imagem à esquerda) e durante (imagem à direita) a entrada de um sistema frontal.

Muitos fatores influenciam as concentrações de coliformes na água do mar, onde os indicadores fecais podem sofrer decaimento pelos raios solares e estão expostos à ação de bacteriófagos, baixa quantidade de nutrientes, predação e competição com organismos autóctones. As densidades bacterianas também diminuem com o aumento da salinidade da água, devido ao aumento da pressão osmótica decorrente do aumento da salinidade (BELKIN; COLWELL, 2006).

Para avaliar melhor essas relações foram feitas análises de correlação de Pearson entre as taxas de mortalidade geral de coliformes, a salinidade e a temperatura. O índice de correlação linear (r) obtido entre a mortalidade geral e a temperatura foi $r = 0,99$; e entre a mortalidade e a salinidade foi $r = 0,94$. Esses valores indicam alta correlação positiva entre os parâmetros, ou seja, a taxa de mortalidade de coliformes termotolerantes aumentou com o aumento da temperatura e da salinidade.

No gráfico ilustrado na Figura 41 podem ser observadas as taxas de mortalidade devido à radiação solar e a taxa de mortalidade geral no mês de verão. Na Figura 42 encontra-se o mesmo gráfico para o mês de inverno.

Figura 41 – Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar na Enseada do Flamengo, em fevereiro de 2009.

Figura 42 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar na Enseada do Flamengo, em agosto de 2009.

Observa-se que as taxas de mortalidade são praticamente constantes ao longo do mês, mas oscilam durante o dia. O mês de fevereiro apresentou taxas de mortalidade maiores do que o mês de agosto. Em fevereiro a média da mortalidade devido à radiação foi $1,5 \text{ d}^{-1}$, já a mortalidade geral ficou em torno de $2,5 \text{ d}^{-1}$. Em agosto, a média da mortalidade devido à radiação foi $1,1 \text{ d}^{-1}$, e a taxa de mortalidade geral média foi $2,0 \text{ d}^{-1}$. No inverno a quantidade de bactérias coliformes pode sofrer menor decaimento devido à menor incidência de radiação solar na superfície da água.

Desta forma, nota-se que o efeito da radiação solar contribui com mais da metade da taxa de mortalidade geral, a qual considera o efeito somado da salinidade, da temperatura e da radiação sobre o decaimento das bactérias. De acordo com Mancini (1978), a variação de radiação solar durante o dia pode ter um impacto significativo sobre os padrões de concentração das bactérias. O efeito letal da radiação está associado com comprimentos de onda curtos, em

particular da radiação ultravioleta. Cerca de metade do efeito letal é devido à luz de comprimento de onda abaixo de 370 nm. Comprimentos de onda acima de 500 nm são ineficazes.

No ANEXO B se encontram as tabelas com os resultados médios, mínimos e máximos de coliformes termotolerantes para todos os pontos de monitoramento na Enseada do Flamengo.

6.2.2. Enseada da Flamengo - HPAs

No cenário FLA03 foi processada a simulação de qualidade da água com dados de micropoluentes orgânicos (HPAs) para o mês de setembro/2009. Os gráficos a seguir trazem o teor médio mensal de HPAs na superfície, para cada ponto de monitoramento, e a variação das concentrações ao longo do mês, nos pontos FL01 e FL04.

Figura 43 - Valores médios de HPAs (em µg/L) nos pontos FL01 a FL15, na Enseada do Flamengo, no mês de setembro de 2009.

As maiores concentrações foram encontradas nos pontos FL01, FL02 e FL04. A concentração média de HPAs foi de 0,69 µg/L no ponto FL01, de 0,34 µg/L no ponto FL04 e de 0,33 µg/L no ponto FL02, como pode ser visualizado na Figura 43. Nos demais pontos as concentrações ficaram abaixo de 0,2 µg/L. No ponto FL01 foi atingido teor máximo de HPAs de 0,92 µg/L e, 0,73 µg/L no ponto FL04 (Figura 44).

Figura 44 - Valores de de HPAs (em $\mu\text{g/L}$) nos pontos FL01 e FL04, na Enseada do Flamengo, no mês de setembro de 2009.

As concentrações de HPAs na água do mar inferiores a $1,0 \mu\text{g/L}$ são características de regiões não poluídas (KNAP; DAWSON; EHRHARDT, 1984; LARA et al., 1981 e BÍCEGO; WEBER; ITO, 1996), além disso, especificamente para áreas costeiras, concentrações de HPAs em torno de $5 \mu\text{g/L}$ são consideradas naturais (LAW, 1981).

A Figura 45 ilustra o resultado da dispersão do poluente e a configuração das correntes marinhas para o dia 10 de setembro de 2009, às 03:00h GMT.

Figura 45 - Dispersão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 03:00h GMT do dia 10 de setembro de 2009.

Observa-se que as correntes nesse instante têm direção nordeste, apresentando uma situação de passagem de um sistema frontal. Pode observar que as correntes entram pelo lado ocidental da Enseada do Flamengo e circundam o interior da enseada margeando a costa

ocidental e empurrando a pluma de poluente para o lado oriental e para a reentrância mais ao norte à direita, na baía do Perequê-Mirim. A concentração do poluente no interior do Saco da Ribeira é cerca de $0,8 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$ (ou $0,8 \text{ } \mu\text{g/L}$) e decai em direção à boca da enseada.

A Figura 46 demonstra o resultado da dispersão de HPAs e a configuração das correntes às 13:00h do dia 13 de setembro de 2009. As correntes fluem predominantemente na direção sudoeste, entrando na enseada pelo lado oeste, porém se ramificam, com uma parte margeando o lado oeste, enquanto outra segue pelo lado leste da enseada.

Observa-se que a pluma de poluentes é direcionada do centro para a desembocadura da enseada. Pode-se perceber que o poluente, embora em pequenas concentrações, atinge a Praia da Enseada, no lado ocidental da baía. A concentração do poluente no interior do Saco da Ribeira é cerca de $0,5 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$ (ou $0,5 \text{ } \mu\text{g/L}$) e decai em direção à boca da enseada.

Figura 46 - Dispersão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 13:00h GMT do dia 13 de setembro de 2009.

Bícego (1988) obteve uma concentração de $6,11 \text{ } \mu\text{g/L}$ no limite oeste da entrada da Enseada do Flamengo. A concentração inicial do poluente usada no ponto de despejo no Saco da Ribeira foi de $6,3 \text{ } \mu\text{g/L}$ (ou $6,3 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$) obtida por Costa et al. (2009), que revelaram que as ações antrópicas no Saco da Ribeira contribuem para a liberação de micropoluentes orgânicos no ambiente marinho. O modelo WAQ simula os processos de diluição, advecção, difusão e reações cinéticas de degradação que promovem a redução da concentração do poluente ao entrar no meio marinho.

No ambiente marinho, ao serem lançados, os hidrocarbonetos de petróleo sofrem uma sucessão de reações químicas, tais como evaporação e foto-oxidação, que podem ocorrer em combinação com a degradação microbiológica, e que mudam as características do óleo. Os

compostos oleaginosos suscetíveis à degradação pela luz solar se decompõem por fotólise, devido à luz do sol que penetra na coluna d'água.

A foto-oxidação predomina em ambientes com alta intensidade de luz e baixa disponibilidade de nutrientes. Em regiões de mar aberto, os compostos leves, como os HPAs, podem decair bastante devido ao movimento das correntes oceânicas, o que não se observa em ambientes costeiros com baixo hidrodinamismo, como baías, estuários, mangues e marismas, por serem ambientes abrigados. Nesses locais a degradação pode ser muito lenta e uma pequena quantidade de óleo pode permanecer por muitos anos (BÍCEGO et al., 2008).

Em ambientes costeiros, a biodegradação de hidrocarbonetos pode ser afetada pela alta salinidade (YANG; LAI; SHIEH, 1999). A alta salinidade parece afetar negativamente a atividade microbiana. É sabido que os fungos resistem menos às condições de alta salinidade do que as bactérias. Em geral, temperaturas ideais para a biodegradação estão na faixa entre 20 e 35 °C (LEAHY; COLWELL, 1990).

De acordo com Pereira Jr., Gomes e Soriano (2009), nos processos de degradação de hidrocarbonetos, os agentes decompositores (bactérias e fungos) necessitam de nutrientes e de oxigênio que se encontram disponíveis na coluna d'água. Em lugares onde há baixa disponibilidade de nutrientes esse processo pode ser relativamente lento. Em locais onde houve derramamento de óleo ou contato massivo com o contaminante, a fim de reduzir o impacto ao meio ambiente, utiliza-se a técnica da biorremediação *in situ*, onde pode ocorrer a adição de nutrientes para aumentar a taxa de biodegradação, sendo esse procedimento chamado de *bioestimulação*.

A região de Ubatuba possui águas pobres em nutrientes. Para implementação do cenário de dispersão de HPAs foram inseridos os dados de nutrientes presentes na Tabela 6, obtidos na Enseada do Flamengo no final da estação de inverno (COSTA et al., 2009). As concentrações desses nutrientes são consideradas baixas e corroboram com valores encontrados em estudos anteriores na região. Os valores utilizados para nitrato, nitrito, amônia e fosfato foram, respectivamente, 0,27 µmol/L, 0,07 µmol/L, 0,59 µmol/L, e 0,16 µmol/L.

Aidar et al. (1993) estudaram os nutrientes dissolvidos em Ubatuba durante o inverno e o verão de 1985 a 1988, e encontraram o valor médio de 0,39 µmol/L de fosfato em julho de 1988 e 0,23 µmol/L em dezembro de 1988. Costa, Galvão e Novo (1998) fizeram coletas na região costeira de Ubatuba para a análise de sais nutrientes na água no outono (abril de 1991), e obtiveram valores que mostraram uma região oligotrófica: médias de 0,48 µmol/L de nitrato; 0,07 µmol/L de nitrito; 0,69 µmol/L de amônia e 0,23 µmol/L de fosfato.

Braga (1995) estudou os nutrientes dissolvidos na Enseada de Palmas, na Ilha Anchieta, em Ubatuba, para os períodos de inverno e primavera de 1991 e 1992. Os valores médios encontrados por Braga (op. cit.), no ano de 1991, foram: 0,21 $\mu\text{mol/L}$ e 1,31 $\mu\text{mol/L}$ de nitrato, no inverno e na primavera, respectivamente; 0,15 $\mu\text{mol/L}$ e 0,35 $\mu\text{mol/L}$ de fosfato, no inverno e na primavera, respectivamente; e 0,02 $\mu\text{mol/L}$ e 0,04 $\mu\text{mol/L}$ de N-amoniaco, no inverno e na primavera, respectivamente. A autora considerou a região costeira de Ubatuba como oligomesotrófica.

Os hidrocarbonetos na coluna d'água estão sujeitos a processos de adsorção a detritos (matéria orgânica particulada) e deposição no sedimento, onde são preservados por longos períodos devido a sua estabilidade química e resistência aos processos de degradação no ambiente, podendo ser liberados por ressuspensão do sedimento. As concentrações de hidrocarbonetos se relacionam com a granulometria dos sedimentos e, no geral, quanto mais finos, maiores as concentrações (STEINHAEUER; BOEHM, 1992).

A maioria dos sedimentos na Enseada do Flamengo é de natureza lamosa, predominando siltes grossos e finos (MAHIQUES; TESSLER; FURTADO, 1998). Assim, além dos processos de advecção, difusão, degradação química e microbiológica, os HPAs lançados nas águas do Saco da Ribeira podem sofrer processos de deposição e aprisionamento nos sedimentos da enseada e, desta forma, as concentrações de HPAs na coluna d'água podem não indicar a real contaminação do meio.

6.2.3. Enseada das Palmas - Enterococos

Os resultados das simulações de qualidade da água nos cenários PAL01 e PAL02 permitiram obter os valores médios das concentrações de enterococos na Enseada das Palmas nos pontos PA01 a PA14, na camada de superfície, no mês de fevereiro, representando a alta temporada, e no mês de agosto, na baixa temporada.

Como pode ser observado na Figura 47, a maior concentração média de enterococos durante o mês de fevereiro foi obtida no ponto PA03 (0,38 UFC/100mL) próximo à Praia do Engenho (Figura 13). Os pontos localizados mais próximos às praias (Praia das Palmas, Praia do Presídio e Praia do Engenho), PA01 a PA04, apresentaram concentrações médias maiores do que os pontos mais afastados (PA05 a P014).

Figura 47 - Valores médios de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA01 a PA14, na Enseada das Palmas, em fevereiro (gráfico à esquerda) e em agosto (gráfico à direita).

No mês de agosto se observou o mesmo perfil de distribuição de enterococos (Figura 47). O maior valor médio foi de aproximadamente 0,07 UFC/100mL (PA03). No geral, tanto em fevereiro quanto em agosto as densidades médias de enterococos obtidas na superfície foram muito baixas, sendo até mesmo nulas em alguns pontos.

Na Figura 48 se encontra um gráfico com a distribuição de enterococos ao longo do mês de fevereiro nos pontos PA02 e PA03. O valor máximo obtido foi de 1,21 UFC/100mL no ponto PA02, próximo à Praia do Presídio. Pode-se notar que há uma tendência de diminuição nas concentrações a partir da segunda quinzena do mês, o que pode estar relacionado com uma diminuição no afluxo de turistas e nas fontes de contaminação, bem como o decaimento por fatores naturais.

Figura 48 - Valores de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA02 a PA03, na Enseada das Palmas, no mês de fevereiro.

Em agosto (Figura 49), nota-se que a tendência é apostada, com aumento na densidade de enterococos a partir da segunda quinzena do mês. O pico máximo de enterococos foi entre os dias 23 e 24/08, com 0,36 UFC/100mL no ponto PA03. No ANEXO B se encontram as tabelas com os resultados médios, mínimos e máximos de enterococos nos 14 pontos de monitoramento na Enseada das Palmas.

Figura 49 - Valores de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos PA02 a PA03, na Enseada das Palmas, no mês de agosto.

Os mapas de dispersão da pluma de enterococos ilustrados na Figura 50 mostram a distribuição de enterococos antes (às 05h GMT do dia 09/08) e durante a passagem de uma frente fria (às 02h GMT do dia 11/08). Antes da passagem da frente, as correntes entram pelo lado leste e saem pelo lado oeste da enseada em direção à passagem do Boqueirão. Durante a passagem da frente a direção das correntes inverte. Nota-se que não há grande transporte de poluentes para fora da Enseada das Palmas, devido à proteção natural conferida pela geomorfologia da ilha, que protege a enseada da influência direta das correntes de sul e oeste.

Ainda na Figura 50, na imagem à esquerda, pode-se observar que a concentração de enterococos atinge máximo de 500 UFC/m³ na Praia das Palmas, e na imagem à direita atinge 200 UFC/m³ no mesmo ponto. Como foi discutido nos resultados da Simulação 3D (seção 6.1.3), as correntes, no interior das enseadas, atingem cerca de 0,05 m/s, em situação de tempo bom (às 05h GMT do dia 09/08), e 0,25 m/s durante a passagem da frente fria (às 02h GMT do dia 11/08) (ver Figura 30). Zhu et al. (2011) implementaram um modelo de qualidade da água para avaliar o impacto de fontes não-pontuais na concentração de enterococos na coluna d'água e concluíram que correntes fracas estavam associadas com períodos prolongados de concentrações elevadas de enterococos.

Figura 50 - Dispersão de enterococos e configuração das correntes, antes da entrada de um sistema frontal (imagem à esquerda) e durante a passagem do sistema (imagem à direita).

A Figura 51, a imagem à esquerda mostra uma situação em que a circulação dispersa os poluentes, forçando-os para fora da enseada, passando pelo estreito do Boqueirão e fluindo para sudoeste (às 13:00h (GMT) do dia 30/08/09). Percebe-se que a pluma de poluentes atinge a entrada da Enseada do Flamengo e segue em direção à costa. Na imagem à direita se pode observar a direção e a magnitude das correntes que influenciam neste transporte. Na passagem do Boqueirão as correntes têm velocidade em torno de 0,35 m/s, sendo cerca de 7 vezes mais intensas do que as correntes do interior da Enseada das Palmas (0,05 m/s).

Figura 51 - Dispersão de enterococos (imagem à esquerda) e direção e magnitude das correntes (imagem à direita) às 13:00h GMT do dia 30/08/2009.

As amostragens nas praias da Ilha Anchieta foram iniciadas em fevereiro de 2006, por solicitação da diretoria do Parque, em função do afluxo de turistas para visitação (CETESB, 2009). As densidades de enterococos utilizadas no modelo foram obtidas em amostras de água das praias, onde existe a presença de afluentes. Para a análise da balneabilidade das praias, consideram-se representativos para amostragem locais em que já tenha ocorrido a mistura das águas do mar com aquelas provenientes de corpos d'água potencialmente poluídos. A amostragem de água da praia é feita preferencialmente na maré vazante, na qual, em princípio, observa-se maior contribuição e menor diluição dos efluentes (CETESB, 2009).

Os esgotos, por meio dos corpos d'água litorâneos, afluem ao mar de maneira direta ou indireta, na forma de carga difusa, nos momentos de chuva. Outras fontes difusas de contaminação podem estar presentes nas praias, como a areia e o lixo. Pesquisas tem demonstrado que os sedimentos de praia podem sustentar populações de enterococos e são potenciais fontes destas bactérias em águas recreacionais (SHIBATA et al., 2004; WRIGHT et al., 2011; PINTO; PEREIRA; OLIVEIRA, 2012).

Phillips et al. (2011) encontraram correlações entre a qualidade da água e a qualidade dos sedimentos das praias. Os autores estudaram amostras de areia e água de oito praias do sul da Flórida (EUA) e observaram que baixos níveis de enterococos no sedimento geralmente tinham baixos níveis de enterococos na água. Além disso, em algumas praias foram encontrados altos níveis de enterococos na zona entre-marés. Segundo An, Kampbell e Breidenbach (2002), a movimentação de barcos ou veículos nas praias e a ressuspensão de sedimentos por intempéries contribuem significativamente para que as bactérias presentes na areia sejam liberadas para a água, aumentando o número de bactérias na coluna d'água.

Para avaliar a relação entre a taxa de mortalidade geral de enterococos e os valores de salinidade e a temperatura, foram analisados os índices de correlação de Pearson. Foi obtido índice $r = 0,75$ entre a taxa de mortalidade geral e a temperatura, indicando forte correlação positiva entre esses dois parâmetros. Ou seja, a taxa de decaimento de enterococos aumenta em função do aumento da temperatura. Entre a taxa de mortalidade e a salinidade obteve-se uma correlação muito fraca com índice $r = -0,02$, impossibilitando estabelecer uma relação entre as variáveis.

Nos gráficos a seguir podem ser verificadas as taxas de mortalidade geral e em função da radiação, ao longo dos meses de fevereiro (Figura 52) e de agosto (Figura 53).

Figura 52 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar, na Enseada das Palmas, em fevereiro de 2009.

Figura 53 - Taxas de mortalidade geral de coliformes e de mortalidade devido à radiação solar, na Enseada das Palmas, em agosto de 2009.

A taxas de mortalidade geral e em função da radiação solar, apresentaram valores médios em torno de $2,3 \text{ d}^{-1}$ e $1,2 \text{ d}^{-1}$, respectivamente, em fevereiro. No inverno a taxa de mortalidade geral foi $1,8 \text{ d}^{-1}$, e a mortalidade devido à radiação solar, $0,9 \text{ d}^{-1}$. Esses valores indicam forte influência da radiação solar no decaimento de enterococos.

Zhu et al. (2011) apontam que a desativação solar desempenha um papel importante na redução da concentração de enterococos. Stradiotto (2013) encontrou correlações negativas entre a concentração de enterococos e a salinidade da água do mar, nas enseadas do Flamengo e da Fortaleza, em Ubatuba. No mesmo trabalho, a autora associou um aumento nas concentrações de bactérias ao aumento dos níveis de precipitação nos dias das coletas.

7. CONCLUSÕES

A modelagem numérica foi utilizada para avaliar as características gerais e a variabilidade sazonal (verão e inverno) do regime de correntes marinhas na região da plataforma continental adjacente ao litoral norte do Estado de São Paulo sob efeito de diversas forçantes, permitindo estudar melhor a circulação em duas áreas mais restritas na região de Ubatuba, na Enseada do Flamengo e na Enseada das Palmas, sendo esta na Ilha Anchieta. A associação das fontes de poluição com os resultados da hidrodinâmica permitiu estudar os mecanismos de dispersão dos poluentes na região de estudo através de um modelo de qualidade da água.

Os resultados do modelo reproduziram satisfatoriamente as condições hidrodinâmicas estabelecidas por outros estudos na região (SILVA, 1995; CASTRO, 1996; CECÍLIO, 2006; entre outros). 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 na plataforma continental adjacente ao litoral norte de São Paulo.

Ao considerar o nível do mar em alguns pontos selecionados na plataforma (Figura 9), na comparação entre os resultados da simulação de maré (3D) e resultados de uma previsão harmônica de maré, o parâmetro *S (Skill)* atingiu 1,00; e na comparação entre os resultados da simulação com todas as forçantes da circulação (3D) e as saídas de um modelo operacional de escala maior, este parâmetro atingiu 0,99 (ver Figuras 14, 16 e 17 e Tabelas 8 e 9). As correntes de maré mais intensas foram calculadas no ponto P02, atingindo 0,47 m/s. Entretanto, ao considerar adicionalmente as forçantes de vento e de gradientes de densidade, as correntes mais intensas foram obtidas nos pontos P02 e P08, chegando a alcançar 0,96 m/s e 1,38 m/s, respectivamente (ver Tabelas 11 e 14).

A circulação na região de estudo é dependente do padrão de ventos, sofrendo influência predominante dos ventos do quadrante E durante o ano, havendo aumento da presença de ventos do quadrante S nos meses de outono e inverno (GHERARDI et al., 2008). Os cenários indicaram que os efeitos somados das marés, dos ventos e do campo de densidade impuseram um fluxo horário na maior parte do tempo no interior das enseadas do Flamengo e das Palmas. Os eventos meteorológicos podem perturbar tal padrão, porém com “menor” competência na Enseada do Flamengo.

Medidas mitigatórias vem sendo tomadas pela Agência Ambiental de Ubatuba desde 2005, visando o controle de fontes difusas de poluição por petróleo e derivados, com uma

intensificação da fiscalização e das ações de controle a fim de reverter o efeito cumulativo dos impactos das atividades de apoio náutico (CETESB, 2005). Os locais analisados também recebem outras fontes não pontuais de contaminação, como as águas de drenagem continental, que acarretam aumento na densidade de microrganismos na água do mar, inclusive os patogênicos, principalmente nos meses de verão, devido à alta concentração de pessoas nas praias e aumento nos despejos de esgoto e lixo.

As concentrações máximas de coliformes calculados pelo módulo de qualidade da água, para a Enseada do Flamengo, foram de 1850 NMP/100mL, no mês de fevereiro (Figura 36) e 42,33 NMP/100mL, em agosto (Figura 39); no caso dos HPAs, nesta região o valor máximo foi de 0,92 µg/L, no mês de setembro (Figura 44). A parte mais interna da Enseada do Flamengo tem a circulação da água reduzida, bem como a dispersão de poluentes (ver como exemplos as Figuras 27 e 37).

Apesar de os resultados do modelo indicarem valores baixos de poluentes orgânicos (HPAs) e coliformes fecais, deve-se manter a vigilância das atividades exercidas no Saco da Ribeira, pois a proximidade das marinas e suas embarcações com os recursos hídricos cria um cenário bastante vulnerável aos ecossistemas costeiros e aquáticos. Os hidrocarbonetos podem se aderir a detritos presentes na coluna d'água e serem depositados no sedimento e, desta forma, a coluna d'água pode não demonstrar um impacto ambiental considerável.

Provavelmente devido às características da região da Enseada do Flamengo, como baixo hidrodinamismo e baixo teor de nutrientes, que dificultam os processos de degradação química e microbiológica de hidrocarbonetos, os resultados mostram que as concentrações de HPAs podem ter menor decaimento ao longo do tempo. Por outro lado, os resultados indicaram um decaimento considerável na densidade de bactérias. A partir das correlações de Pearson analisadas pode-se inferir que as taxas de mortalidade de coliformes termotolerantes é altamente influenciada pela salinidade e temperatura ($r = 0,94$ e $r = 0,99$, respectivamente) além da radiação solar (ver Figuras 41 e 42).

Na Enseada das Palmas, a máxima concentração de enterococos estimada pela modelagem atingiu 1,21 UFC/100mL, em fevereiro (Figura 48). Simulações de dispersão de enterococos para a Enseada das Palmas mostraram que as regiões mais internas da enseada possuem correntes fracas (em torno de 0,05 m/s) que não favorecem uma grande dispersão de poluentes para fora da enseada, mas devido à feição do estreito do Boqueirão, que confere maior velocidade às correntes, pode ocorrer o transporte de poluentes para áreas mais distantes à sudoeste, condicionado por correntes de nordeste (Figura 51). Para a Enseada das Palmas, as concentrações de enterococos não tiveram sua taxa de mortalidade correlacionada com a

salinidade ($r = -0,02$), porém a temperatura ($r = 0,75$) e a radiação solar parecem ter grande influência no seu decaimento (Figuras 52 e 53).

Com exceção do ponto FL01, no Saco da Ribeira, que apresentou concentrações de coliformes acima de 1000 NMP/100mL, as águas nas Enseadas do Flamengo e das Palmas, em geral, mantiveram condições adequadas de balneabilidade ao longo dos meses de simulação. Entretanto, a presença de valores mais altos de bactérias no verão sugere cuidado na utilização dessas águas por banhistas na alta temporada. Além disso, em vista do grande número de turistas que visitam a região, é recomendável que haja amostragens semanais nas praias, para melhor analisar a qualidade das águas e poder classificá-las de acordo com as normatizações. Ademais, essas normatizações deveriam incluir padrões para bactérias nas areias das praias, por se constituírem um ambiente propício à proliferação desses microrganismos, em se tratando de uma fonte difusa de contaminação.

Pode-se afirmar, pelos dados analisados, que o sistema de correntes e a baixa profundidade das enseadas, determinados pela geomorfologia da região, não conferem uma alta capacidade de diluição e dispersão de efluentes. É possível deduzir que a menor taxa de renovação das águas das enseadas contribui para a concentração dos poluentes, limitando assim a capacidade de diluição do meio receptor. Todavia, a circulação marinha é suficiente para difundir os poluentes e, por exemplo, transportar os poluentes do Saco da Ribeira para o lado ocidental da Enseada do Flamengo, atingindo a Praia do Perequê-Mirim e a Praia da Enseada.

Embora a modelagem numérica tenha representado bem as características da hidrodinâmica, o processo de modelagem da qualidade da água foi limitado e permeado por incertezas e problemas relativos à escassez de dados ambientais na região de estudo. Poderia ampliar os potenciais de utilização da modelagem ambiental, melhorando a avaliação do potencial de poluição e o controle do uso dos recursos hídricos, a existência de um banco de dados de monitoramento ambiental que incluísse indicadores de qualidade da água e dados hidrometeorológicos em tempo real, tais como: vazão dos afluentes; índices de chuvas; ventos; indicadores microbiológicos; temperatura da água; pH; DBO; nutrientes; entre outros.

Apesar das limitações, concluiu-se que a modelagem reproduziu de maneira satisfatória os processos envolvidos no transporte e na difusão de parâmetros microbiológicos e de micropoluentes orgânicos na água do mar, contribuindo com os estudos sobre os efeitos das atividades humanas no sistema costeiro de Ubatuba. A análise da qualidade das águas destinadas à recreação, além de ser uma ação importante em termos de saúde pública, também se justifica em vista da importância da atividade turística na região de estudo, revestindo-se, ainda, de grande relevância para o planejamento ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B.; DAMSGAARD, A. E; RODENHUIS, G. S. A design system for two-dimensional nearly-horizontal flows. **J. Hyd. Res.**, v.1, p. 1-28, 1973.

ABSHER, T. M. **Aspectos Oceanográficos e Malacofauna Bêntica da Enseada das Palmas - Ilha Anchieta (São Paulo)**. 1982. 109 f. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico, São Paulo, 1982.

AIDAR, E. et al. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila-a e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. **Publ. Esp. Inst. oceanogr.**, São Paulo, v.10, p. 9-43, 1993.

ALONSO, A.; CAMARGO, J. A. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. **Ecosistemas**, n. 3, p. 1-12, 2005.

AN, Y.J.; KAMPBELL, D.H.; BREIDENBACH, G.P. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. **Environ. Pollut.**, v.120, n.3, p.771-778, 2002.

ÂNGELO, S.; LINO, C. F. (Coords.). **Ilhas do Litoral Paulista**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Secretaria da Cultura do Estado de São Paulo, Universidade de São Paulo. (Série documentos), 1989. 49 p.

BEEBY, A. What sentinels stand for? **Environmental Pollution**, v.112, p. 285-298, 2001.

BELKIN, S.; COLWELL, R. R. **Oceans and health: pathogens in the marine environment**. Springer, v.1, p. 69-92, 2006.

BÍCEGO, M. C. **Contribuição ao estudo de hidrocarbonetos biogênicos e do petróleo no meio ambiente marinho**. 1988. Dissertação (Mestrado) — Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.

BÍCEGO, M. C.; WEBER, R. R.; ITO, R. G. Aromatic hydrocarbons in surface waters of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, 1996.

BÍCEGO, M. C. et. al. Poluição por Petróleo. In: BATISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro. Interciência, 2008.

BOEHM, A. B.; SASSOUBRE, L. M. Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination. In: GILMORE, M. S.; CLEWELL, D. B.; IKE, Y.; SHANKAR N., editors, **Enterococci: From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection**, Boston: Massachusetts Eye and Ear Infirmary, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK190421>>. Acesso em: 28 nov. 2015.

BRAGA, E. S. **Nutrientes dissolvidos e produção primária do fitoplâncton em dois sistemas costeiros do Estado de São Paulo**. 1995. Tese (doutorado). Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

BRAGA, E. S.; MULLER, T. Observation of regeneration of nitrate, phosphate and silicate during upwelling off Ubatuba, Brazil. **Continental Shelf Research**, ISSN: 0278-4343, v. (8), p. 915-922, 1998.

BRAGA, E. S.; NIENCHESKI, L. F. H. Composição das massas de água e seus potenciais produtivos na área entre o cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: C.L.D.B. Rossi-Wongtschowski & L.S.P. Madureira (org.), **O Ambiente Oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil**, Editora da Universidade de São Paulo, p. 161-218, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre os critérios de balneabilidade em águas. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, no 18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em 04/11/2015.

BRUM, R. da S. et al. Modelagem ambiental: perspectivas e contribuições. **Revista Jr de Iniciação Científica em Ciências Exatas e Engenharia**, v. 3, p. 15-20, 2011.

BUZATO, E. **Avaliação de impactos ambientais no município de Ubatuba: uma proposta a partir de geoindicadores**. 2012. 182 f. Tese de doutorado. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

CANCINO, L.; NEVES, R. 3D-Numerical modeling of cohesive suspended sediment in the Western Scheldt Estuary. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, p. 337-345, 1994.

CAMARGO, R.; HARARI, J. Tides and Wind-driven Circulation in the Tropical and Southern Atlantic Ocean: The BRAZCOAST System. **Atmospheric and Oceanic Science Letters**, v. 7, p. 476-480, 2014.

CASTRO FILHO, B. M.; MIRANDA, L. B.; MIYAO, S. Y. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. **Bolm. Inst. Oceanográfico**, v. 35, n.2, p. 135-151, 1987.

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

CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S - coastal segment (4, W). *In*: Robinson, A.R.; Brink, K. H. (Eds.). **The sea**. John Willay and Sons Inc., Chapter 8, v. 11, p. 209-251, 1998.

CECILIO, R. O. **Estrutura tridimensional das correntes geradas pelo vento na Plataforma Continental da Região Sul do Brasil**. 2006. 100 f. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CELINO, J. J.; QUEIROZ, A. F. S. Fonte e grau da contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) de baixa massa molecular em sedimentos da baía de Todos os Santos, Bahia. **Rem: Rev. Esc. Minas** [online], 2006, v.59, n.3, p. 265-270. ISSN 1807-0353.

CHENG, R.T.; BURAU, J. R.; GARTNER, J. W. Interfacing data analysis and numerical modeling for tidal hydrodynamic phenomena. *In*: Parker, B. B. (Ed.), J. Wiley and Sons, **Tidal hydrodynamics**, p. 201-219, 1991.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas no Estado de São Paulo - Balneabilidade das Praias - 2004. São Paulo: CETESB, 2005.

CETESB. Relatório de Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2009. (Série Relatórios)

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

CORREA, S. M. B. B. **Probabilidade e estatística**. 2ª ed. Belo Horizonte: PUC Minas Virtual, 116 p, 2003.

COSTA, C. G. R. et al. Atlas de Detalhe Operacional: Região do Saco da Ribeira, Ubatuba (SP). *In*: **III Simpósio de Iniciação Científica do Instituto Oceanográfico (III SICIO)**. São Paulo, 2009.

COSTA, M. P. F.; GALVÃO, S. M. G.; NOVO, E. M. L. M. Quantificação espacial de clorofila-a na água do mar utilizando dados do sensor TM/Landsat-5: região costeira de Ubatuba, SP. **Anais. IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Santos, Brasil, 11-18 de setembro de 1998, INPE, p. 805-816, 1998.

DELTARES. 2014a. D-Water Quality. Versatile water quality modeling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio) chemical and biological processes. **User Manual**. Deltares, Delft, The Netherlands, 394p. 2014.

DELTARES. 2014b. RGFGGRID. Generation and manipulation of curvilinear grids for Delft3D-FLOW and Delft3D-WAVE. **User Manual**. Deltares, Delft, The Netherlands, 112p. 2014.

DELTARES. 2014c. Delft3D. Functional Specifications. **User Manual**. Deltares, Delft, The Netherlands, 48p. 2014.

DELTARES. 2014d. Delft3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenomena, including sediments. **User Manual**. Deltares, Delft, The Netherlands, 710p. 2014.

DI TORO, D. M.; FITZPATRICK, J. J.; THOMANN, R. V. Water Quality Analysis, Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Documentation. **Hydroscience**, Inc. Westwood, NY, USEPA. 1983.

DIEGUES, A. C. S. **Pescadores, Camponeses e Trabalhadores do Mar**. São Paulo: Editora Ática, 1983.

EGBERT, G. D.; BENNETT, A. F.; FOREMAN, M. G.G. TOPEX/POSEIDON tides estimated using a global inverse model. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, n. c12, p. 24.821-24.852, 1994.

EMILSSON, I. et al. Levantamento oceanográfico-meteorológico da Enseada do Mar Virado, Ubatuba, Estado de São Paulo. Construções Inst. Oceanogr. Univ. São Paulo, **Ser., Oceanogr. fís.**, v. 5, p. 1-118, 1963.

ESCHRIQUE, S. A. **Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do nordeste e sudeste do Brasil**. 2011. 231 f. Teses de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

FALCONER, R. A. A mathematical model study of the flushing characteristics of a shallow tidal bay. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers**, part 2, v. 77, p. 311-332, 1984.

FERREIRA, F. R. **Análise da qualidade ambiental das praias do Guarujá (SP) através da avaliação de lançamentos pontuais de esgotos - Emissário Submarino do Guarujá, canais artificiais e rios da Praia do Perequê**. 2015. 135 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

FRAGOSO Jr, C. R. **Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos**. 2009. 201 f. Tese de doutorado. Universidade federal do Rio Grande do Sul, Instituto de pesquisas hidráulicas, 2009.

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. Oficina de Textos. 304p. 2009.

FUMEST. 1974. **Ilha Anchieta**: plano geral de exploração turística. São Paulo: Secretaria de Esportes e Turismo, 1974.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Marina Píer do Saco da Ribeira. 2007. Documento interno.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 13/11/2015.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS - SEADE. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br>>. Acesso em: 13/11/2015.

GARCIA, G. E.; GONÇALVES, J. E. Implementação de Modelo Numérico para Avaliação do Transporte de Sedimentos no Reservatório de Itaipu - PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n.3, p. 49-58, 2011.

GHERARDI, D. F. M. et al. Mapeamento da sensibilidade ambiental ao óleo da bacia marítima de Santos. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 12, n. 2, p. 11-31, 2008.

GUILLAUMON, J. R. et al. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. São Paulo: Instituto Florestal. (Série Registros), 1989, 103 p.

HARARI, J. et al. Numerical modeling of the hydrodynamics in the coastal area of São Paulo State – Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium - ICS 2004, 14 - 19 March 2004, Itajaí, SC, Brazil), p. 1560-1563, 2006.

HATJE, V. et al. Contaminação Química. *In*: Vanessa Hatje; Jailson B. de Andrade. (Org.). **Baía de Todos os Santos: oceanografia química**. Salvador: EDUFBA, 2009, v. 1, p. 243-298.

JIAN, L.; ZHONGWU, J. WENJUN, Y. Numerical modeling of the Xiangxi River algal bloom and sediment-related process in China. **Ecological Informatics**, v.22, p.23-35, 2014.

JORGENSEN, S. E. Ecological modelling by "ecological modelling". **Ecol. Modelling**, v.100, p. 5-10, 1997.

JUNG, A., et al. Microbial Contamination Detection in Water Resources: Interest of Current Optical Methods, Trends and Needs in the Context of Climate Change. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 11, p. 4292-4310, 2014.

HEAPS N. S. A two dimensional numerical model. **Phi. Transl. Roy. Soc.**, London, A265, p. 93-137, 1969.

KNAP, A. H.; DAWSON, K. A. B. R.; EHRHARDT, M. Dissolved/dispersed hydrocarbons, tarballs and the surface micro-layer: Experiences from an IOC/UNEP workshop in Bermuda, December, 1984. **Marine Pollution Bulletin**, v. 17, 1984.

LANÇONE, R. B.; DULEBA, W. & MAHIQUES, M. M. de. Dinâmica de fundo da Enseada do Flamengo, Ubatuba, Brasil, inferida a partir da distribuição espacial, morfometria e tafonomia de foraminíferos. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 8, n. 3, p. 181-192, 2005.

LARA, R. J. et al. Distribution of petroleum hydrocarbons in waters of Bahia Blanca Bay. **Argentinian Marine Pollution Bulletin**, v. 30, 1981.

LAW, R. J. Hydrocarbons concentrations in water and sediments from UK marine waters determined by fluorescence spectroscopy. **Marine Pollution Bulletin**, v. 12, 1981.

LEAHY, J. G.; COLWELL, R. R. Microbial Degradation of hydrocarbons in the Environment. **Microbiological Reviews**. v.54, p. 305-315. 1990.

LEENDERTSE, J. J. **Aspects of a computational model for a long period wave propagation**. 1967. 165 p. Ph. D. thesis, Technische Hogeschool te Delft, 1967.

LOPES, S. G. B. C. **Levantamento das espécies de gastropódes e bivalvia do Saco da Ribeira e estudo da taxocenose dos bivalvia da praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, SP**. 1983. 161 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico, São Paulo, 1983.

LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Fontes, formação, reatividade e quantificação de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) na atmosfera. **Química Nova**, v.19, p. 497-516, 1996.

LUIJENDIJK, A. **Validation, calibration and evaluation of a Delft3D-FLOW model with ferry measurements**. 2001. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Delft Hydraulics University, Delft, 2001.

MAGLIOCCA, A.; KUTNER, A. S. Sedimentos de fundo da enseada do Flamengo, Ubatuba, SP. *Contribuições Avulsas do Instituto Oceanográfico, São Paulo*, v. 198, p. 1–15, 1965.

MAHIQUES, M. M. **Variações temporais na sedimentação holocênica dos embaixamentos da região de Ubatuba (SP)**. 1992. 352 p. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

MAHIQUES, M. M. Dinâmica sedimentar atual nas enseadas da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. **Bolm. do Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v. 43, n. 2, p. 101–110, 1995.

MAHIQUES, M. M.; TESSLER, M.G; FURTADO, V. V. Characterization of energy in enclosed bays of Ubatuba region, south-eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 47, p 43-44, 1998.

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

MANTELATTO, F. L., et al. Majoid crabs community (Crustacea: Decapoda) from infralittoral rocky/sandy bottom of Anchieta Island, Ubatuba. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, p. 273-279, 2004.

McBRIDE, G. B., et al. Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. **Water Research**, v. 47, p. 5282–5297, 2013.

MELLOR, G. L. **Users guide for a three dimensional, primitive equation, numerical ocean model**. Program in Atmospheric and Oceanic Sciences. Princeton University, Princeton, 2004. 56 p.

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

MILANELLI, J. C. 2008. Agência de Ubatuba desenvolve projeto para reduzir impacto de atividades náuticas. Disponível em CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.: <http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2008/04/04_agencia.htm>. Acesso em 19/02/2015.

MILANELLI, J. C. 2010. CETESB e Fundação Vanzolini treinam auditores para certificação de marinas. Disponível em CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/noticia/193,Noticia>>. Acesso em 19/02/2014.

MIRANDA, L. B. **Análise de massas de água da plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo São Tomé (RJ) à Ilha de São Sebastião (SP)**. 1982. 194 f. Tese de livre-docência. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 1982.

MIRANDA, L. B.; KATSURAGAWA, M. Estrutura térmica na região sudeste do Brasil (outubro/novembro de 1988). **Publicação especial do Instituto Oceanográfico**, Universidade de São Paulo, SP, v. 8, p.1-14, 1991.

MONTEIRO, P.M.S. et al. Numerical modelling of eutrophication and particle dynamics in Saldanha Bay in order to predict the transport and fate of trace metals using the Delft3D-FLOW and -WAQ models. **Proceedings Pollution**, v. 99, 1999.

MORAES, A. C. R. **As contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro**. São Paulo, Ed. Annablume. 2007.

NEVES, R. **Étude expérimental et modélisation mathématique des circulations transitoires et résiduelle dans l'estuaire du Sado**. 1985. PhD tese, Univ. Liège, 1985.

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, 171-195, 2007.

NRC (National Research Council). **Oil in the sea III: inputs, fates and effects**. Washington, National Academy of Sciences, 2003. 265p.

PEREIRA Jr., N.; GOMES, E. B.; SORIANO, A. U. 2009. **Biodegradação de Hidrocarbonetos**. Rio de Janeiro: Séries em Biotecnologia, 1 ed, v. 3, 2009.

PEREIRA, R. S.; NIENCHESKI, L. F. H. Avaliação da qualidade da água da Lagoa dos patos a partir de um modelo matemático. In: I Seminário e Workshop em Engenharia Oceânica. 2004, Rio Grande. Anais... Rio Grande. FURG, 2004.

PHILLIPS, M. C., et al. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. **Water Research**, v.45, p. 6763-6769, 2011.

PICKERING, A. J., et al. Hand fecal contamination among Tanzanian mothers varies temporally and following household activities. **Trop Med Int Health**, v. 16, n.2, p. 233–239, 2011.

PINTO, A. B.; PEREIRA, C. R.; OLIVEIRA, A. J. F. C. De. Densidade de *Enterococcus* sp em águas recreacionais e areias de praias do município de São Vicente-SP, Brasil e sua relação com parâmetros abióticos. **O Mundo da Saúde**, v. 36(4), p. 587-593, 2012.

PORTELA, L. I. & NEVES, R. Numerical modelling of physical and biogeochemical processes in the Targus Estuary (Portugal) and associated salt marsh areas. In: the effects of the environmental change on european salt marshes, Final Report. IST. 1995.

REIS-DUARTE, R. M. **Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP): Bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados**. 2004. 230 p. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da UNESP, Rio Claro, 2004.

RIBEIRO, R. B. 2012. Modelagem numérica da influência das fontes de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplancônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente. 2012. 179 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, 2012.

ROBIM, M. J. **Análise das características do uso recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta: uma contribuição ao manejo**. 1999. 161 p. Tese (Doutorado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de São Carlos, São Carlos.

ROCHA, G. R. A. et al. Quantitative model of trophic interactions in the Ubatuba shelf system (Southeastern Brazil). Naga, **The ICLARM Quaterly**, p. 25-32. 1998.

RODRIGUES, M. L. G.; FRANCO, D.; SUGAHARA, S. Climatologia de frentes frias no litoral de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 22(2), p. 135-151, 2004.

RUARDIJ, P.; BARETTA, J. W. The EmsDollart Ecosystem Modelling Workshop (23-27 February 1981), **Biological Onderzoek Ems-Dollard Estuarium**. Publicaties en Verslagen, n. 2, 46 p. 1982.

SALIBA, L. J.; HELMER, R. Health risks associated with pollution of coastal bathing Waters. **World Health Stat Q**, v. 43, p. 177-184, 1990.

SAMPAIO, A. F. P. Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos – São Vicente, através de modelagem numérica ambiental. 2010. 171 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, 2010.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Macrozoneamento do Litoral Norte** – Plano de Gerenciamento Costeiro. São Paulo, 1996. 202p. (Série Documentos).

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Entendendo o meio ambiente** – tratado e organizações internacionais em matéria de meio ambiente. São Paulo, 1997. 1 v. 35p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Litoral Norte**. São Paulo, 2005. 56p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Meio Ambiente Paulista: Relatório de Qualidade Ambiental 2011**. São Paulo, 2011. 256p.

SASSI, R.; KUTNER, M. B. B. Variação sazonal do fitoplâncton da região do Saco da Ribeira, Ubatuba, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 31(2), p. 29-42, 1982.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Aspectos ecológicos e análise da população de *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1971) Mollusca-Bivalvia, na praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, estado de São Paulo**. 1976. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, São Paulo.

SHAH, A. H., et al. Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts, and helminthes in sand at a subtropical recreational beach site. **Journal of Applied Microbiology**, v. 110, p. 1571-1583, 2011.

SHIBATA, T., et al. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. **Water Research**, v. 38, p. 3119-3131, 2004.

SILVA, L. S. **Condições oceanográficas no Canal de São Sebastião: fevereiro de 1994 a março de 1995**. 1995. 114 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 1995.

SOBHEE, S. K. Economic development income inequality and environmental degradation of fisheries resources in Mauritius. **Environmental Management**, v.34, n.1, p.150-157, 2004.

SOLLER, J. et al. Human health risk implications of multiple sources of faecal indicator bacteria in a recreational waterbody. **Water Research**, V. 66, p.254-264, 2014.

STEINHAUER, M. S.; BOEHM, P.D. The composition and distribution of saturated and aromatic hydrocarbons in near shore sediments, river sediments, and coastal peat of Alaskan Beaufort Sea: implications for detecting anthropogenic hydrocarbon inputs. **Mar. environ. Res.**, v. 33, p. 223-253, 1992.

STRADIOTTO, G. C. **Densidade e resistência a antimicrobianos de *Enterococcus* sp e *Escherichia coli* isoladas de águas, areias e algas do gênero *Sargassum* de praias recreacionais do Litoral Norte do Estado de São Paulo**. 2013. 96 f. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, Rio Claro, 2013.

TAKADA, S., et al. Wnt-3a regulates somite and tailbud formation in the mouse embryo. **Genes Dev**, v. 8, p. 174-189, 1994.

TAKAHASHI, L. Uso público em unidades de conservação. **Cadernos de Conservação**, Curitiba, v. 2, n. 2, p.1-40, 2004.

TEIXEIRA, C. Preliminary studies of primary production in Ubatuba region (Lat. 23°30'S - Long.45°06'W). **Bolm Inst. oceanogr.**, São Paulo, v. 22, p. 49-58, 1973.

TEIXEIRA, C.; VIEIRA, A. A. H. Nutrient experiment using *Phaeodactylum tricornutum* as an assay organism. **Bolm Inst. oceanogr.**, São Paulo, v. 25(1), p. 29-42, 1976.

U.S. Environmental Protection Agency. **Ambient Water Quality Criteria for Bacteria**. EPA A440/5-84-002. U.S. EPA, Washington, DC. 1986.

VENKATESAN, M. I.; KAPLAN, I. R. Sedimentary coprostanol as an index of sewage addition in Santa Monica Basin, Southern California. **Environ Sci. Technol.**, v.24, p. 208-214, 1990.

WADE, T. J., et al. Do U.S. environmental protection agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 111(8), p. 1102-1109, 2003.

WARNER, J. C.; GEYER, W. R.; LERCZAC, J. A. Numerical modeling of an estuary: a comprehensive skill assessment. **Journal of Geophysical Research**, v. 110, p. 1-13, 2005.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for Safe Recreation-water Environments: Swimming Pool and similar Environments**. Geneva: [s.n], v. 2, 2006. ISBN 92 4 154680 8.

WILLMOTT, C. J. On the validation of models. **Physical Geography**, v. 2, p. 184-194, 1981.

WRIGHT, M. E. et al. The inter-tidal zone is the geographic location of elevated concentrations of enterococci. **Water Science and Technology**, v. 63(3), p. 542-549, 2011.

YANG, L.; LAI, C. T.; SHIEH. Biodegradation of Dispersed Diesel Fuel under High Salinity Conditions. **Water Research**. v. 34, n. 13, p. 3303 –3314, 1999.

ZHU, X. et al. A microbial water quality model for recreational marine beaches. **Water Research**, v. 45, p. 2985-2995, 2011.

ANEXOS

ANEXO A – Continuação dos resultados – FLOW

RESULTADOS DA MODELAGEM HIDRODINÂMICA - SÉRIES TEMPORAIS DE CORRENTES E ELEVAÇÃO DO NÍVEL DO MAR

Figura A. 1 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P01 (à esquerda) e no ponto P02 (à direita), em fevereiro de 2009.

Figura A. 2 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P03 (à esquerda) e no ponto P04 (à direita), em fevereiro de 2009.

Figura A. 3 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P05 (à esquerda) e no ponto P06 (à direita), em fevereiro de 2009.

Figura A. 4 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P07 (à esquerda) e no ponto P08 (à direita), em fevereiro de 2009.

Figura A. 5 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P01 (à esquerda) e no ponto P02 (à direita), em agosto de 2009.

Figura A. 6 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P03 (à esquerda) e no ponto P04 (à direita), em agosto de 2009.

Figura A. 7 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P05 (à esquerda) e no ponto P06 (à direita), em agosto de 2009.

Figura A. 8 - Stickplots dos vetores de correntes na superfície ($\vec{V}$, em m/s) e séries temporais de elevação do nível do mar (η , em m), resultados da simulação 3D no ponto P07 (à esquerda) e no ponto P08 (à direita), em agosto de 2009.

ANEXO B – Continuação dos resultados – WAQ

TABELAS DE RESULTADOS DA MODELAGEM DE QUALIDADE DA
ÁGUA

Tabela B. 1 – Resultados de coliformes termotolerantes (em NMP/100mL) nos pontos de monitoramento na Enseada do Flamengo.

	Fevereiro/2009			Agosto/2009		
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
FL01	1000,60	63,83	1850,73	25,75	4,08	42,33
FL02	479,17	29,60	949,52	9,60	1,79	23,20
FL03	40,32	0,01	293,24	1,11	0,00	9,20
FL04	466,11	132,90	1300,87	17,43	0,44	35,54
FL05	63,71	0,37	209,67	2,04	0,00	6,89
FL06	7,31	0,00	102,79	0,30	0,00	3,32
FL07	1,42	0,00	28,61	0,13	0,00	2,54
FL08	54,14	1,28	197,22	3,19	0,00	9,25
FL09	12,52	0,00	76,14	0,42	0,00	2,18
FL10	2,05	0,00	31,59	0,10	0,00	0,95
FL11	0,45	0,00	5,75	0,07	0,00	1,12
FL12	1,75	0,00	9,85	0,15	0,00	0,50
FL13	0,46	0,00	3,69	0,05	0,00	0,31
FL14	0,09	0,00	0,76	0,02	0,00	0,07
FL15	0,03	0,00	0,38	0,00	0,00	0,03

Tabela B. 2 – Resultados de enterococos (em UFC/100mL) nos pontos de monitoramento na Enseada das Palmas.

	Fevereiro/2009			Agosto/2009		
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo
PA01	0,22	0,00	0,57	0,03	0,00	0,14
PA02	0,29	0,00	1,21	0,04	0,00	0,20
PA03	0,38	0,00	1,09	0,07	0,00	0,36
PA04	0,22	0,00	0,86	0,02	0,00	0,09
PA05	0,10	0,00	0,68	0,01	0,00	0,08
PA06	0,10	0,00	0,64	0,01	0,00	0,11
PA07	0,16	0,00	0,92	0,03	0,00	0,25
PA08	0,04	0,00	0,53	0,01	0,00	0,12
PA09	0,09	0,00	0,40	0,01	0,00	0,05
PA10	0,05	0,00	0,40	0,00	0,00	0,04
PA11	0,04	0,00	0,32	0,00	0,00	0,04
PA12	0,04	0,00	0,40	0,01	0,00	0,13
PA13	0,01	0,00	0,20	0,00	0,00	0,09
PA14	0,02	0,00	0,17	0,00	0,00	0,02

Tabela B. 3 – Resultados de HPAs (em µg/L) nos pontos de monitoramento na Enseada do Flamengo.

Setembro/2009			
	Média	Mínimo	Máximo
FL01	0,69	0,03	0,92
FL02	0,33	0,00	0,58
FL03	0,13	0,00	0,35
FL04	0,34	0,00	0,73
FL05	0,14	0,00	0,31
FL06	0,07	0,00	0,20
FL07	0,05	0,00	0,17
FL08	0,16	0,00	0,37
FL09	0,07	0,00	0,16
FL10	0,05	0,00	0,13
FL11	0,04	0,00	0,12
FL12	0,04	0,00	0,09
FL13	0,02	0,00	0,06
FL14	0,01	0,00	0,03
FL15	0,00	0,00	0,01

ANEXO C – Resolução CONAMA Nº 274/00

RESOLUÇÃO CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000 **Publicada no DOU no 18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71**

Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, no uso das competências que lhe são conferidas pela Lei no 6938, de 31 de agosto de 1981, regulamentada pelo Decreto no 99.274, de 6 de junho de 1990, e tendo em vista o disposto na Resolução CONAMA no 20, de 18 de junho de 1986 e em seu Regimento Interno, e

Considerando que a saúde e o bem-estar humano podem ser afetados pelas condições de balneabilidade;

Considerando ser a classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa dos níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar as condições de balneabilidade;

Considerando a necessidade de serem criados instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação aos níveis estabelecidos para a balneabilidade, de forma a assegurar as condições necessárias à recreação de contato primário;

Considerando que a Política Nacional do Meio Ambiente, a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) recomendam a adoção de sistemáticas de avaliação da qualidade ambiental das águas, resolve:

Art. 1º Para efeito desta Resolução são adotadas as seguintes definições:

- a) águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,50‰;
- b) águas salobras: águas com salinidade compreendida entre 0,50‰ e 30‰;
- c) águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30‰;
- d) coliformes fecais (termotolerantes): bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes totais caracterizadas pela presença da enzima β -galactosidase e pela capacidade de fermentar a lactose com produção de gás em 24 horas à temperatura de 44-45°C em meios contendo sais biliares ou outros agentes tenso-ativos com propriedades inibidoras semelhantes. Além de presentes em fezes humanas e de animais podem, também, ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica;
- e) *Escherichia coli*: bactéria pertencente à família Enterobacteriaceae, caracterizada pela presença das enzimas β -galactosidase e β -glicuronidase. Cresce em meio complexo a 44-45°C, fermenta lactose e manitol com produção de ácido e gás e produz indol a partir do aminoácido triptofano. A *Escherichia coli* é abundante em fezes humanas e de animais, tendo, somente, sido encontrada em esgotos, efluentes, águas naturais e solos que tenham recebido contaminação fecal recente;
- f) Enterococos: bactérias do grupo dos estreptococos fecais, pertencentes ao gênero *Enterococcus* (previamente considerado estreptococos do grupo D), o qual se caracteriza pela alta tolerância às condições adversas de crescimento, tais como: capacidade de crescer na presença de 6,5% de cloreto de sódio, a pH 9,6 e nas temperaturas de 10° e 45°C. A maioria das espécies dos *Enterococcus* são de origem fecal humana, embora possam ser isolados de fezes de animais;
- g) floração: proliferação excessiva de microorganismos aquáticos, principalmente algas, com predominância de uma espécie, decorrente do aparecimento de condições ambientais favoráveis, podendo causar mudança na coloração da água e/ou formação de uma camada espessa na superfície;
- h) isóbata: linha que une pontos de igual profundidade;

i) recreação de contato primário: quando existir o contato direto do usuário com os corpos de água como, por exemplo, as atividades de natação, esqui aquático e mergulho.

Art. 2º As águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) terão sua condição avaliada nas categorias própria e imprópria.

§ 1º As águas consideradas próprias poderão ser subdivididas nas seguintes categorias:

a) Excelente: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* ou 25 enterococos por 100 mililitros;

b) Muito Boa: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 *Escherichia coli* ou 50 enterococos por 100 mililitros;

c) Satisfatória: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 enterococos por 100 mililitros.

§ 2º Quando for utilizado mais de um indicador microbiológico, as águas terão as suas condições avaliadas, de acordo com o critério mais restritivo.

§ 3º Os padrões referentes aos enterococos aplicam-se, somente, às águas marinhas.

§ 4º As águas serão consideradas impróprias quando no trecho avaliado, for verificada uma das seguintes ocorrências:

a) não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias;

b) valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2000 *Escherichia coli* ou 400 enterococos por 100 mililitros;

c) incidência elevada ou anormal, na Região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias;

d) presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação;

e) $\text{pH} < 6,0$ ou $\text{pH} > 9,0$ (águas doces), à exceção das condições naturais;

f) floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana;

g) outros fatores que contra-indiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.

§ 5º Nas praias ou balneários sistematicamente impróprios, recomenda-se a pesquisa de organismos patogênicos.

Art. 3º Os trechos das praias e dos balneários serão interditados se o órgão de controle ambiental, em quaisquer das suas instâncias (municipal, estadual ou federal), constatar que a má qualidade das águas de recreação de contato primário justifica a medida.

§ 1º Consideram-se ainda, como passíveis de interdição os trechos em que ocorram acidentes de médio e grande porte, tais como: derramamento de óleo e extravasamento de esgoto, a ocorrência de toxicidade ou formação de nata decorrente de floração de algas ou outros organismos e, no caso de águas doces, a presença de moluscos transmissores potenciais de esquistossomose e outras doenças de veiculação hídrica.

§ 2º A interdição e a sinalização, por qualquer um dos motivos mencionados no caput e no § 1º deste artigo, devem ser efetivadas, pelo órgão de controle ambiental competente.

Art. 4º Quando a deterioração da qualidade das praias ou balneários ficar caracterizada como decorrência da lavagem de vias públicas pelas águas da chuva, ou em consequência de outra causa qualquer, essa circunstância deverá ser mencionada no boletim de condição das

praias e balneários, assim como qualquer outra que o órgão de controle ambiental julgar relevante.

Art. 5º A amostragem será feita, preferencialmente, nos dias de maior afluência do público às praias ou balneários, a critério do órgão de controle ambiental competente.

Parágrafo único. A amostragem deverá ser efetuada em local que apresentar a isóbata de um metro e onde houver maior concentração de banhistas.

Art. 6º Os resultados dos exames poderão, também, abranger períodos menores que cinco semanas, desde que cada um desses períodos seja especificado e tenham sido colhidas e examinadas, pelo menos, cinco amostras durante o tempo mencionado, com intervalo mínimo de 24 horas entre as amostragens.

Art. 7º Os métodos de amostragem e análise das águas devem ser os especificados nas normas aprovadas pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial-INMETRO ou, na ausência destas, no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater-APHA-AWWA-WPCF, última edição.

Art. 8º Recomenda-se aos órgãos ambientais a avaliação das condições parasitológicas e microbiológicas da areia, para futuras padronizações.

Art. 9º Aos órgãos de controle ambiental compete a aplicação desta Resolução, cabendo-lhes a divulgação das condições de balneabilidade das praias e dos balneários e a fiscalização para o cumprimento da legislação pertinente.

Art. 10. Na ausência ou omissão do órgão de controle ambiental, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA atuará, diretamente, em caráter supletivo.

Art. 11. Os órgãos de controle ambiental manterão o IBAMA informado sobre as condições de balneabilidade dos corpos de água.

Art. 12. A União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios articular-se-ão entre si e com a sociedade, para definir e implementar as ações decorrentes desta Resolução.

Art. 13. O não cumprimento do disposto nesta Resolução sujeitará os infratores às sanções previstas nas Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981; 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e no Decreto no 3.179, de 21 de setembro de 1999.

Art. 14. Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação.

Art. 15. Ficam revogados os arts. nos 26 a 34, da Resolução do CONAMA no 20, de 18 de junho de 1986.

JOSÉ SARNEY FILHO - Presidente do Conama

JOSÉ CARLOS CARVALHO - Secretário-Executivo