



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

SILVANO PORTO PEREIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE BACTERIOLÓGICA DAS ÁGUAS COSTEIRAS
DE FORTALEZA (NORDESTE DO BRASIL)**

FORTALEZA
2012

SILVANO PORTO PEREIRA

MODELAGEM DA QUALIDADE BACTERIOLÓGICA DAS ÁGUAS COSTEIRAS DE
FORTALEZA (NORDESTE DO BRASIL)

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil, área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza

FORTALEZA
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências Humanas

SILVANO PORTO PEREIRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE BACTERIOLÓGICA DAS ÁGUAS COSTEIRAS
DE FORTALEZA (NORDESTE DO BRASIL)**

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil, área de concentração Saneamento Ambiental.

Aprovada em 29 de junho de 2012.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (Orientador)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Paulo Cesar Colonna Rosman
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Carlos Augusto França Schettini
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dr. Regine Helena S. F. Vieira
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Universidade Federal do Ceará

Aos colegas Francisco José e professor Expedito Parente, com os quais tanto aprendi em tão pouco tempo que me foi permitido conviver com eles (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas e instituições que tenho a agradecer. Todos eles foram, e são, por demais importantes nesta fase de minha carreira profissional e pessoal. Peço mil desculpas àqueles que a minha (fraca) memória tenha me impedido de mencionar. A todos vocês, meu muito obrigado.

Agradeço ao meu orientador professor Raimundo Oliveira pelo acolhimento, apoio e presteza sempre que precisei.

Ao professor Rosman, pelos ensinamentos, paciência, disponibilidade e aconselhamento profissional.

À professora Regine pelo incentivo e pelas discussões quanto aos programas de monitoramento.

Aos demais componentes da banca examinadora por aceitarem o convite.

Aos professores César Alvarez, José António Juanes e Andrés García da Universidad de Cantabria pelas críticas que me levaram a ampliar o escopo da tese.

À CAGECE, em especial às pessoas de Ronner Gondim e André Facó, pelo apoio institucional na realização do doutorado e do estágio doutoral.

Ao LABOMAR, em especial ao professor Luís Parente e professora Ozilea, pelo empréstimo da estação meteorológica utilizada durante todo o doutorado.

À SEMACE pelo fornecimento de dados de monitoramento de praias e galerias pluviais.

À CAPES/Fundação Carolina pela concessão da bolsa de estágio doutoral.

A Suelen e a Raquel pela ajuda na coleta de dados e a Renata pela ajuda nos ensaios de decaimento.

Agradeço aos amigos Rômulo, Deribaldo, Carla, Janaína, Marlon, Adriano, Socorro, Marcos Erick, Gláucia, David, Tierres pela companhia, descontração e perdão pelas minhas ausências.

Aos meus pais, pelo amor e pela dedicação e empenho que tiveram para prover minha educação e aos meus sogrinhos Iris e Assis pelo acolhimento.

A Cristina pelo amor, carinho, companheirismo, compreensão e apoio durante mais estes cinco anos.

RESUMO

A modelagem ambiental é uma importante ferramenta para projetos e estudos envolvendo a gestão ambiental, devido à complexidade dos sistemas ambientais. Com ela é possível integrar um grande número de variáveis e processos de forma a obter uma visão dinâmica de tais sistemas e avaliar as suas condições presentes e futuras. Neste trabalho são apresentados os resultados de modelagens da qualidade bacteriológica da água da área costeira de Fortaleza (Brasil) frente a diversas entradas de cargas contaminantes. Coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, usados como indicadores de qualidade de águas de banho pelas normas brasileiras, foram numericamente modelados usando o SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), considerando-se cargas contaminantes provenientes de três diferentes tipos de fontes: rios, galerias pluviais e emissário submarino, de modo a permitir uma análise integrada da qualidade das águas de banho na zona costeira de Fortaleza. Os modelos foram implementados de forma a representar as variações de decaimento frente à radiação solar e outros fatores ambientais. Complementando as simulações, foram realizados ensaios em laboratório do decaimento bacteriano em situações críticas, de modo a representar a sobrevivência de *Escherichia coli* no meio marinho em condições noturnas e a permitir o levantamento dos tempos necessários à redução de 90% da população bacteriana (T_{90}). Os resultados obtidos pelos modelos foram relativamente próximos àqueles monitorados em campo em diferentes cenários. O estudo mostrou que as galerias pluviais e o riacho Maceió são as fontes de contaminação mais importantes, respondendo por episódios de não cumprimento dos padrões de qualidade de água de banho, especialmente, durante os períodos chuvosos. Além disto, os resultados indicam não haver riscos da pluma do emissário submarino de Fortaleza alcançar as áreas de banho das praias desta cidade. Ensaios de decaimento bacteriano confirmaram o comportamento previsto pelo modelo de decaimento usado, ambos produzindo valores de T_{90} superiores aqueles tradicionalmente usados em projetos de emissários submarinos, indicando a necessidade de uso de valores mais conservativos em tais projetos.

Palavras-chave: Modelagem ambiental. Águas costeiras. Balneabilidade. Galerias pluviais. Emissário submarino. Decaimento bacteriano. T_{90} .

ABSTRACT

An important tool in environmental management projects and studies due to the complexity of environmental systems, environmental modeling makes it possible to integrate many variables and processes, thereby providing a dynamic view of systems and evaluating present and future conditions. In this study we modeled the bacteriological quality of the coastal waters of Fortaleza (Brazil) considering multiple sources of contamination. Thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* (used as indicators of bathing water quality in the Brazilian legislation) were numerically modeled using a system of environmental hydrodynamics (SisBaHiA – “Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental”) in relation to three sources of contamination: local rivers, storm drains and submarine outfall. The models were made to represent variations in die-off due to solar radiation and other environmental factors. To complement the simulations, laboratory assays were conducted to observe bacterial die-off in critical situations, representing *Escherichia coli* survival in the marine environment under nocturnal conditions, and the time required to reduce the bacterial population by 90% (T_{90}) was estimated. The results from the models were consistent with field measurements corresponding to different scenarios. Our results show that the storm drains and the Maceió River, responsible for episodes of deteriorated water quality (especially during the rainy season), were the most important sources of contamination. No evidence of the submarine outfall plume reaching bathing areas in Fortaleza was found. Our laboratory assays confirmed the behavior predicted by the die-off model, and both the model and the assays yielded T_{90} values above those commonly used in submarine outfall projects, indicating the need for the adoption of more conservative values in such projects.

Key words: Environmental modeling. Coastal waters. Balneability. Storm drain. Submarine outfall. Bacterial die-off. T_{90}

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Praia de Costa Verde, Lima, Peru.	20
Figura 2 – Matriz de classificação simples.....	31
Figura 3 – Esquema de avaliação simplificada de águas de recreação.	32
Figura 4 – Sistemas de coleta de esgoto unitário (A) e separador (B).	43
Figura 5 – Desenho de um extravasor de sistema de esgoto combinado.	44
Figura 6 – Fontes de contaminação responsáveis pelo fechamento de praias na Califórnia em 2000.	46
Figura 7 – Sistema de Disposição Oceânica de esgotos sanitários.....	47
Figura 8 – Unidade de desinfecção por UV de efluentes extravasados de um sistema combinado de coleta de esgoto e águas pluviais.	52
Figura 9 – Comparação entre as velocidades médias mensais de ventos das estações meteorológicas da FUNCEME (1974-1994), COELCE e NOAA/COADS (1946-1989).	54
Figura 10 – Razão (RL) entre as velocidades do vento sobre a água (UW) e sobre o continente (UL).....	55
Figura 11 – Médias anuais de insolação diária (direita), em horas, e da radiação solar global diária (esquerda), em MJ/m ² *dia.....	58
Figura 12 – Médias mensais da insolação e radiação solar global diárias em Fortaleza.	58
Figura 13 – Locais de monitoramento da qualidade das águas de banho de Fortaleza pela SEMACE.....	59
Figura 14 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Oeste entre 2004 e 2007.	61
Figura 15 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Centro entre 2004 e 2007.	62
Figura 16 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Leste entre 2004 e 2007.	62
Figura 17 – Fotografias da implantação do emissário submarino de Fortaleza.	64
Figura 18 – Distribuição espacial das estações de coleta da área do emissário submarino de Fortaleza.	65
Figura 19 – Imagens LIF do jato oriundo de um difusor.	68
Figura 20 – Perfil de uma descarga por emissários submarinos.....	69
Figura 21 – Ilustração do processo de dispersão horizontal.....	70
Figura 22 – Forças atuantes na direção X em uma partícula fluida.	78

Figura 23 – Balanço de massa de contaminante na direção X, considerando relevantes apenas os dois primeiros termos da expansão em série de Taylor.	82
Figura 24 – Fluxograma de modelagem utilizado	92
Figura 25 – Diagrama de uma pluma de efluentes lançados por um conjunto de difusores em ambiente não estratificado	98
Figura 26 – Diagrama de uma pluma de efluentes lançados por um conjunto de difusores em ambiente estratificado.....	99
Figura 27 – Domínio de modelagem, incluindo malha e batimetria (em relação ao nível de redução-NR), além da localização do emissário (dentro do pontilhado), rios e galerias usados nos modelos.....	102
Figura 28 – Cartas náuticas utilizadas para obtenção das profundidades e tipos de substratos da região modelada.....	104
Figura 29 – Mapa de rugosidade do domínio modelado. Áreas de maior rugosidade são referentes a arrecifes existentes no local.	105
Figura 30 – Média mensal da precipitação (1974 a 2008), intensidade de vento (2008 a 2009) e radiação solar (2008 a 2009) da área de estudo.....	106
Figura 31 – Curva de vazão adotada para o emissário.	107
Figura 32 – Histograma de frequência das concentrações de <i>E. coli</i> monitoradas entre 2007 e 2011 na EPC.....	107
Figura 33 – Exemplos de cargas de coliformes termotolerantes utilizadas em algumas das diversas fontes.	110
Figura 34 – Localização das estações meteorológicas e maregráfica utilizadas, além do correntômetro (ADCP) e estações de monitoramento do SDOES.....	112
Figura 35 – Registros do Marégrafo do IBGE instalado no Porto do Mucuripe e utilizados para geração das constantes harmônicas.	114
Figura 36 – Velocidades e direções médias mensais de vento entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.....	119
Figura 37 – Relação entre as velocidades médias e de rajada de vento entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.....	120
Figura 38 – Diagrama de ventos observados entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.....	121
Figura 39 – Direção (vetores) e magnitude (cores) horária dos ventos em março e outubro de 2009.....	121
Figura 40 – Direção (vetores) e magnitude (cores) horária dos ventos de rajada em março e outubro de 2009.....	122

Figura 41 – Distribuição de frequência polar dos ventos em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009, considerando a origem dos ventos.	122
Figura 42 – Distribuição de frequência polar dos ventos de rajada em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009 considerando a origem dos ventos.....	123
Figura 43 – Comparação entre velocidades do vento medido em terra e no mar entre os dias 15 e 16/02/2012.	123
Figura 44 – Regressão logarítmica obtida das velocidades em terra (U_L) e das razões (R_L) entre as velocidades em mar (U_w) e em terra (U_L).	124
Figura 45 – Nível de água calculado pelas constantes harmônicas da Tabela 17 para os meses de abril (direita) e novembro (esquerda) de 2010.....	124
Figura 46 – Comportamento médio observado da variação de radiação solar total na superfície ao longo do ano em Fortaleza, a partir das estações meteorológicas indicadas e comparadas com Tiba (2000).	126
Figura 47 – Variação diária e diurna, usada no modelo de decaimento, da radiação solar total na superfície.....	127
Figura 48 – Variação média da profundidade de Secchi ao longo do ano e histograma de frequência das medições na área do emissário.	128
Figura 49 – Variação média da temperatura e salinidade da água marinha ao longo do ano na área do emissário.	128
Figura 50 – Curvas de decaimento de populações de <i>E. coli</i> expostas à água marinha das áreas indicadas na ausência de luz solar.	130
Figura 51 – Comparação entre níveis de água gerados pelo modelo e medidos em campo na estação de controle (outubro de 2011 e março de 2012).	131
Figura 52 – Intensidades de correntes, promediadas na vertical, medidas e modeladas na estação de controle em outubro de 2011.	132
Figura 53 – Estatística básica das intensidades das correntes, promediadas na vertical, medidas e modeladas na estação de controle em outubro de 2011.	133
Figura 54 – Diagrama de direções e intensidades de correntes medidas (projeto RECOFOR - A) e modeladas (B).....	133
Figura 55 – Marés de março (A) e outubro (B) de 2009 com indicação de instantes específicos analisados nas seções seguintes.	134
Figura 56 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia no mês de março de 2009.....	136

Figura 57 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia no mês de outubro de 2009.	137
Figura 58 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de quadratura nos meses de março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.	138
Figura 59 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em vazante (A) e enchente (B) de sizígia nos meses de março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.	139
Figura 60 – Diluição inicial estimada pelo modelo e vazão lançada pelo emissário submarino de Fortaleza e previsão de maré para os meses de março e outubro de 2009.	141
Figura 61 – Diluições observadas nas estações A1, B1, B2 e B3 durante campanhas de monitoramento do emissário submarino de Fortaleza (abril de 2009 a novembro de 2011).	142
Figura 62 – Valores de T_{90} médios horários e ao longo dos dias de março (superior) e outubro (inferior) de 2009 para o emissário submarino de Fortaleza, acompanhados dos percentuais de cobertura de nuvem utilizados nos modelos.	143
Figura 63 – Estatística dos valores de T_{90} ao longo das horas diurnas em março (A) e outubro (B) de 2009 na área do entorno do emissário submarino.	144
Figura 64 – Valores médios horários de T_{90} para a região do entorno do emissário e para as praias dos setores Leste, Centro e Oeste nos meses de março e outubro de 2009.	145
Figura 65 – Concentrações de <i>E. coli</i> monitoradas pelo LABOMAR e simuladas pelo modelo no entorno do emissário submarino de Fortaleza, no mês de outubro de 2011.	148
Figura 66 – Distribuição geoestatística das concentrações de <i>E. coli</i> modeladas (2D) e monitoradas na superfície (S), meia água (M) e fundo (F) em outubro de 2011.	148
Figura 67 – Histograma de frequências das concentrações do conjunto das 32 praias monitoradas pela SEMACE e simuladas pelo modelo, durante os meses de março (A) e outubro (B) de 2009.	150
Figura 68 – Concentrações de Coliformes termotolerantes monitoradas pela SEMACE e simuladas pelo modelo nas praias de Fortaleza (março e outubro de 2009).	151
Figura 69 – Concentrações de <i>E. coli</i> modeladas para a região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.	153
Figura 70 – Concentrações de <i>E. coli</i> modeladas para a região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de quadratura em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.	154
Figura 71 – Concentrações de <i>E. coli</i> modeladas para a região em vazante (A) e enchente (B) de sizígia em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.	155

Figura 72 – Nuvens de partículas de contaminantes lançados em um dado instante, ilustrando a contribuição individual de cada fonte nos setores centro (superior) e oeste (inferior).....	157
Figura 73 – Probabilidade de ultrapassagem do limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL), gerada pelos modelos (cores) e resultante do monitoramento de balneabilidade (círculos numerados), durante março de 2009.	158
Figura 74 – Probabilidade de ultrapassagem do limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL), gerada pelos modelos (cores) e resultante do monitoramento de balneabilidade (círculos numerados), durante outubro de 2009.	159

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Categorias de prioridade de constituintes do esgoto sanitário.....	26
Quadro 2 – Risco à saúde humana pela exposição a esgotos, incluindo-se galerias pluviais e extravasamentos em sistemas combinados.....	49
Quadro 3 – Comparativo entre tecnologias para controle de fontes de poluição.....	52
Quadro 4 – Nível de desenvolvimento, aspectos de operação e manutenção, efetividade sobre organismos patogênicos e impactos sobre estruturas, saúde do trabalhador e meio ambiente de três agentes de desinfecção.....	53
Quadro 5 – Modelos de decaimento apresentados por Feitosa e Rosman (2007).....	84
Quadro 6 – Equações usadas pelo SisBaHiA para cálculo das propriedades do campo próximo.....	99
Quadro 7 – Detalhes das Galerias pluviais com vazões e concentrações monitoradas.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – População residente e domicílios servidos por água, coleta de esgoto e lixo em Fortaleza.	21
Tabela 2 – Exemplos de diretrizes e padrões microbiológicos de balneabilidade, em organismos por 100mL.	34
Tabela 3 – Critérios microbiológicos adotados pela diretiva europeia de águas de Banho 2006/7/CE.	35
Tabela 4 – Padrões de balneabilidade estabelecidos pela Resolução CONAMA No 274/2000.	37
Tabela 5 – Padrões de qualidade bacteriológica estabelecidos pela Resolução CONAMA No 357/2005.	38
Tabela 6 – Distribuição da direção das correntes marinhas em medições feitas em meses secos sobre o emissário de Fortaleza.	57
Tabela 7 – Locais de monitoramento da qualidade das águas de banho de Fortaleza pela SEMACE.	60
Tabela 8 – Parâmetros avaliados e total de análises executadas pelo programa de monitoramento do SDOES em cada campanha de monitoramento trimestral* ou semestral**.	66
Tabela 9 – Valores de referência de alguns parâmetros de qualidade de esgotos sanitários, padrões de Classe I segundo Resolução 347 do Conama e diluições mínimas requeridas para equilíbrio da mistura.	71
Tabela 10 – Valores de T_{90} adotados em projetos de diversos locais.	73
Tabela 11 – Exemplos de profundidade de Secchi e coeficiente de extinção luminosa (k_e) nas estações monitoradas na área de influência do emissário de Fortaleza (fevereiro de 2007). ...	86
Tabela 12 – Comparação de estimativas de valores de k_t	101
Tabela 13 – Valores de amplitude da ruga (rugosidade) usados para converter os tipos de solo das cartas náuticas.	103
Tabela 14 – Vazão de efluentes lançados pelo emissário submarino de Fortaleza.	106
Tabela 15 – Cargas contaminantes das fontes pontuais, em março e outubro de 2009 usadas nos cenários respectivos.	111
Tabela 16 – Percentual de amostras que excedem o limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL) em cada ponto de monitoramento no ano de 2009.	116

Tabela 17 – Constantes harmônicas geradas pelo modelo, referentes à estação maregráfica do Porto do Mucuripe, Fortaleza, CE, listadas pela significância da amplitude.	125
Tabela 18 – Características físico-químicas das águas marinhas utilizadas nos ensaios de decaimento e valores de T_{90} obtidos.	129
Tabela 19 – Índices de concordância e coeficientes de determinação dos modelos forçados com diferentes ventos.	134
Tabela 20 – Valores de T_{90} obtidos pelos ensaios de decaimento modelados para as mesmas condições de salinidade e temperatura (28°C).	146

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
1.1	FORTALEZA CIDADE DO SOL	20
1.2	QUALIDADE DAS ÁGUAS DE BANHO	21
1.3	MODELAGEM AMBIENTAL	23
2	OBJETIVOS	25
2.1	OBJETIVO GERAL	25
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3	REVISÃO DE LITERATURA	26
3.1	POLUIÇÃO DO MEIO AQUÁTICO MARINHO.....	26
3.2	CONTAMINAÇÃO FECAL	28
3.3	NORMAS, CRITÉRIOS E PADRÕES DE BALNEABILIDADE.....	30
3.3.1	<i>Diretrizes gerais.....</i>	<i>31</i>
3.3.2	<i>Normas relacionadas à balneabilidade</i>	<i>33</i>
3.3.2.1	<i>Diretiva Europeia sobre Águas de Banho</i>	<i>34</i>
3.3.2.2	<i>Resolução CONAMA N° 274/2000.....</i>	<i>37</i>
3.3.2.3	<i>Resolução CONAMA N° 357/2005.....</i>	<i>38</i>
3.3.2.4	<i>Resolução CONAMA N° 430/2011.....</i>	<i>38</i>
3.4	FONTES DE CONTAMINAÇÃO FECAL	39
3.4.1	<i>Rios.....</i>	<i>40</i>
3.4.2	<i>Galerias pluviais.....</i>	<i>41</i>
3.4.3	<i>Escoamento superficial.....</i>	<i>43</i>
3.4.4	<i>Sistemas de Esgotamento sanitário.....</i>	<i>43</i>
3.4.4.1	<i>Sistemas Unitários e Separadores</i>	<i>43</i>
3.4.4.2	<i>Emissários submarinos.....</i>	<i>46</i>
3.4.4.3	<i>Riscos associados aos sistemas de esgotamento sanitário</i>	<i>48</i>
3.5	MEIOS DE CONTROLE DE FONTES DE CONTAMINAÇÃO	50
3.6	CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	53
3.6.1	<i>Ventos.....</i>	<i>53</i>
3.6.2	<i>Marés.....</i>	<i>56</i>
3.6.3	<i>Correntes marinhas</i>	<i>56</i>
3.6.4	<i>Radiação solar</i>	<i>57</i>
3.6.5	<i>Monitoramento da balneabilidade das praias de Fortaleza.....</i>	<i>59</i>

3.6.6	<i>Monitoramento do emissário submarino de Fortaleza</i>	63
3.7	PROCESSOS DE MISTURA, DILUIÇÃO E DECAIMENTO.....	66
3.7.1	<i>Campo próximo</i>	67
3.7.2	<i>Campo distante</i>	69
3.7.3	<i>Zona de mistura</i>	70
3.7.4	<i>Decaimento bacteriano</i>	71
3.7.5	<i>Taxa de decaimento bacteriano e T_{90}</i>	72
3.8	MODELAGEM AMBIENTAL	74
3.8.1	<i>Modelagem hidrodinâmica</i>	76
3.8.1.1	Conservação da quantidade de movimento.....	76
3.8.1.2	Equação da quantidade de movimento	78
3.8.1.3	Equação da continuidade	80
3.8.2	<i>Modelagem do transporte de contaminantes</i>	81
3.8.3	<i>Modelagem do decaimento bacteriano</i>	83
3.8.3.1	Radiação solar	84
3.8.4	<i>Ferramentas computacionais para modelagem ambiental</i>	87
3.8.4.1	CORMIX	88
3.8.4.2	Visual Plumes.....	89
3.8.4.3	DKHW	89
3.8.4.4	UM3	89
3.8.4.5	NRFIELD (RSB)	89
3.8.4.6	FRFIELD	90
3.8.4.7	MOHID.....	90
3.8.4.8	AQUALAB.....	91
3.8.4.9	SisBaHiA	91
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	92
4.1	SISBAHIA.....	93
4.1.1	<i>Modelo Hidrodinâmico</i>	95
4.1.2	<i>Modelo de transporte Lagrangeano</i>	96
4.1.2.1	Modelo de campo próximo	98
4.1.2.2	Modelo de decaimento bacteriano	100
4.2	REGIÃO MODELADA	102
4.2.1	<i>Batimetria</i>	103
4.2.2	<i>Rugosidade</i>	103

4.2.3	<i>Condições iniciais e de contorno</i>	105
4.3	SELEÇÃO DOS CENÁRIOS DE MODELAGEM.....	106
4.4	CARGAS CONTAMINANTES.....	106
4.4.1	<i>Emissário Submarino de Fortaleza</i>	106
4.4.2	<i>Galerias pluviais</i>	107
4.4.3	<i>Rios e riacho Maceió</i>	111
4.5	VARIÁVEIS AMBIENTAIS	112
4.5.1	<i>Dados do corpo receptor</i>	113
4.5.2	<i>Radiação Solar</i>	113
4.5.3	<i>Maré</i>	113
4.5.4	<i>Ventos</i>	114
4.5.5	<i>Correntes</i>	115
4.5.6	<i>Qualidade das Águas de Banho</i>	115
4.5.7	<i>Ensaio de decaimento bacteriano</i>	116
4.6	CALIBRAÇÃO DOS MODELOS.....	117
5	RESULTADOS	119
5.1	VARIÁVEIS AMBIENTAIS MONITORADAS.....	119
5.1.1	<i>Ventos</i>	119
5.1.2	<i>Maré</i>	124
5.1.3	<i>Radiação solar</i>	126
5.1.4	<i>Transparência, salinidade e temperatura das águas marinhas</i>	127
5.1.5	<i>Ensaio de Decaimento</i>	129
5.2	MODELO HIDRODINÂMICO.....	130
5.2.1	<i>Níveis modelados</i>	130
5.2.2	<i>Correntes modeladas</i>	132
5.3	MODELO DE CAMPO PRÓXIMO E DE DECAIMENTO	140
5.3.1	<i>Diluição inicial do emissário submarino de Fortaleza</i>	140
5.3.2	<i>Taxas de Decaimento</i>	142
5.4	CONCENTRAÇÕES MENSURADAS E MODELADAS.....	146
5.4.1	<i>Entorno do emissário</i>	146
5.4.2	<i>Entorno das praias</i>	148
5.4.3	<i>Qualidade Bacteriológica das Águas da Região</i>	152
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	160

1 INTRODUÇÃO

No passado colonial e primeiras décadas do Império, as praias do Brasil tiveram fundamentalmente usos econômico, militar, de circulação e sanitário. Neste último caso, as praias serviam como escoadouro de águas servidas e depósitos de sujeiras de todas as espécies, principalmente aquelas situadas próximas às vilas e cidades. As areias da praia serviam ainda de cemitérios para aqueles que a igreja não reconhecia como pertencentes ao seu rebanho: negros não batizados, hereges, judeus, ciganos, todos considerados indignos de receberem enterro cristão e de serem sepultados em solo sagrado. Recomendava-se também o sepultamento das vítimas de epidemias em locais distantes dos aglomerados urbanos, sendo reservados alguns trechos das praias para receber essas vítimas indesejadas (ARAÚJO, 2007).

O processo de ocupação inicial do Ceará se diferencia do modelo colonial de desenvolvimento implantado, por exemplo, em Salvador e Recife, grandes centros do Brasil Colônia. Se estas cidades se construíram a partir de um sistema urbano centrado em um porto voltado à importação e à exportação de produtos para a Europa, a criação de cidades no Ceará estava ligada à produção de charque para o mercado interno, notadamente para as cidades mencionadas (DA SILVA *et al.*, 2006). Até o século XVIII o principal centro comercial do estado era Aracati, cabendo a Fortaleza, cidade pobre de comércio insignificante e com um porto de pequena importância, uma função tipicamente militar.

Apenas com a introdução da cultura do algodão no Ceará, no momento da guerra civil americana, a qual impediu que os Estados Unidos atendessem à demanda europeia, é que a situação se modifica. Com a concentração da produção algodoeira para exportação e da instalação das primeiras indústrias têxteis, Fortaleza passa a obter um papel privilegiado, transformando-se no principal centro urbano do estado, porém umbilicalmente ligado ao Sertão. Baseado no binômio gado-algodão, a estrutura urbana se constituiu para o interior, fato explícito na construção das primeiras ruas, caminhos e estradas de ferro, bem como do peso simbólico dos primeiros edifícios voltados para o Sertão, região produtora da riqueza e da elite da capital (DA SILVA *et al.*, 2006).

Em função dessa origem, a elite, embora instalada na região litorânea, continuou inalando os ares do Sertão, promovendo o desenvolvimento de projetos de urbanização longe da praia, a qual era relegada às populações menos favorecidas também advindas do Sertão (DA SILVA *et al.*, 2006). Segundo Dantas (2005), o primeiro tipo de ocupação do litoral estava ligado à atividade da pesca, prática comum à totalidade do território cearense, e o segundo ligado à favela, que representava fenômeno característico de Fortaleza, cujo fluxo

migratório impediu a integração de todos os retirantes às comunidades pesqueiras. Assim, as zonas de praia em Fortaleza distinguiam-se como território da pesca e lugar de habitação dos pobres.

Caracteriza-se desta forma o processo inicial de ocupação do litoral de Fortaleza: área pouco valorizada pela elite e lugar de habitação e trabalho das classes menos privilegiadas (DANTAS, 2005). Tais características reforçaram o já existente total desprestígio que gozavam as praias dos grandes centros do Brasil Colônia, como afirma Gilberto Freyre (FREYRE, 1936, p. 195):

As praias, nas proximidades dos muros dos sobrados do Rio de Janeiro, Salvador, do Recife, até os primeiros anos do século XIX eram lugares por onde não se podia passear, muito menos tomar banho salgado. Lugares onde se faziam despejos; onde se descarregavam os gordos barris transbordantes de excremento, o lixo e a porcaria das casas e das ruas; onde se atiravam bichos e negros mortos. O banho salgado é costume recente da fidalguia ou da burguesia brasileira que, nos tempos coloniais e nos primeiros tempos da Independência, deu preferência ao banho de rio. “Praia” queria dizer então imundície. O rio é que era nobre.

Cabe, nesse momento, um breve relato dos sistemas de saneamento litorâneos dado pelo mesmo autor (FREYRE, 1936, p. 197):

Sabido que o sistema de saneamento nas cidades brasileiras foi por muito tempo o do “tigre” – o barril que ficava debaixo da escada dos sobrados, acumulando matéria dos urinóis, para ser então conduzido à praia pelos negros – facilmente se imagina a inferioridade, neste ponto, das casas burguesas ou urbanas com relação às de fazenda de engenho ou de estância.

Antecipando as mudanças descritas no parágrafo que se segue, Freyre (2007, p. 42) apresenta assim duas moradas de praia:

Muita casa de praia em Olinda dá a frente para o mar. Tem terraço. Expõe-se gostosamente aos ventos. Outras ainda dão-lhe as costas ostensivamente. Desprezam o mar e a praia como nos velhos tempos coloniais em que nas praias se faziam os despejos, se abandonavam as esteiras dos doentes, os bichos mortos e até os negros que morriam pagãos.

Com o movimento de valorização do litoral pelas elites, iniciado na França e Bélgica e posteriormente na América do Sul - Chile (Viña del Mar), Uruguai (Punta del Este) e Rio de Janeiro (Leme, Copacabana e Ipanema), estas áreas deixam de ser um lugar de simples contemplação para adquirirem importância com os banhos de mar nos anos 1930, como um tipo de lazer complementar a tratamentos terapêuticos aconselhados por médicos. Este movimento definiu uma nova caracterização social, demográfica e urbanística destas zonas, com o deslocamento da população e a mudanças dos usos, resultando na presença de veranistas e dos turistas (DA SILVA *et al.*, 2006), como ilustra a Figura 1.

Figura 1 – Praia de Costa Verde, Lima, Peru.



Fonte: Jornal El Comercio.

Com o advento de uma sociedade de lazer, o processo de ocupação das zonas de praia se amplia. Em Fortaleza isso se inicia na Praia de Iracema e se amplia gradativamente com a incorporação da Praia do Meireles a partir da década de 1940. De espaços tradicionalmente ocupados por pescadores e lugar de habitação dos pobres, passa-se a sua valorização como espaço de lazer e de habitação das classes de alto poder aquisitivo, fato que culmina na construção de calçadões e de residências deste segmento da sociedade ao longo da praia (DANTAS, 2005).

1.1 Fortaleza Cidade do Sol

Com o crescimento econômico registrado nos anos 1970 e a adoção de políticas de industrialização, o aumento do poder aquisitivo da classe média a faz migrar para bairros próximos ao mar como Aldeota, iniciando-se processos de acentuada verticalização. Diferenciando-se do da incorporação das zonas de praia dos anos 1930, este momento resulta de uma política pública normalizadora e disciplinadora da ocupação do litoral de Fortaleza, indicando, pela primeira vez, a urbanização desta cidade para as zonas de praia e inaugurando o processo de constituição da “Cidade do sol”. (DA SILVA *et al.*, 2006). Esta terceira e mais recente dinâmica de ocupação do litoral cearense e, em especial, de Fortaleza, caracteriza-se pela valorização das zonas de praia como mercadoria turística. Tanto que Pimenta (2006), avaliando dados de fluxo turístico entre 1998 e 2004, menciona um incremento de mais de 200 % de turistas estrangeiros.

Ainda na década de 1970, Fortaleza presenciou mudanças na sua orla marítima, como a construção de hotéis, pousadas, restaurantes, estações balneárias, barracas, loteamentos etc. Estas foram algumas das intervenções privadas com o respaldo de políticas públicas que determinaram a verticalização da zona leste de Fortaleza. Uma das consequências dessa expansão, iniciada duas décadas antes com a obra do Porto do Mucuripe e dos espigões, foi um notório recuo na linha de costa na área da Praia de Iracema e na costa oeste do município de Fortaleza (PIMENTA, 2006).

Após esta política de expansão, a população de Fortaleza tem observado elevado crescimento, aproximando-se atualmente dos dois milhões e meio de habitantes, colocando-a como a quinta cidade mais populosa do Brasil, além de ser um importante centro turístico e recreativo do nordeste brasileiro. Apesar da atual boa cobertura de abastecimento de água e coleta de lixo, o percentual de residências com sistema público de coleta de esgoto não ultrapassa 60% (Tabela 1).

Tabela 1 – População residente e domicílios servidos por água, coleta de esgoto e lixo em Fortaleza.

Descrição	Valor	Percentual
População residente - Total	2.452.185	
Domicílios permanentes	710.066	100%
Domicílios com rede geral de distribuição	662.541	93%
Domicílios com poço ou nascente na propriedade	38.638	5%
Domicílios com outra forma de abastecimento de água	8.884	1%
Domicílios com rede geral de esgoto ou pluvial	422.933	60%
Domicílios com fossa séptica	107.251	15%
Domicílios com outro tipo de coleta	177.164	25%
Domicílios que não tinham banheiro ou sanitário	2.711	0%
Domicílios com coleta de lixo por serviço de limpeza	663.681	93%
Destino do lixo - Coletado em caçamba de serviço de limpeza	37.479	5%
Destino do lixo - Outro destino	8.903	1%

Fonte: resultados preliminares do Censo Demográfico de 2010 (http://www.ibge.com.br/home/estatística/populacao/censo2010/resultados_preliminares amostra/default_resultados_preliminares amostra.shtm).

1.2 Qualidade das águas de banho

A maioria das fontes de poluição existentes em águas costeiras, geralmente inclui: rios, galerias pluviais, emissários, extravasamentos de coletores de esgoto (ANDREADAKIS, 1997), além de fontes difusas como o transporte superficial de águas de chuvas. Alguns dos impactos negativos mais importantes envolvem:

- a) formação de manchas visíveis nas proximidades dos pontos de lançamentos;
- b) criação de extensos depósitos marinhos;
- c) depleção do oxigênio dissolvido, especialmente nas camadas inferiores;
- d) florações de algas;

- e) morte de peixes devido a toxinas e enriquecimento de sedimentos com matéria orgânica;
- f) contaminação microbiológica da água de áreas usadas por banhistas;
- g) acúmulo de substâncias tóxicas no sedimento e no corpo de organismos aquáticos superiores.

A contaminação de águas costeiras por esgotos sanitários é um dos fatores responsáveis pela disseminação de doenças causadas por bactérias, vírus e protozoários. Bactérias patogênicas e vírus lançados no mar constituem um possível risco à saúde humana, especialmente em áreas densamente usadas pela população.

A resolução Nº 274/2000 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) criou 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. Instrumentos estes que utilizam bactérias do grupo coliforme (coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*) e enterococos (*Enterococcus* sp.) como indicadores da presença de agentes patogênicos no corpo d'água, estabelecendo níveis máximos admissíveis para classificação da área como própria ou imprópria ao banho.

A cidade de Fortaleza é recortada por dois rios que fluem por sua região metropolitana e desaguam no mar, próximos a praias bastante usadas para banho: o rio Ceará, ao oeste, e o rio Cocó, ao leste. O primeiro possui um importante afluente, o rio Maranguapinho, que possui uma extensão de 34 km e bacia com área de 223 km², da qual 29% está em Fortaleza. Já o rio Cocó tem cerca de 50 km de extensão, drena 60% do município de Fortaleza e possui uma bacia com área de cerca de 485 km². Ao longo de seus 25 km de costa, a cidade possui muitas galerias pluviais que transportam águas pluviais e esgotos não tratados. Estas galerias estão localizadas na bacia da vertente marítima, a qual está totalmente inserida no município e possui uma área de cerca de 35 km² (LGCO, 2009).

Emissários submarinos são usados para lançar os esgotos gerados por cidades litorâneas a distâncias suficientemente longas da costa, considerando os fenômenos físicos, químicos e biológicos ocorrentes, os quais determinam a diluição e degradação do material contaminante. Na década de 1970, um emissário submarino - com capacidade para até 4,8 m³/s - foi construído em Fortaleza para evitar que descargas de esgoto não tratado contaminassem as praias da cidade. Todavia, nos dias atuais apenas metade dessa vazão é encaminhada ao emissário; o restante continua sendo lançado no solo, em galerias pluviais e em riachos ou rios, tendo a zona litorânea das praias como corpo receptor final.

O impacto desses três tipos de fontes de contaminação é monitorado por meio da avaliação da qualidade da água, para o emissário, rios e galerias, e dos sedimentos e biota marinha, para o emissário. Para os rios e doze galerias há ainda um monitoramento de suas vazões com frequência trimestral. Os principais objetivos de tais monitoramentos são a identificação de possíveis efeitos das descargas dessas fontes no ambiente marinho e a preservação da saúde dos banhistas. Adicionalmente, a Superintendência de Meio Ambiente do Ceará (SEMACE) divulga semanalmente um boletim da classificação das praias de Fortaleza e de algumas outras cidades do estado.

Por melhor que seja um programa de monitoramento, ele sempre será um recorte pontual no tempo e no espaço de uma situação sujeita a grandes variações e dependente de múltiplas variáveis. Neste sentido, a modelagem desses ambientes pode ser uma ferramenta auxiliar ao monitoramento, tanto em sua fase de planejamento como de avaliação dos dados produzido. Nestes casos a modelagem pode contribuir com a escolha dos locais de amostragem, possibilitar uma melhor resolução espacial e temporal das informações além de permitir avaliar o grau de importância dos fatores e pressões envolvidas, por meio da simulação de distintos cenários e da integração de diferentes variáveis ambientais.

1.3 Modelagem ambiental

A palavra “modelo” possui muitas nuances em seu significado. De modo geral pode ser compreendido como “qualquer representação simplificada da realidade” ou de um aspecto do mundo real, que surja como de interesse ao pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade e prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução. Os modelos são aproximações reduzidas da realidade, por não incluírem todas as observações ou medidas associadas do mundo real. Durante o procedimento de transposição da realidade para um modelo conceitual, e deste para um modelo matemático, deve-se salientar que já não é a realidade em si que se encontra representada, mas sim a nossa visão e a maneira de como percebemos o mundo real (CHRISTOFOLETTI, 1999).

O alerta acima, porém, é válido não apenas para o uso de modelos matemáticos, pois o que percebemos da natureza são representações (imperfeitas) da realidade que preexiste independente do homem e (ainda ?) inalcançável por este. Talvez por isto a modelagem seja um processo quase sem fim: sempre estamos tentando reconstruir, revisar e comparar os modelos na busca de melhorar nossa compreensão da realidade. Apesar disto, a limitação de

não representar a totalidade do mundo real e sua concentração apenas em aspectos particulares não invalidam o uso de modelagem na interpretação dos fenômenos de interesse.

Os ambientes naturais apresentam uma diversidade de elementos, encadeamentos, interações, fluxos e retroalimentação, compondo uma entidade organizada como todos os sistemas complexos. Nos últimos anos se vem desenvolvendo estudos sobre inúmeros problemas ligados a tais sistemas na Física e Biologia, que até então se constituíam questões de difícil análise. A razão fundamental que possibilitou esse desenvolvimento tem sido a crescente capacidade de processamento e armazenamento dos computadores, aumentando a velocidade e habilidade de manejar grandes quantidades de informação. Esse avanço permitiu perceber que a complexidade em si possui suas próprias leis, que podem ser simples e coerentes (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Face à complexidade dos ambientes em corpos de água naturais, a necessidade de aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos é inquestionável, pois são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica de processos nestes complexos sistemas ambientais. Com o uso da modelagem é possível realizar análises de diagnósticos e prognósticos, interpolação e extrapolação de dados e estudo da dinâmica de determinados processos, permitindo a integração de informações espacialmente e temporalmente dispersas (ROSMAN, 2011).

Em suma, a utilização de modelagem computacional para simulação de processos de dispersão de fontes de contaminação pontuais e difusas, reproduzindo o comportamento destes contaminantes no corpo d'água, constitui hoje uma ferramenta imprescindível no processo de decisão, tanto para os órgãos ambientais quanto para os responsáveis por tais fontes.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar, de forma integrada, a qualidade das águas de banho na zona costeira de Fortaleza, considerando os aportes de fontes pontuais ao longo da costa, lançamentos por emissário submarino e processos de decaimento bacteriano, utilizando para tanto um modelo computacional dinâmico e determinação de taxas críticas de decaimento bacteriano em ensaios de laboratório para as condições próprias de Fortaleza, Nordeste do Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- a)* avaliar, de modo integrado, a qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza, bem como as condições de balneabilidade, por meio de simulações computacionais em função dos impactos causados por:
 - emissário submarino de Fortaleza;
 - galerias pluviais e rios distribuídos ao longo da costa de Fortaleza;
- b)* determinar em laboratório as taxas críticas de decaimento bacteriano para as condições locais, de modo a validar os valores limites para as condições noturnas.
- c)* apontar os principais causadores de perda de qualidade das águas de banho das águas costeiras do município.
- d)* indicar possíveis alternativas de melhoria da qualidade das águas de banho de parte da costa de Fortaleza.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Poluição do meio aquático marinho

A Organização das Nações Unidas define a poluição marinha como (UN, 1982):

A introdução pelo homem, de forma direta ou indireta, de substâncias ou energia no ambiente marinho, incluindo estuários, que resultam ou é provável de resultar efeitos deletérios como danos à vida marinha, perigo à saúde humana, impedimento às atividades marinhas, incluindo a pesca e outros usos legítimos do mar, ou impedimentos de qualidade que impeçam o uso da água e redução de comodidades.

São muitos os tipos de poluentes que podem alcançar o meio marinho e os efeitos que eles produzem. Em geral, os constituintes presentes, por exemplo, nos esgotos sanitários podem ser considerados de alta prioridade se eles apresentam significativo risco à saúde humana ou ambiental além do local de descarga e se não estiverem sob controle demonstrável. Enquanto constituintes que causam um impacto apenas local ou em condições controladas, em geral são considerados de menor prioridade (NRC, 1993). Usando este critério, o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (*National Research Council – NRC*) apresenta uma classificação de prioridades para alguns grupos de poluentes (Quadro 1).

Quadro 1 – Categorias de prioridade de constituintes do esgoto sanitário.

Prioridade	Grupos de poluentes	Exemplos
Alta	Nutrientes	Nitrogênio, fósforo
	Patógenos	Enterovirus
Intermediária	Compostos orgânicos tóxicos	HPAs
	Metais traço	Chumbo
	Outros materiais perigosos	Óleo, cloro
Baixa	Plásticos e materiais flutuantes	Resíduos sólidos, óleos e graxas
	Matéria orgânica	DBO
	Sólidos	

Fonte: NRC (1993).

Entre os poluentes prioritários encontramos os inorgânicos que, à exceção dos metais, em geral não são tóxicos. No entanto, podem ocasionar efeitos deletérios ao meio aquático, uma vez que são aportados em grandes quantidades, como os nitratos e fosfatos usados nas atividades agrícolas e presentes nos efluentes urbanos (MARTÍNEZ, 2010).

O problema mais comum gerado pelos poluentes inorgânicos consiste na eutrofização - processo de mudança do estado nutricional de um corpo de água pelo aumento das fontes de nutrientes -, em especial nitrogênio e fósforo (RICHARDSON; JORGENSEN, 1996). O consequente desenvolvimento massivo de produtores primários, em virtude da presença em excesso de nutrientes, traz consigo a redução dos níveis de oxigênio dissolvido no meio e, com isso, o desequilíbrio das comunidades nele existentes.

Embora existam processos naturais de eutrofização, devido à incorporação de nutrientes oriundos da natureza com um lento e gradual aumento da produtividade do sistema, tais processos se sucedem sem intervenção humana e costumam se desenvolver a longo prazo, principalmente em locais de baixo hidrodinamismo. Isto ocorre, por exemplo, nas ressurgências, regiões onde as condições hidrográficas locais propiciam o transporte das camadas profundas de águas, ricas em nutrientes, para as camadas superficiais, cujas águas apresentam baixas concentrações dos mesmos (RICHARDSON; JORGENSEN, 1996).

Outro exemplo ocorre no fiorde¹ de Flensburg (Mar Báltico), onde a intensa descarga de nutrientes, fruto das condições hidrográficas, aliada à limitada atividade hidrodinâmica presente, é a principal fonte de produção primária (NIKULINA; DULLO, 2009). Processos similares também ocorrem em baías rasas (MEYER-REIL; KÖSTER, 2000).

Por outro lado, a grande maioria das vezes em que se menciona o termo “eutrofização” está se referindo àquela produzida pelo aporte de nutrientes gerados pelas atividades humanas, ou eutrofização cultural em oposição à anterior também chamada de eutrofização natural (RICHARDSON; JORGENSEN, 1996). Independentemente de sua ocorrência ser natural ou antropogênica, seus efeitos ocorrem da mesma forma. A consequência mais imediata na maioria dos sistemas é o aumento da biomassa dos produtores primários (fitoplâncton e macroalgas) em zonas costeiras e estuarinas com baixas taxas de exportação de nutrientes, biomassa esta que irá provocar um aumento da demanda por oxigênio dissolvido da água.

Os estudos sobre os efeitos da eutrofização sobre os ecossistemas se desenvolveu quase que exclusivamente no domínio da limnologia, em função de se reconhecer, desde 1.800, a eutrofização cultural de lagos europeus como um problema. Apenas recentemente a eutrofização cultural de águas marinhas tem sido reconhecida como um problema ambiental. Isto se deve em grande parte pelo fato das áreas marinhas serem caracterizadas pela grande renovação de suas massas de água, com consequente grande capacidade de diluição e transporte de nutrientes (RICHARDSON; JORGENSEN, 1996), implicando na restrição desse tipo de impactos a áreas de reduzidas massas de água ou de difícil circulação.

Adicionalmente ao aporte de nutrientes minerais, é introduzida diariamente ao meio aquático grande quantidade de matéria orgânica dissolvida e particulada que, somando-

¹Fiorde: Estuário formado à medida que o nível do mar aumenta e inunda um vale glacial. Diferentemente de um estuário formado pela inundação de um vale fluvial que possui forma em V, os fiordes possuem forma em U devido à ação das geleiras sobre o relevo original (TRUJILLO; THURMAN, 2008).

se à biomassa produzida como consequência da eutrofização, consumirá elevados teores de oxigênio dissolvido (ESCHAVARRI-ERASUM, 2007). Essa matéria orgânica é composta basicamente de proteínas, carboidratos, óleos e graxas oriundas das excretas humanas e das indústrias alimentícias, que se oxidam facilmente por via química e biológica, provocando o consumo de oxigênio dissolvido. Uma das consequências da depleção do oxigênio, além da morte de organismos aquáticos, é o surgimento de processos anaeróbios que produzem compostos voláteis e gases, os quais também podem prejudicar a vida marinha.

Além das substâncias mencionadas, efluentes industriais podem apresentar substâncias orgânicas tóxicas como pesticidas e PCBs (bifenilas policloradas), que podem ser nocivos aos organismos aquáticos, além de extremamente persistentes e bioacumuláveis. Não restritos aos efluentes industriais, os metais pesados (em especial, pelo uso intensivo, mercúrio, chumbo e cádmio) também se diferenciam das substâncias orgânicas tóxicas por serem absolutamente não-degradáveis, de modo que podem se acumular nas cadeias alimentares (COLIN, 2002).

Por último, os contaminantes fecais representam um risco especial para as populações humanas, sendo estes mais bem detalhados a seguir por serem foco do presente estudo.

3.2 Contaminação fecal

Associado aos lançamentos de águas residuárias domésticas, há a presença de bactérias, vírus e protozoários responsáveis pela contaminação fecal do meio aquático. Diferentemente das anteriores, este tipo de contaminação em si não costuma ser nocivo aos ecossistemas aquáticos; no entanto, são críticos à saúde humana, em particular, em águas usadas para banho. Isto se deve à patogenicidade de tais organismos estarem restritas, em geral, à espécie humana.

Os efeitos adversos mais frequentes à saúde humana, associados à exposição a águas de recreação contaminadas com fezes, são as doenças entéricas. Contudo, tem sido demonstrado uma relação causa-efeito entre a poluição fecal de águas de banho e doença respiratória febril aguda em banhistas, a qual representa um dano à saúde de maior severidade do que as gastroenterites (WHO, 2003). Já Yau *et al.* (2009), em uma extensa revisão bibliográfica, relatam que banhistas expostos a águas marinhas com altos níveis de indicadores de contaminação fecal (coliformes totais, *E. coli*, enterococos e streptococos fecais), mostraram um significativo aumento de sintomas de doenças de pele em comparação

com não banhistas; porém, esta mesma relação não foi encontrada por eles em ambientes de água doce.

Os organismos patogênicos mais representativos associados às doenças transmitidas por via hídrica incluem vírus entéricos provenientes de contaminação fecal humana, bactérias e parasitas intestinais como protozoários (*Cryptosporidium* e *Giardia*) e helmintos.

A diversidade e a quantidade desses organismos no esgoto dependem de vários fatores, dentre os quais a quantidade de indivíduos infectados na população e a densidade de organismos patogênicos nos excrementos desses indivíduos. Por sua vez, a transmissão dos mesmos pode ser facilitada pelos seguintes fatores: alta carga excretada; baixa dose infectante; baixa imunidade; sobrevivência prolongada no meio ambiente; inexistência de período de latência no meio ambiente; existência de reservatório animal; inexistência de hospedeiros intermediários; resistência aos processos de tratamento de água e esgotos e, por último, a existência de múltiplos modos de transmissão (BASTOS; BEVILACQUA; KELLER, 2003).

Devido à variedade de organismos patogênicos e às dificuldades de isolamento rotineiro deles em amostras ambientais, desde os primórdios da Microbiologia Sanitária que se sugere que a indicação de contaminação seja determinada, prioritária e rotineiramente, por indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente. Dentre estes organismos indicadores, o subgrupo termotolerante das bactérias do grupo coliforme, os quais levam esse nome por serem capazes de fermentar a lactose a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ em 24 horas, tem sido adotado como indicador de contaminação de origem fecal. Estes mesmos indicadores eram denominados de coliformes fecais. Porém, pelo fato de neles estarem incluídas diversas espécies de vida livre dos gêneros *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*, não necessariamente associadas à contaminação fecal, a tendência atual é se referir ao grupo como coliformes termotolerantes, evitando assim uma falsa indução sobre sua exclusividade fecal.

Com base no fato de que, dentre os cerca de 10^6 a 10^8 coliformes termotolerantes/100 ml usualmente presentes nos esgotos sanitários, predomina a espécie *Escherichia coli*, atualmente esse organismo têm sido o mais utilizado como indicador de contaminação fecal. O mesmo pertence à família *Enterobacteriaceae* e ao grupo coliforme termotolerante e é de origem exclusivamente fecal, humana ou animal.

A maioria das cepas de *E. coli* é inofensiva e normalmente habitante da flora bacteriana do trato gastrointestinal de seres humanos e animais homeotérmicos. Entretanto, algumas cepas são patogênicas tanto aos humanos quanto a diversos animais, principalmente

jovens (suínos, bovinos e ovinos). Comprovadamente se sabe que *E. coli* é responsável por boa parte das estatísticas de morbidade e mortalidade infantil por doenças diarreicas agudas em países em desenvolvimento (BASTOS *et al.*, 2003). No Brasil *E. coli* é um dos principais patógenos responsáveis por gastroenterites em crianças, reconhecendo-se várias categorias patogênicas, incluindo-se enterotoxigênica (provocando uma diarreia aquosa), enteroinvasoras (capazes de invadir e colonizar a mucosa intestinal causando inflamação, necrose, febre e disenteria), entero-hemorrágicas (causando inflamação do cólon e hemorragia), enteropatogênicas, enteroagregativa e enteroadesiva (GOMES *et al.*, 1991; RODRIGUES *et al.*, 2002; ROSA *et al.*, 1998).

3.3 Normas, critérios e padrões de balneabilidade

A principal preocupação das autoridades de Saúde Pública, em relação à qualidade das águas de banho, é que grupos populacionais não sejam expostos a riscos inaceitáveis à saúde como resultado de qualquer causa recorrente ou acidental, seja por meio da ingestão ou do contato com tais águas. Com este princípio em mente, o objetivo básico das investigações sobre efeitos na saúde de banhistas sempre foi como originalmente concebido por Stevenson (1953), ou seja, determinar quais diferenças poderiam ser esperadas na incidência de doenças de banhistas em águas contendo diferentes graus de contaminação bacteriana. O estabelecimento de curva dose-resposta, com base em pesquisas epidemiológicas, é reconhecido como sendo o objetivo final da pesquisa nesta área. Tais curvas podem não relacionar índices de poluição baseados nos patógenos em si, mas indicadores de poluição fecal, uma vez que estes têm distribuições mais previsíveis e são susceptíveis de utilização como base para normas. Além disso, não é necessário definir o risco de doença, com referência aos patógenos específicos. Sintomas ou grupos de sintomas são mais apropriados onde o risco é devido a uma variedade de agentes com distribuição sazonal e espacial desconhecida (KAMIZOULIS; SALIBA, 2004).

O desenvolvimento de normas de qualidade da água para uso recreativo é uma questão complexa. O objetivo principal é garantir a proteção adequada à saúde, alcançada pela definição de limites toleráveis do grau de contaminação fecal e do estabelecimento de uma correlação satisfatória entre qualidade da água e efeito sobre a saúde.

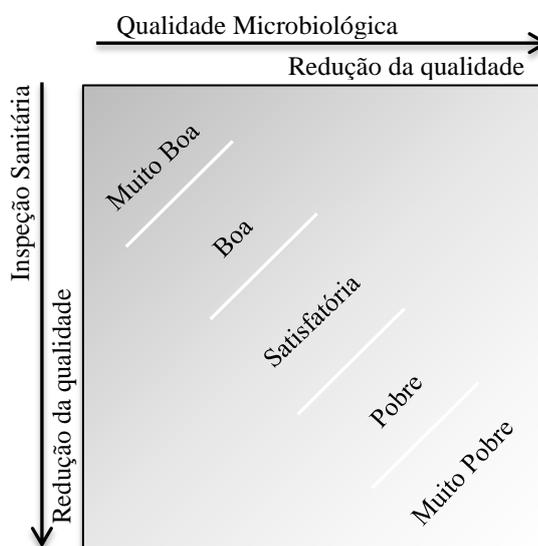
Além da seleção de critérios adequados, nos quais os padrões são baseados (questão ainda não satisfatoriamente resolvida), há também o problema de decidir quais os riscos aceitáveis para a saúde em termos de grandes populações com ampla gama de padrões

de exposição e duração, para não mencionar as variações de idade e condição de saúde. Os efeitos das condições ambientais locais sobre a frequência e duração da exposição pode, possivelmente, também levar a padrões diferentes para cada região geográfica, embora certamente houvesse problemas em decidir sobre a adequada linha de demarcação. O fato de as infecções ocorrerem de forma mais provável por meio de outras vias de exposição, principalmente no caso de doenças gastrointestinais e distúrbios associados aos banhos, complica o estabelecimento de correlações (KAMIZOULIS; SALIBA, 2004).

3.3.1 Diretrizes gerais

Segurança e qualidade da água são descritas de uma melhor forma pela combinação de inspeção sanitária e avaliação da qualidade microbiológica da água. Esta abordagem fornece dados sobre as possíveis fontes de poluição, bem como informações numéricas sobre o real nível de poluição fecal. A combinação destes elementos fornece uma base para uma robusta gradação da classificação, como mostrado na Figura 2 (WHO, 2003).

Figura 2 – Matriz de classificação simples



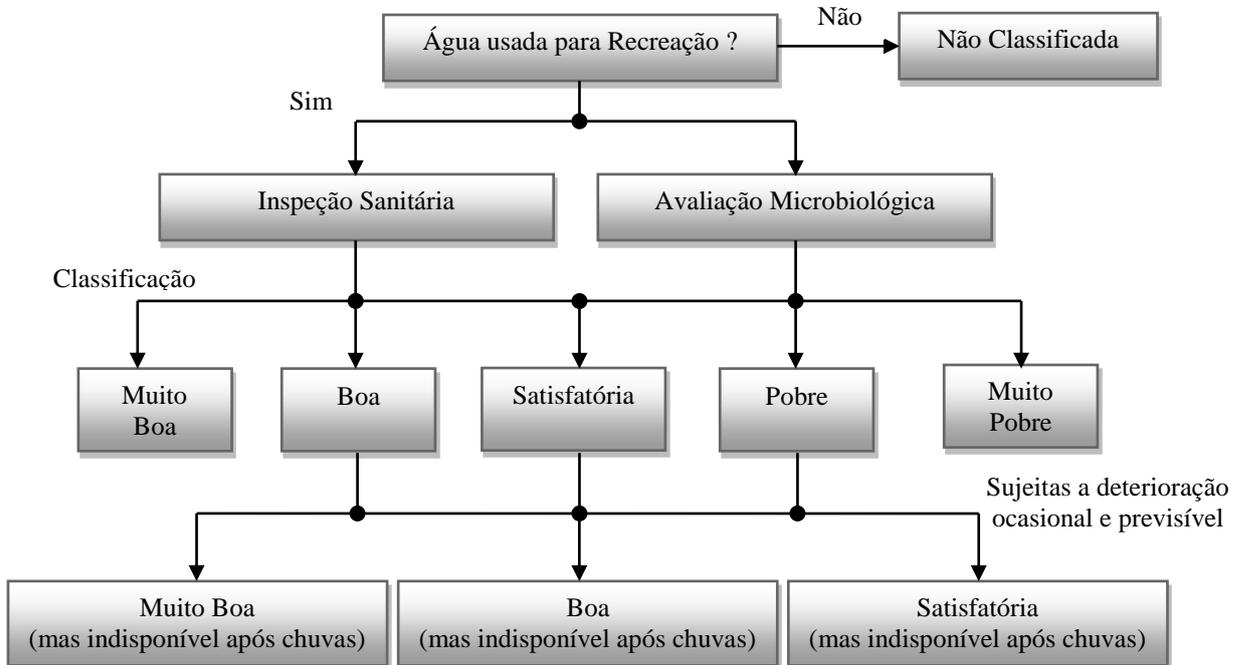
Fonte: adaptado de WHO (2003).

Os resultados da classificação podem ser usados para:

- a) classificar as praias de modo a apoiar a escolha pessoal do público;
- b) fornecer no local orientações sobre a segurança sanitária aos usuários;
- c) auxiliar na identificação e promoção da gestão eficaz das intervenções necessárias;
- d) fornecer uma avaliação da conformidade regulamentar.

Em alguns casos, a qualidade microbiológica da água pode ser fortemente influenciada por fatores como as chuvas, levando a períodos relativamente curtos de elevada poluição fecal (ARAÚJO *et al.*, 2011; CROWTHER *et al.*, 2001; HE; HE, 2008; WALTERS *et al.*, 2011). Experiência em algumas áreas tem mostrado a possibilidade de desaconselhar o uso em tais ocasiões de maior risco. Onde é possível prevenir a exposição humana aos riscos de poluição desta forma, deve-se considerar ambas as estratégias: classificação e aconselhamento. Combinando-se a classificação (baseada em inspeção sanitária e avaliação da qualidade microbiana) com a prevenção de exposição nos momentos de aumento de risco, chega-se ao quadro descrito na Figura 3 (WHO, 2003).

Figura 3 – Esquema de avaliação simplificada de águas de recreação.



Fonte: adaptado de WHO (2003).

A classificação resultante tanto apoia as atividades de prevenção quanto fornece um meio para reconhecer e contabilizar o custo benefício de ações locais para proteger a saúde pública, como, por exemplo, a sinalização de alerta sobre os impactos da chuva. Uma vez que o risco é reconhecido e caracterizado, medidas simples de aconselhamento podem ser tomadas para alertar os usuários de tais riscos e/ou evitar o uso recreativo durante tais períodos (WHO, 2003).

3.3.2 Normas relacionadas à balneabilidade

Níveis de patógenos em águas superficiais são regulamentados em vários países para garantir a qualidade da água para uso recreativo, abastecimento de água potável e proteção da vida aquática.

Os padrões de balneabilidade de água trouxeram sucesso na condução de programas de sanidade de praias e aumento da consciência pública, contribuindo com a seleção pessoal de áreas para banho e trazendo benefícios à saúde pública. Estes êxitos são difíceis de quantificar, mas a necessidade de controlar e minimizar os efeitos adversos à saúde tem sido a principal preocupação da regulação. Os esquemas atuais de regulação da qualidade microbiológica da água de lazer se baseiam, principalmente ou exclusivamente, no percentual de cumprimento de contagens de indicadores fecais. Exemplos de critérios de conformidade são apresentados na Tabela 2, para os quais algumas restrições são importantes (WHO, 2000):

- a)* as ações de gestão são retrospectivas e só podem ser implantadas após exposição humana ao perigo;
- b)* os riscos à saúde são essencialmente oriundos de excrementos humanos, embora os indicadores tradicionalmente usados possam ter origem de outras fontes;
- c)* há uma fraca comparabilidade interlaboratorial e internacional dos dados analíticos microbiológicos;
- d)* enquanto as praias são classificadas como seguras ou inseguras, existe uma correlação positiva da gravidade, variedade e frequência dos efeitos na saúde com a poluição por esgotos, sendo desejável a promoção de melhorias incrementais nestes sistemas pela priorização das "piores falhas".

Tabela 2 – Exemplos de diretrizes e padrões microbiológicos de balneabilidade, em organismos por 100mL.

Localidade	Coliformes Totais	Coliformes Termotolerantes	<i>E. coli</i>	Enterococos	Referência
Brazil ¹		80% ≤ 1.000 ≤ 2.500	80% ≤ 800 ≤ 2.000	80% ≤ 100 ≤ 400	CONAMA 274/2000
Colômbia	1.000	200			Ministerio de Salud, 1979
Cuba	1.000 ²	200 ² 90% < 400			Ministerio de Salud, 1986
Equador	1.000	200			Ministerio de Salud Pub., 1987
Europa ³			500	200	Diretiva 2006/7/CE WHO/UNEP, 1977
Japão	1.000				
México	80% < 1.000 ⁴ 100% < 10.000 ⁵				INCYTH, 1984
Peru	80% < 5.000 ⁴	80% < 1.000 ⁴			Environmental Agency, 1981
Polônia			1.000		SEDUE, 1983
Porto Rico		200 ⁶ 80% < 400			Ministerio de Salud, 1983
USA/ California	80% < 1.000 ^{7,8} 100% < 10.000 ⁵	200 ^{2,7} 90% < 400 ⁹			WHO, 1975
USA				35 ²	USEPA, 2003
Uruguai		< 500 ¹⁰ < 1.000 ¹¹			WHO/UNEP, 1977
Venezuela	90% < 1.000 100% < 5.000	90% < 200 100% < 400			WHO/UNEP, 1978

Fonte: WHO (2000); Efstratiou e Tsirtsis (2009).

¹ Satisfatório, amostras obtidas nas últimas cinco semanas com a última abaixo dos maiores limites indicados. ² Média logarítmica de um período de 30 dias de pelo menos cinco amostras. ³ Para a classe “Boa Qualidade”, e de acordo com o percentil 95% calculado em 4 temporadas de banho. ⁴ Pelo menos cinco amostras por mês. ⁵ Nenhuma amostra coletada durante o período de 48 horas deve exceder 10.000. ⁶ Pelo menos 5 amostras colhidas sequencialmente. ⁷ Dentro de uma zona que se estende desde a linha de costa até 1.000 pés desta e da linha de costa até onde a profundidade alcance 30 polegadas. ⁸ Período de 30 dias. ⁹ Período de 60 dias. ¹⁰ Média geométrica de pelo menos 5 amostras. ¹¹ Não excedido nas últimas 5 semanas.

3.3.2.1 Diretiva Europeia sobre Águas de Banho

A diretiva europeia sobre águas de banho de 1976 (76/160/CEE) foi uma das primeiras peças da União Europeia sobre legislação ambiental. Seu objetivo era proteger a saúde pública e o ambiente da poluição fecal em águas de banho, obrigando os Estados membros a identificar as águas e áreas de banho e a monitorar os padrões de qualidade definidos pela mesma (HEWETT, 2007). Dois níveis de padrões foram definidos:

- a) obrigatório - padrões mínimos exigidos;
- b) guia - padrões desejáveis como meta a ser alcançada.

Durante a temporada de banho, em geral de maio a setembro, a qualidade da água deve cumprir as normas obrigatórias especificadas na diretiva para oito parâmetros: coliformes

totais; coliformes fecais; óleos minerais; substâncias surfactantes; fenóis; transparência; cor; resíduos de alcatrão.

Em 2006, após grande período de discussão envolvendo aspectos microbiológicos, metodológicos, epidemiológicos e econômicos, esta norma foi revisada pela Diretiva 2006/7/CE. Nela foi dada ênfase a uma série de medidas que consistem em classificação das águas, monitoramento de seu estado de qualidade, estabelecimento de perfis das águas de banho, identificação constante dos riscos sanitários e incentivo à informação e participação do público (EFSTRATIOU; TSIRTSIS, 2009; MANSILHA *et al.*, 2009), objetivando a proteção da saúde humana e a preservação, proteção e melhoria do ambiente.

Com o objetivo de gerenciar a qualidade das águas de banho, a nova diretiva requer sua classificação em quatro categorias que variam de “medíocre” a “excelente”. Os critérios estabelecidos para esta classificação são baseados nos níveis de *E. coli* e enterococos mostrados na Tabela 3, sendo a categoria “medíocre” aquela água que não alcança o padrão mínimo equivalente à categoria “suficiente”.

Tabela 3 – Critérios microbiológicos adotados pela diretiva europeia de águas de Banho 2006/7/CE.

Classe	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	Enterococos intestinais (UFC/100mL)
Excelente	250 ^a	100 ^a
Boa	500 ^a	200 ^a
Suficiente	500 ^b	185 ^b

Fonte: União Europeia (2006).

^a Em relação ao percentil de 95%; ^b em relação ao percentil de 90%.

Embora a diretiva exija dos Estados-Membros garantias de que até 2015 todas as águas de banho sejam, no mínimo, “suficientes”, um Estado pode introduzir uma proibição ou um desaconselhamento permanente ao banho se considerar que a obtenção de tal qualidade não é viável ou implica despesas desproporcionadas. Mesma ação deve ser tomada para aquelas áreas classificadas como “medíocres” durante cinco anos consecutivos.

De forma semelhante à diretiva anterior, tais valores devem ser alcançados durante a temporada de banho (ou época balnear), definida em função dos períodos em que se prevê uma grande afluência de banhistas, considerando as condições climáticas e as características geofísicas de cada local, além dos interesses sociais ou ambientais próprios da região (UNIÃO EUROPEIA, 2006): “1. Os Estados-Membros devem anualmente identificar todas as águas balneares e definir a duração da época balnear. Devem fazê-lo pela primeira vez antes do início da primeira época balnear, após março de 2008”.

Caso a água apresente uma poluição de curta duração², além da necessidade de atendimento aos respectivos padrões listados na Tabela 3, em seu Anexo III a referida diretiva estabelece as seguintes condições (UNIÃO EUROPEIA, 2006):

...

- i) que sejam tomadas medidas de gestão adequadas, incluindo a vigilância, os sistemas de alerta precoce e o monitoramento, para evitar a exposição dos banhistas através de uma advertência e, se necessário, de uma proibição da prática de banho,
- ii) que sejam tomadas medidas de gestão adequadas para prevenir, reduzir ou eliminar as causas da poluição, e
- iii) o número de amostras não consideradas, devido à poluição de curta duração, durante o último período de avaliação não represente mais de 15 % do número total de amostras previstas nos calendários de amostragem fixados para esse período, ou mais do que uma amostra por estação de banho.

Adicionalmente, a conformidade das águas de banho não devem se basear unicamente em medidas e cálculos, mas sim em medidas adequadas de gestão e em garantias de qualidade. Isto resulta na necessidade de elaboração dos perfis de águas de banho, tarefa esta que permite compreender melhor os riscos como base para a correta gestão das águas de banho (MARTÍNEZ, 2010). De acordo com a referida diretiva, os Estados-Membros garantem o estabelecimento de perfis das águas de banho constituídos por:

- a) Uma descrição das características físicas, geográficas e hidrológicas das águas balneares e de outras águas de superfície na zona de captação da referida água de banho que possam ser causa de poluição, que sejam relevantes para efeitos da presente directiva e que constem da Directiva 2000/60/CE;
- b) A identificação e uma avaliação das causas da poluição que possam afetar as águas balneares e prejudicar a saúde dos banhistas;
- c) Uma avaliação do potencial de proliferação de cianobactérias;
- d) Uma avaliação do potencial de proliferação de macroalgas e/ou de fitoplâncton;
- e) Se a avaliação feita nos termos da alínea b) demonstrar que existe um risco de poluição de curta duração, as seguintes informações:
 - a natureza, frequência e duração esperadas da poluição de curta duração prevista,
 - dados sobre quaisquer causas de poluição remanescentes, incluindo as medidas de gestão tomadas e o calendário para a sua eliminação,
 - medidas de gestão tomadas durante os incidentes de poluição de curta duração e a identificação e contatos dos organismos responsáveis pela adoção dessas medidas;
- f) A localização do ponto de amostragem.

O objetivo, portanto, da definição dos perfis das águas de banho é tríplice: por um lado caracterizar a contaminação produzida nas águas; por outro obter as relações causa-efeito, assegurando assim que o controle de qualidade seja eficaz; e, por último, analisar a variabilidade espacial produzida por cada um dos processos de contaminação (MARTÍNEZ, 2010).

² Poluição de curta duração: contaminação microbiológica indicada na Tabela 3, com causas claramente identificáveis, que se preveja que, em princípio, não afetará a qualidade das águas por mais de cerca de 72 horas e para a qual a autoridade competente tenha estabelecido procedimentos de previsão e minimização dos seus efeitos.

3.3.2.2 Resolução CONAMA N^o 274/2000

As condições e padrões das águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade, recreação de contato primário, são estabelecidas pela resolução CONAMA N^o 274/2000. Tal resolução permite a avaliação destas águas nas categorias própria e imprópria, classificando ainda a primeira em excelente, muito boa ou satisfatória, conforme os padrões da Tabela 4.

Tabela 4 – Padrões de balneabilidade estabelecidos pela Resolução CONAMA No 274/2000.

Categorias		Coliformes Ter. (/100mL)	<i>Escherichia coli</i> (/100mL)	Enterococos (/100mL)
Própria	Excelente	≤ 250 ^a	≤ 200 ^a	≤ 25 ^a
	Muito boa	≤ 500 ^a	≤ 400 ^a	≤ 50 ^a
	Satisfatória	≤ 1.000 ^a	≤ 800 ^a	≤ 100 ^a
Imprópria		> 1.000 ^b	> 800 ^b	> 100 ^b
		> 2.500 ^c	> 2.000 ^c	> 400 ^c

Fonte: Brasil (2000).

^a em 80% das amostras; ^b em mais de 20% das amostras; ^c na última amostra.

No caso de utilização de mais de um indicador microbiológico, as águas terão as suas condições avaliadas, de acordo com o critério mais restritivo.

Seguindo as diretrizes da OMS, expostas no item 3.3.1, esta Resolução não se restringe apenas ao monitoramento dos padrões de qualidade da água, podendo a mesma ser considerada imprópria ao banho se no trecho avaliado houver (BRASIL, 2000):

...

- 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) pH < 6,0 ou 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.

Ainda em seu artigo quarto, a resolução obriga que seja mencionado o fato da deterioração da qualidade ser proveniente do escoamento superficial proveniente das chuvas, ou como consequência de outra causa qualquer, quando assim for caracterizado. 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.

3.3.2.3 Resolução CONAMA N° 357/2005

A resolução do CONAMA N° 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, distribui as águas salinas em quatro classes em função de seus usos. A mais restritiva de todas corresponde à Classe Especial, destinada à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. As demais são classificadas em: Classe I, destinada à recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas, à aquicultura e à atividade de pesca; Classe II, que podem ser destinadas à pesca amadora e à recreação de contato secundário; e, por fim, a menos restritiva de todas corresponde à Classe III, que apenas pode ser destinada à navegação e à harmonia paisagística.

Recreação de contato primário é definida como aquela onde há contato direto e prolongado com a água (tais como natação, mergulho, esqui-aquático) na qual a possibilidade do banhista ingerir água é elevada (BRASIL, 2005). Quanto à recreação de contato secundário, esta se refere àquela associada a atividades em que o contato com a água é esporádico ou acidental e a possibilidade de ingerir água é pequena, como na pesca e na navegação (tais como iatismo).

A Tabela 5 ilustra os padrões de qualidade bacteriológica adotados pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para as águas de classe I, II e III. Para aquelas águas destinadas ao uso recreativo de contato primário (ao banho), a referida resolução remete à resolução 274/2000, mencionada anteriormente, uma vez que esta trata especificamente deste uso. Para os usos que envolvam apenas contato secundário, adota-se um limite de no máximo 2.500 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% das amostras (Classe II). Para os demais usos este limite deve ser de 4.000 (Classe III).

Tabela 5 – Padrões de qualidade bacteriológica estabelecidos pela Resolução CONAMA No 357/2005.

Classes	Coliformes Termotolerantes (/100mL)
I	≤ 1.000 em 80% das amostras ^a
II	≤ 2.500 em 80% das amostras
III	≤ 4.000 em 80% das amostras

Fonte: Brasil (2005).

^a Para recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução N° 274.

3.3.2.4 Resolução CONAMA N° 430/2011

Complementando e alterando a resolução acima, a Resolução No. 430, de 13 de maio de 2011, trata especificamente das condições e padrões de lançamento de efluentes. Nela

são alterados os padrões de lançamento de algumas substâncias químicas, não havendo inclusão de limites de lançamento para contaminantes fecais. Quanto ao lançamento de efluentes por emissários submarinos, esta resolução traz um artigo específico no qual é exigido apenas que os padrões do corpo receptor, detalhados no CONAMA 357 e 274, sejam mantidos (BRASIL, 2011): “Art. 22. O lançamento de esgotos sanitários por meio de emissários submarinos deve atender aos padrões da classe do corpo receptor, após o limite da zona de mistura e ao padrão de balneabilidade, de acordo com as normas e legislação vigentes”. Definição e discussão sobre zona de mistura serão feitas no item 3.7.3.

No entanto, a resolução passa a exigir, neste mesmo artigo, as seguintes condições para o lançamento via emissário (BRASIL, 2011):

Parágrafo único. Este lançamento deve ser precedido de tratamento que garanta o atendimento das seguintes condições e padrões específicos, sem prejuízo de outras exigências cabíveis:

I - pH entre 5 e 9;

II - temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

III - após desarenação;

IV - sólidos grosseiros e materiais flutuantes: virtualmente ausentes; e

V - sólidos em suspensão totais: eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação.

3.4 Fontes de contaminação fecal

Um dos aspectos fundamentais na gestão adequada do meio marinho consiste em conhecer as vias pelas quais os organismos patogênicos alcançam o meio receptor e como neste se comportam. Diversos autores têm demonstrado a existência de numerosas fontes de contaminação, nas quais concentrações elevadas de bactérias estão presentes. Fontes de contaminantes fecais, em águas marinhas de recreação, incluem aquelas tradicionalmente bem conhecidas, como descargas pontuais de esgotos brutos ou tratados que desaguam na costa de forma direta - via extravasores em sistemas combinados ou separativos e via emissários submarinos mal projetados ou operados (EPA, 2004) - ou de forma indireta via rios, canais e galerias pluviais (HAACK *et al.*, 2003; SOLO-GABRIELE *et al.*, 2000), cujas cargas contaminantes podem ter origem em ligações clandestinas de esgoto sanitário no sistema de drenagem (CARVALHO; POLISEL, 2005; FONSECA; PINTO, 1997; SERCU *et al.*, 2011 ; SOARES, 1999), bem como aquelas difusas relacionadas às atividades humanas na própria água de banho e na areia (ELMIR *et al.*, 2007; GERBA, 2000), fezes animais e recrescimento bacteriano na areia das praias e no solo da bacia drenante (EVANSON; AMBROSE, 2006; HAACK *et al.*, 2003; KAY *et al.*, 1999; SOLO-GABRIELE *et al.*, 2000), além daquelas

relacionadas com o escoamento superficial (ARAÚJO *et al.*, 2011; CROWTHER *et al.*, 2001; FERGUSON *et al.*, 2003; HE; HE, 2008; SOARES, 1999; WALTERS *et al.*, 2011).

Ao contrário das fontes tradicionais (ou pontuais) de contaminação fecal, onde a carga de contaminante entra na coluna d'água em locais fixos no espaço, as cargas provenientes de fontes não-tradicionais suspeitas variam no tempo e no espaço, sendo por isso conhecidas como fontes não-pontuais, as quais requerem grandes quantidades de informações para a sua avaliação. Para o efetivo manejo da qualidade das águas de banho, gestões integradas da bacia hidráulica tem sido introduzidas juntamente com leis restringindo as cargas contaminantes lançadas direta ou indiretamente nas águas (KIM *et al.*, 2005).

Cabe ressaltar a distinção entre três tipos de aportes de contaminação fecal às águas costeiras quanto a sua continuidade no tempo:

- a) aportes contínuos de cargas contaminantes originadas de efluentes tratados ou não e aquelas presentes nos rios perenes;
- b) aportes sazonais trazidos pelo escoamento superficial em períodos chuvosos, sejam eles via rios e galerias pluviais ou mesmo através dos sistemas de saneamento;
- c) aportes acidentais devido a falhas ou períodos de manutenção das redes coletoras de esgoto e das estações elevatórias.

3.4.1 Rios

Rios que deságuam em águas de recreação podem carrear uma considerável carga de microrganismos oriundos de diversas fontes, incluindo-se esgotos tratados ou não e dejetos animais. Após as chuvas, as cargas contaminantes podem aumentar de forma significativa devido ao escoamento superficial, às galerias pluviais e à ressuspensão de sedimentos. Em áreas costeiras, portanto, os níveis de contaminação podem se elevar após as chuvas, encontrando-se em geral forte correlação entre dados climáticos e riscos à saúde de banhistas (WHO, 2003).

Segundo Hunter *et al.* (1999) e Crowther *et al.* (2001), diversas fontes fluviais influem de maneira importante nos níveis de contaminação bacteriológica em águas costeiras, sendo fontes cruciais de redução da qualidade de águas de banho. Além disto, os próprios cursos fluviais estão sujeitos à contaminação de diferentes fontes. Neste sentido, tem-se observado uma correlação entre as concentrações bacteriológicas destas águas e o uso do solo da bacia drenante. Em alguns casos esta correlação é forte com o solo edificado (KAY *et al.*,

2007), enquanto em outros o uso agrícola se mostra como a principal fonte de contaminação do meio aquático (CROWTHER *et al.*, 2002, 2003).

Neste último caso, os autores relatam uma contaminação mais forte durante os períodos de maiores vazões dos rios. Este fato pode ser explicado, por uma parte, pelo aumento da área contribuinte da bacia e, por outra, pelo aumento da profundidade do rio, da velocidade do fluxo e da turbidez da água, as quais contribuem para a redução do decaimento bacteriano.

Em um estudo para relacionar as condições ambientais com a qualidade de águas de banho na costa de Fylde (Inglaterra), antes e após a ampliação do sistema saneamento da região (tratamento secundário seguido por emissário submarino), Crowther *et al.* (2001) encontraram uma alta associação entre concentração de indicadores de contaminação fecal e precipitação pluviométrica, especialmente quando da ocorrência de chuvas antecedendo o dia da coleta, havendo uma maior correlação antes da ampliação do sistema. Na área de estudo havia quatro rios, dois deles inseridos em grandes áreas urbanas e as demais em áreas de criação extensiva e intensiva de gado. Segundo estes autores, estes rios transportariam para as águas costeiras parte dos dejetos gerados em suas bacias.

Um ponto importante a ressaltar é que se por um lado as fortes chuvas causariam a diluição dos contaminantes nas calhas dos rios, e também nas galerias, por outro o turbilhonamento, com conseqüente ressuspensão de sedimentos, aliado ao aporte de material em suspensão, reduzem a penetração de luz na coluna de água, sendo esta coluna em geral maior em função do aumento do nível de água. Com isto, uma população de patógenos presentes em certa camada de água do rio estará mais protegida quanto à radiação solar, não apenas pela maior turbidez da coluna de água acima, mas também pelo aumento desta coluna durante os eventos de chuva, ocasionando, portanto uma redução no decaimento da população.

3.4.2 *Galerias pluviais*

O escoamento de águas pluviais em áreas urbanas é uma das principais fontes de contaminação microbiana das águas de superfície, sendo responsável por uma parcela significativa da poluição que ocorre em águas costeiras (CARDONHA *et al.*, 2004). Isto decorre da drenagem de áreas com ausência ou deficiência de sistemas de coleta de esgoto e de resíduos sólidos, aliada às ligações clandestinas de esgotos nos sistemas de drenagem.

Schiff *et al.* (2003), avaliando os dados de cinco anos de monitoramento da baía de Santa Monica, Califórnia, EUA, encontraram que mais da metade dos não atendimento aos

padrões de balneabilidade se localizavam próximos a galerias pluviais e eram associados a eventos de chuva. Durante o período seco, a maioria dos problemas de qualidade ocorreu nas proximidades das cinco maiores drenagens e em duas áreas de praia de características físicas únicas de limitadas mistura, dispersão e diluição, enquanto que no período chuvoso tais problemas ocorriam em diversas áreas espalhadas na baía.

Já Araújo *et al.* (2011), analisando os dados de balneabilidade de 30 pontos de amostragem nas praias da região metropolitana de Natal em um período de cinco anos (2005 a 2010), encontraram que as concentrações medianas aumentaram no período chuvoso, em relação ao período seco, na faixa de 60 a 465%. De uma maneira geral as piores condições geralmente estavam associadas à proximidade de desembocadura de rios, riachos, e redes de drenagem e esgotamento sanitário, que afluíam (ou extravasavam) às praias carregando expressivas quantidades de coliformes. Todavia, Cardonha *et al.* (2004), avaliando três praias dessa mesma cidade durante o primeiro semestre de 2002, não encontraram correlação entre a pluviometria e contaminantes fecais. Segundo eles, como havia alto nível de contaminação das galerias pluviais próximas, tanto em dias secos quanto chuvosos, poderia existir uso irregular destas galerias, possivelmente por meio de ligações clandestinas de esgotos sanitários nas mesmas.

Conclusões semelhantes obteve Aureliano (2000) ao avaliar os dados de balneabilidade de 26 praias da região metropolitana do Recife, entre 1995 e 1999, afirmando que as galerias de águas pluviais são responsáveis por mais da metade do potencial de ação degradadora sobre as praias do Núcleo Metropolitano.

De forma semelhante Fonseca e Pinto, (1997), por meio do monitoramento de 16 pontos de amostragens distribuídos no litoral do estado da Paraíba, entre os anos de 1987 e 1996, afirmam que as causas das praias encontradas como impróprias ao banho são os lançamentos indiscriminados de esgoto domésticos e industriais (menos frequentes) sem prévio tratamento. Algumas das praias apresentaram poluição sazonal, mais precisamente no período chuvoso, quando dejetos humanos lançados clandestinamente em galerias de água pluvial e córregos são arrastados para o mar.

Em Fortaleza, Vieira *et al.* (2003) avaliando a contaminação fecal de duas galerias pluviais e praias próximas a estas, entre outubro de 2001 e fevereiro de 2002, concluíram que as águas coletadas pelas galerias pluviais se constituem em um dos principais veículos de poluição da zona costeira da cidade, uma vez que tanto as águas das galerias quanto as águas e areias das praias adjacentes se encontravam muito contaminadas.

3.4.3 Escoamento superficial

Sanders *et al.* (2005), modelando os efeitos da poluição difusa sobre a qualidade bacteriológica em praias da Califórnia, encontrou que o escoamento superficial é responsável pela contaminação fecal dessas águas. Segundo Jordão e Pessoa (2005), em áreas carentes de limpeza pública a lavagem das ruas após as chuvas constitui contribuição equivalente a de esgotos brutos.

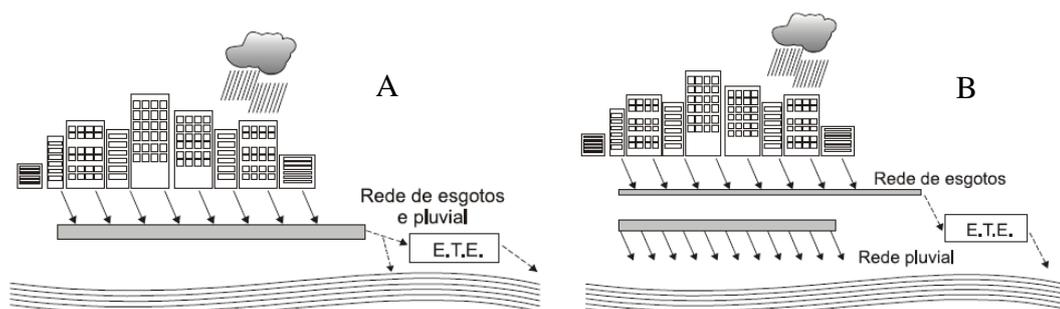
3.4.4 Sistemas de Esgotamento sanitário

Em regiões litorâneas onde os sistemas de esgotamento sanitário são parcial ou totalmente inexistentes há, como consequência, o lançamento de esgotos sanitários não tratados diretamente em suas praias. Um dos aspectos mais complexos da gestão de áreas costeiras é o da disposição final de efluentes. Neste caso, uma tomada de decisão deve estar embasada não somente nos estudos ambientais, mas também na capacidade tecnológica, incluindo soluções regionais estrategicamente desenvolvidas com a participação da comunidade local (ORTIZ; ARASAKI; MARCELLINO, 2006). Como qualquer outra atividade humana que afeta o meio ambiente, os impactos associados ao lançamento de esgoto sanitário dependem da magnitude do dano, do local de ocorrência e das características da pressão exercida sobre o meio (NRC, 1993).

3.4.4.1 Sistemas Unitários e Separadores

Os sistemas de coleta de esgotos urbanos podem ser de três tipos: sistema unitário (ou combinado), sistema separador parcial e sistema separador absoluto. No sistema unitário, as águas residuárias, as águas de infiltração e todas as águas pluviais veiculam por um único sistema (Figura 4-A); no sistema separador absoluto, as águas residuárias e as águas de infiltração veiculam em sistema separado das águas pluviais (Figura 4-B).

Figura 4 – Sistemas de coleta de esgoto unitário (A) e separador (B).

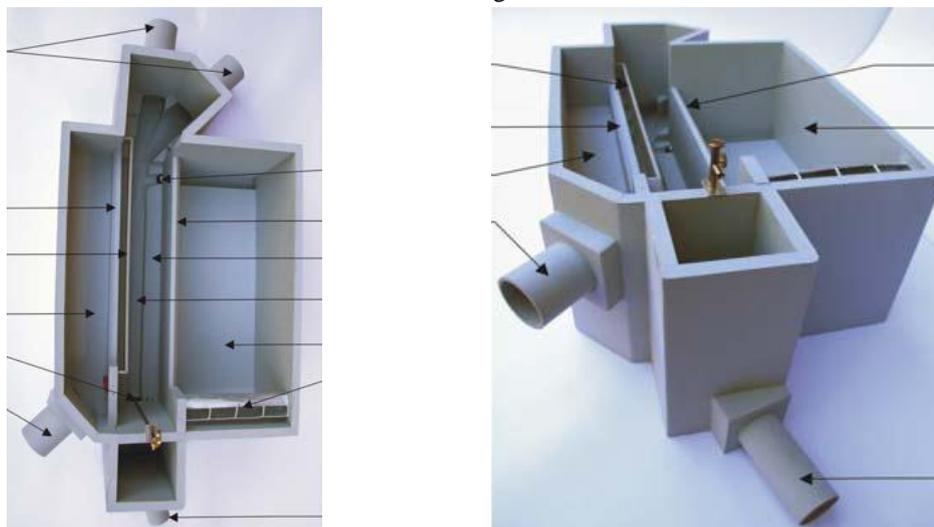


Fonte: Von Sperling (2005).

Já no sistema separador parcial, as águas pluviais provenientes de telhados e pátios são encaminhadas juntamente com as águas residuárias e águas de infiltração para um único sistema de coleta e transporte de esgotos (TSUTIYA; BUENO, 2004).

Na grande parte do tempo, os sistemas unitários transportam os volumes coletados (esgotos e águas pluviais) para uma estação de tratamento de esgoto, onde é tratado e lançado no corpo de água. Durante os períodos de chuvas intensas, no entanto, os volumes podem exceder a capacidade de transporte do sistema ou da estação de tratamento. Por esta razão, tais sistemas são projetados para extravasar ocasionalmente este excesso diretamente em córregos, rios, estuários e águas costeiras, antes da chegada à estação e por meio de dispositivos chamados extravasores de esgotos combinados (EPA, 2004). Internacionalmente, estas descargas são conhecidas como *Combined Sewer Overflow – (CSO)* e *Descargas de Sistemas Unitarios (DSU)*, para as quais são dimensionados extravasores ou *CSO Outfall* e *Aliviaderos de Tormenta*. Na Figura 5 é ilustrado o desenho de um extravasor típico de esgotos combinados.

Figura 5 – Desenho de um extravasor de sistema de esgoto combinado.



Fonte: CICCIP, (2007)

A maioria das cidades da Europa e América do Norte construiu suas redes de esgotos em épocas anteriores à invenção do sistema separador, sendo este o principal motivo de possuírem sistemas unitários. Aliado a este fato, tais sistemas têm bom desempenho, em regiões frias e subtropicais, com baixo índice de pluviosidade, atendendo cidades com ruas pavimentadas e com bom nível econômico. Contudo, em regiões tropicais, devido às elevadas precipitações pluviais, baixa densidade demográfica, falta de pavimentação e limitação de recursos financeiros, há dificuldades intransponíveis para a aplicação do sistema unitário. Por

essa razão foi idealizada e aplicada uma solução intermediária, ou seja, o sistema separador parcial que foi implantada no Rio de Janeiro. Neste caso, os esgotos recebiam os esgotos domésticos mais a parcela de águas pluviais, que se originava nas áreas construídas das habitações (TSUTIYA; BUENO, 2004).

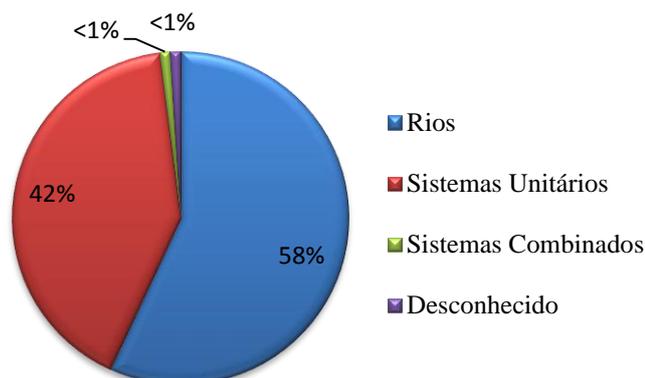
Visando aspectos práticos e econômicos, surgiu nos Estados Unidos o sistema separado, posteriormente denominado de separador absoluto, no qual a rede de esgotos recebe exclusivamente águas residuárias, de modo que, as águas pluviais são coletadas por outra rede independente.

Em sistemas separadores absolutos, adequadamente projetados, operados e mantidos, todo o esgoto coletado é transportado à estação para tratamento. No entanto, eventuais extravasamentos acidentais de esgoto bruto ocorrem em quase todos os sistemas devido a uma variedade de causas, incluindo obstruções e rompimento de redes, falhas que permitem a entrada de águas de chuva e subterrâneas levando a uma sobrecarga do sistema, falhas na operação de esgotos e manutenção do sistema, falta de energia, projetos inadequados e vandalismo (EPA, 2004), além de ligações clandestinas intradomiciliares da rede pluvial na rede de esgoto (CARVALHO; POLISEL, 2005; FONSECA; PINTO, 1997; SOARES, 1999; SERCU *et al.*, 2011).

Como exemplo das consequências deste último, em uma residência de quatro pessoas em um terreno de 100m², cuja rede foi dimensionada para receber cerca de 600 litros por dia, em um dia de chuva acumulada de 54mm esta residência produziria um volume dez vezes superior a sua capacidade, ocasionando sobrecarga em algum ponto do sistema com consequente extravasamento do excedente. Neste caso, a diluição de apenas dez vezes promovida pela água da chuva não representa redução significativa da concentração dos contaminantes fecais, embora para as cargas orgânicas e de nutrientes esta redução seja bastante importante.

Portanto, durante eventos significativos de chuva é possível que a vazão afluyente às estações elevatórias ou de tratamento excedam a sua capacidade, havendo em alguns casos o seu extravasamento direto nos cursos de água, a fim de evitar qualquer dano às instalações das estações. Nestes casos, os operadores destas estações devem gerenciar esses fluxos elevados tanto para assegurar o funcionamento contínuo do processo, quanto para evitar retornos e transbordamento de esgoto bruto nas ruas da cidade (EPA, 2004). Como se observa na Figura 6, mais de 40% das fontes causadoras de impropriedade de praias da Califórnia foram descargas provenientes de sistemas de esgotamento sanitário.

Figura 6 – Fontes de contaminação responsáveis pelo fechamento de praias na Califórnia em 2000.



Fonte: adaptado de EPA (2004).

O grau de impacto ambiental em um corpo d'água produzido por uma descarga em particular, seja ela de um sistema unitário ou separador, depende da carga (volume e concentração) lançada, do grau de mistura e diluição e da capacidade de assimilação do corpo d'água. Em geral, quanto maior o corpo d'água e menor a descarga, menos provável será a ocorrência de impactos. Em contraste, as águas de pequena capacidade de assimilação e em condições de pouca diluição podem ser gravemente afetadas até mesmo por descargas relativamente pequenas (EPA, 2004).

3.4.4.2 Emissários submarinos

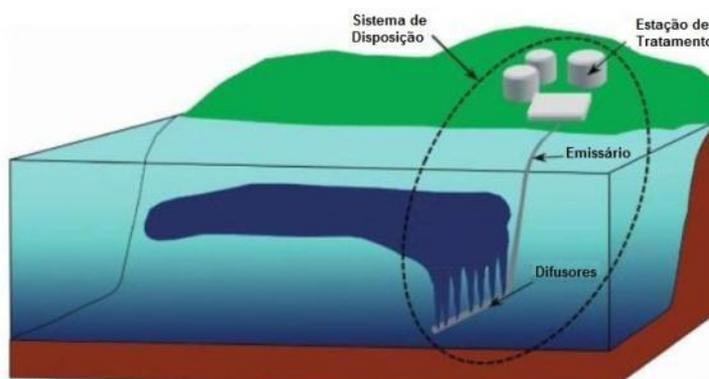
A Resolução 430/2011 do CONAMA define emissários submarinos apenas como: “tubulação provida de sistemas difusores destinada ao lançamento de efluentes no mar, na faixa compreendida entre a linha de base e o limite do mar territorial brasileiro”. Um maior detalhamento, inclusive com parâmetros e exigências de projeto, é indicado em um ordenamento jurídico espanhol “*Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar*” (ESPAÑA, 1993):

Conduto fechado que transporta as águas residuais desde a estação de tratamento até uma zona de injeção no mar, de forma que se cumpram as duas condições seguintes:
 Que a distância entre a linha da costa em baixa-mar máxima viva equinocial e os difusores mais próximos a esta, seja maior que 500 m.
 Que a diluição inicial calculada segundo procedimentos indicados posteriormente para o caso de máxima vazão prevista e ausência de estratificação, seja maior que 100:1.

Um típico sistema de disposição oceânica de esgotos consiste de uma estação de tratamento e de um emissário submarino (Figura 7). O emissário é uma tubulação tipicamente com comprimento entre um e quatro quilômetros, cuja extremidade é terminada em um conjunto de difusores, os quais promovem uma melhor mistura e diluição dos efluentes no meio. Em locais onde o leito marinho possui alta declividade, este comprimento reduz

bastante. O objetivo desses sistemas é dispor os efluentes de forma segura, econômica e confiável, com um mínimo de impacto nas águas receptoras. Isto significa proteger o ecossistema local e a saúde de banhistas de praias próximas (ROBERTS *et al.*, 2010).

Figura 7 – Sistema de Disposição Oceânica de esgotos sanitários



Fonte: adaptado de Roberts *et al.* (2010).

A extensa experiência em vários países tem mostrado que a disposição final de esgotos domésticos, adequadamente tratados, por meio de emissários submarinos eficazes é uma estratégia confiável com um mínimo de impacto ambiental. Todavia, devido à extensa publicidade sobre “a morte dos oceanos”, poluição de praias e falhas de emissários inadequados ou mal projetados, há frequentemente uma má percepção da população e do meio político sobre esta tecnologia. Tecnologia esta que tem avançado bastante nos anos recentes com a disponibilidade de novos materiais construtivos para as tubulações, melhorias das técnicas construtivas marinhas, avanços na instrumentação oceanográfica, modelagem matemática e no entendimento dos mecanismos que governam a assimilação dos compostos poluentes e na redução dos riscos ambientais associados à disposição de efluentes no mar (ROBERTS *et al.*, 2010).

Segundo Ortiz, Arasaki e Marcellino (2006), a opção por emissário submarino acoplado à estação de tratamento primário ou de pré-condicionamento é uma solução competitiva para o litoral paulista e brasileiro, desde que acompanhada das respectivas modelagens e monitoramento, além da disponibilização de uma base de dados consistente para o projeto e operação do sistema.

Para uma situação de mar aberto os emissários submarinos em combinação com tratamento primário ou pré-condicionamento para remoção de material flutuante, óleos e graxas, possuem muitas vantagens sobre as soluções convencionais que utilizam tratamento secundário com descarga próxima ao litoral. Se há diluição inicial eficiente (1:100 ou superior), este processo trará vantagens com relação a simples remoção de matéria orgânica e

nutrientes, além de permitir um controle no fluxo de esgoto devido às flutuações sazonais que comumente ocorrem em áreas turísticas (ORTIZ; ARASAKI *et al.*, 2006), ademais de possibilitar a dispensa do uso da desinfecção dos efluentes, a qual pode trazer consigo os inconvenientes ambientais e de saúde pública associados à formação de subprodutos da cloração, por exemplo.

Jones *et al.* (2011), em um amplo estudo sobre contaminação fecal em uma praia da Califórnia, envolvendo dinâmica costeira e dispersão de plumas de efluentes, concluíram que o emissário submarino localizado na região não tinha relação com as constantes contaminações fecais apresentadas por estas praias. Apesar desta constatação, a autoridade responsável por este emissário implantou um sistema de cloração, seguido por tratamento secundário os quais não surtiram efeitos sobre a melhoria daquelas praias.

Noble *et al.* (2006), avaliando a contaminação fecal durante um período de cinco anos na praia de Huntington (Califórnia) e nas proximidades dos difusores de um emissário, localizados a 7 km da costa e a 60m de profundidade, sugerem que a origem desta contaminação está mais fortemente relacionada com fontes em terra do que com a presença deste emissário. Após a inclusão de uma unidade de desinfecção dos efluentes deste emissário, neste mesmo trabalho os autores não encontraram mudanças no comportamento espacial e temporal da contaminação existente na praia.

Anteriormente, Kay *et al.* (1999) e Wyer *et al.*, (1998), avaliando fontes de contaminação fecal em praias da Inglaterra, concluíram que rios, riachos, galerias pluviais e escoamento superficial contribuíam com uma carga contaminante bem maior que aquela proveniente de emissários submarinos localizados na região.

3.4.4.3 Riscos associados aos sistemas de esgotamento sanitário

Descargas diretas de esgoto bruto em áreas de recreação representam sérios riscos à saúde de banhistas. Nestes casos, as autoridades de saúde pública devem tomar medidas de proteção em tais situações e cooperar com as demais autoridades para eliminar tais práticas ou minimizar o uso das áreas afetadas (WHO, 2003).

Os três principais tipos de descargas são (Quadro 2): descargas diretas; descargas por meio de emissários “curtos” e de emissários eficazes, os quais são projetados para que a diluição dispersão e decaimento impeçam a contaminação das áreas de interesse. Apesar do uso comum dos termos “curto” e “longo”, o comprimento de um emissário em geral é menos importante que sua localização e capacidade de difusão efetiva. Um emissário eficaz possui

comprimento e profundidade dos difusores suficientes para garantir altas diluições iniciais e prevenir que contaminantes fecais alcancem as áreas de uso humano (ROBERTS *et al.*, 2010).

O saneamento em áreas costeiras frequentemente é posto como uma escolha entre o tratamento dos esgotos ou o uso de emissários submarinos, mas, como mostrado no Quadro 2, isto pode ser uma falsa escolha. Mesmo tratado os efluentes necessitam ser dispostos no mar ou nos rios, que por sua vez fluem para o mar. Pela tabela se percebe que um emissário submarino eficiente é capaz de reduzir os riscos à saúde humana a níveis muito baixos, enquanto um tratamento o mais avançado pode não fazer o mesmo. A confiabilidade de um emissário é também muito maior que a de uma estação de tratamento de esgoto, pois enquanto o primeiro é uma estrutura civil com uma mínima exigência de operação e manutenção, esta última pode requerer altos níveis de operação e manutenção, estando sujeita a falhas especialmente em países em desenvolvimento (ROBERTS *et al.*, 2010).

O nível de tratamento, aplicado aos esgotos, varia largamente e inclui (Quadro 2): ausência de tratamento (esgoto bruto ou não tratado); tratamento preliminar (gradeamento e peneiramento para remoção de sólidos grosseiros); tratamento primário (sedimentação ou flotação para remoção de sólidos suspensos, inclusive matéria orgânica); tratamento secundário (processos biológicos para remoção da matéria orgânica em suspensão e dissolvida); tratamento secundário seguido de desinfecção (cloro, ácido peracético, UV e ozônio); tratamento terciário (tratamento avançado para remoção de compostos específicos); tratamento terciário seguido por desinfecção; além das lagoas de estabilização - tratamento biológico de baixa taxa de aplicação - (WHO, 2003), as quais correspondem a uma tecnologia de tratamento e não a um nível de tratamento como os anteriores.

Quadro 2 – Risco à saúde humana pela exposição a esgotos, incluindo-se galerias pluviais e extravasamentos em sistemas combinados.

Tratamento	Descargas diretas na praia	Descargas por emissários curtos ^a	Descargas por emissários eficazes ^b
Ausente ^c	Muito alto	Alto	NA ^d
Preliminar	Muito alto	Alto	Baixo
Primário (incluindo tanques sépticos)	Muito alto	Alto	Baixo
Secundário	Alto	Alto	Baixo
Secundário + desinfecção ^e	-	-	-
Terciário	Moderado	Moderado	Muito baixo
Terciário + desinfecção ^e	-	-	-
Lagoas de estabilização	Alto	Alto	Baixo

Fonte: adaptado de WHO (2003).

^a Risco relativo proporcional ao tamanho da população atendida. ^b Um emissário eficaz é aquele adequadamente projetado, com suficiente comprimento e profundidade dos difusores, que assegura a baixa probabilidade dos esgotos alcançarem as áreas de recreação e assumindo que a capacidade de projeto não foi atingida e que as condições climáticas e oceânicas extremas foram consideradas nos objetivos do projeto, isto é zona de praia não alcançada pelos efluentes. ^c Inclu-se extravasamentos em sistemas combinados durante a temporada de banho. ^d Não aplicável. ^e Investigações adicionais recomendáveis para descartar prováveis faltas de correlação entre indicadores de contaminação fecal e agentes patogênicos.

Alguns dos processos acima, notadamente os que se utilizam de desinfecção (em especial da cloração), podem afetar a validade dos programas de avaliação da qualidade da água devido à redução diferenciada dos indicadores de contaminação fecal (utilizados em tais avaliações) e dos organismos patogênicos, podendo levar a subestimação de riscos, particularmente nos casos de vírus resistentes a agentes desinfetantes e de *Cryptosporidium* (protozoário resistente ao cloro). Nestes casos é sugerido que sejam realizadas investigações suplementares (WHO, 2003).

3.5 Meios de controle de fontes de contaminação

Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003) a melhor opção para coleta de esgoto e águas pluviais consiste em se ter sistemas separativos. Embora os sistemas combinados aparentem ser uma boa escolha, pois permitiriam também o tratamento das águas pluviais, durante as chuvas frequentemente as estações de tratamento ou não conseguem suportar os grandes volumes que lhe são acrescidas ou têm reduzidas suas eficiências. O motivo para tal se deve às mudanças na qualidade dos afluentes, como, por exemplo, a redução da concentração de nutrientes e matéria orgânica necessários à manutenção dos sistemas biológicos de tratamento, além de perda de biomassa ativa e diminuição do tempo de detenção hidráulica das unidades.

Como alternativa para se evitar os extravasamentos em sistemas combinados, incluem-se (WHO, 2003):

- a) tanques de retenção que descarregam os volumes armazenados em períodos de não uso recreacional das águas;
- b) transporte para locais distantes de áreas de uso recreacional via emissários terrestres e/ou submarinos adequados; e
- c) desinfecção via ozônio, cloro, ácido peracético ou UV.

Um exemplo da primeira alternativa está na cidade de Barcelona, onde há onze tanques com capacidade de 401.300 m³ e trinta quilômetros de coletores tronco, além de previsão de mais outros vinte e dois tanques que aumentarão a capacidade de armazenamento para mais de um milhão de metros cúbicos. Embora tais estruturas tenham sido construídas para evitar inundações, elas trouxeram benefícios óbvios para a balneabilidade das praias, tendo sido prevista uma redução do percentual de horas de praias impróprias ao banho de cinco para 1,5%. Adicionalmente, estima-se que mais de 800 toneladas anuais de sólidos

suspensos são retidos nos tanques, sem os quais seriam encaminhados às praias (GUTIÉRREZ *et al.*, 2010).

As vantagens associadas a emissários (alternativa b) já foram apresentadas no item 3.4.4.2. Quanto a última alternativa, em geral a aplicabilidade da desinfecção de efluentes oriundos de extravasamentos de sistemas combinados é limitada, pois é difícil obter uma adequada desinfecção dos fluxos produzidos pelo excesso de chuvas (EPA, 2004).

Entre os processos convencionais de desinfecção, a cloração tem sido o método mais comumente usado, todavia sua aplicação envolve a liberação para o ambiente de residuais de cloro e subprodutos da cloração que podem ser tóxicos, limitando a sua aplicação em determinadas áreas. Basicamente há três classes de compostos clorados para este fim: hipocloritos (de cálcio e de sódio), cloro gasoso e dióxido de cloro. O cloro gasoso seria indicado para as instalações de maior porte e os hipocloritos, para as instalações menores. A principal razão do uso do cloro gasoso nas estações de porte médio e grande, em detrimento dos hipocloritos, é que estes apresentam baixo teor de pureza, elevada capacidade corrosiva e maiores cuidados de transporte e manuseio, resultando ainda em custos mais elevados para o caso de instalações de maior porte. O dióxido de cloro, por sua vez, torna-se interessante por reduzir os riscos de formação de compostos organoclorados (JORDÃO; SOBRINHO, 2003).

Recentemente tem aumentado o uso da radiação ultravioleta (Figura 8) e de outros produtos, sendo aplicados em águas que passaram apenas por um tratamento primário (EPA, 2004). Com os avanços observados com a prática da desinfecção com radiação ultravioleta, essa se tem mostrado vantajosa por sua eficiência e simplicidade, não requerendo qualquer adição de substância química ou aditivos. Por outro lado, não há interferência das características físico-químicas do esgoto, salvo da maior ou menor concentração de sólidos em suspensão. Isto porque a radiação emitida deve atingir o microrganismo, requerendo-se assim um efluente com baixa concentração de SST e de turbidez, preferencialmente menos que 10 mg SST/L. No entanto, pesquisas recentes mostraram ser possível boa inativação de coliformes em efluentes com 20, 30, 40 mg SST/L; evidentemente, quanto pior a qualidade do efluente, maior a dosagem de aplicação necessária, maior o consumo de energia e menor a eficiência, sendo praticamente necessário um efluente tratado em nível secundário, pelo menos (JORDÃO; SOBRINHO, 2003).

Um segundo agente não convencional é o ozônio, que se caracteriza por ser um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de bactérias, protozoários, vírus e outros parasitas, dispondo de poder desinfetante cerca de 10 vezes superior ao do cloro. Não obstante, é também muito efetivo na oxidação da matéria orgânica, o que praticamente requer

maior dosagem de aplicação no caso de efluentes apenas parcialmente tratados. Além da matéria orgânica, sua eficiência pode variar também com a temperatura, a turbidez e o pH. A desinfecção com ozônio tem sido prática comum em tratamento de água em vários países da Europa. Para desinfecção de esgotos tratados, no entanto, só é recomendado para efluentes tratados pelo menos em nível secundário (JORDÃO; SOBRINHO, 2003).

Figura 8 – Unidade de desinfecção por UV de efluentes extravasados de um sistema combinado de coleta de esgoto e águas pluviais.



Fonte: EPA (2004).

O Quadro 3 resume as vantagens e desvantagens das alternativas e tecnologias sugeridas, enquanto o Quadro 4 tece considerações sobre alguns tipos de desinfecção.

Quadro 3 – Comparativo entre tecnologias para controle de fontes de poluição.

Alternativa	Vantagens	Desvantagens
Coleta	Eliminação da péssima aparência dos despejos nas areias da praia; Ausência de subprodutos da desinfecção. Remoção de todos os contaminantes fecais (bactérias, vírus, protozoários ovos de helmintos) e químicos das áreas de banho.	Custos elevados com o transporte, manutenção da rede e das elevatórias
Desinfecção com ácido peracético	Facilidade da implantação e operação; Reduzida formação de subprodutos da desinfecção	Custos de operação relativamente altos. Reduzida ação sobre ovos de helmintos
Desinfecção com cloro granular	Facilidade da implantação, operação e controle; Facilidade no transporte	Formação de subprodutos; Susceptibilidade a furtos; Reduzida ação sobre vírus e ovos de helmintos
Desinfecção com cloro gasoso	Custos relativamente baixos	Formação de subprodutos; Riscos de vazamentos com graves consequências Reduzida ação sobre vírus e ovos de helmintos
Desinfecção com UV	Reduzida formação de subprodutos da desinfecção Baixo custo de operação	Susceptibilidade a areia e resíduos sólidos, Reduzida eficiência em águas com alta turbidez Reduzida ação sobre helmintos

Autor: adaptado de Jordão e Sobrinho (2003), Bastos *et al.* (2003) e Metcalf & Eddy *et al.*, (2003) e complementado pelo autor.

Quadro 4 – Nível de desenvolvimento, aspectos de operação e manutenção, efetividade sobre organismos patogênicos e impactos sobre estruturas, saúde do trabalhador e meio ambiente de três agentes de desinfecção.

	Consideração	Cloração	Ácido Peracético	UV
Nível de desenvolvimento	Complexidade da tecnologia	Simples a moderada	Simples a moderada	Simples a moderada
	Confiabilidade	Muito boa	Muito boa	Boa
	Controle do processo	Bem desenvolvido	Em desenvolvimento	Em desenvolvimento
	Sensibilidade à operação e manutenção	Mínima	Mínima	Moderada
Efetividade	Efeito bactericida	Bom	Muito Bom	Bom
	Efeito virucida	Ruim	Bom	Bom
	Efeito sobre protozoários	Regular	Regular	Pouco
	Efeito sobre helmintos	Regular	Regular	Pouco
Impactos	Durabilidade residual	Longa	Baixa	Sem residual
	Subprodutos tóxicos	Sim	Baixo	Não
	Riscos à saúde/perigo no transporte	Sim	Sim	Não
	Corrosão	Sim	Sim	Não

Autor: adaptado de Metcalf & Eddy *et al.*, (2003).

3.6 Características da área de estudo

A cidade de Fortaleza está localizada a 3 graus ao sul do equador, ocupando uma faixa central da zona litorânea do Estado do Ceará. Inserida em uma região semiárida, seu clima é fortemente influenciado pelos processos de deslocamento, ou migração, da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e pelas condições meteorológicas do Hemisfério Norte, havendo apenas duas estações bem definidas: uma chuvosa com início em janeiro, com picos de precipitação em março ou abril, e outra seca iniciando em julho.

Por se encontrar localizado em uma área densamente ocupada, o litoral de Fortaleza sofre diversas pressões antrópicas. A ocupação de sua faixa de preamar em certas localidades é desprovida de infraestrutura adequada, havendo lançamento de efluentes domésticos diretamente no mar; ocupações irregulares nas margens e foz dos rios Cocó e Ceará, os quais limitam geograficamente a leste e a oeste a linha de costa da cidade (SILVA *et al.*, 2009).

3.6.1 Ventos

Os ventos transferem energia para as massas de água, influenciando o padrão de circulação e o clima das ondas, podendo inclusive alterar a morfologia de sistemas costeiros. A característica típica dos ventos da região nordeste do Brasil é a presença de um forte ciclo estacional, definido por um período anual. São controlados pelo movimento da ZCIT, a qual

se desloca de norte a sul com as mudanças das estações. A ZCIT é uma grande região onde confluem os ventos alísios de nordeste e sudeste, caracterizada por intensa nebulosidade e baixa pressão atmosférica e que, normalmente, migra de sua posição mais ao norte, no atlântico, até posições mais ao sul durante o verão austral. Os ventos alísios de sudeste são mais intensos quando a ZCIT está ao norte (agosto a outubro), diminuindo progressivamente com a migração da ZCIT para o Equador até alcançar os mínimos valores anuais durante os meses de março e abril, quando os ventos de sudeste são mais fracos (MAIA, 1998).

Em áreas costeiras e marinhas os ventos são influenciados por uma variedade de fatores que operam em diferentes escalas de tempo e espaço. Dois importantes efeitos locais em potencial, causados pela presença do continente, são os efeitos orográficos e as brisas marinhas e terrestres. O efeito orográfico consiste na deflexão, canalização ou bloqueio do fluxo de ar pelas formas do relevo terrestre. Uma regra geral para indicar a possibilidade de bloqueio de fluxos de ar de baixa intensidade e perpendiculares ao relevo é dada por (USACE, 2005):

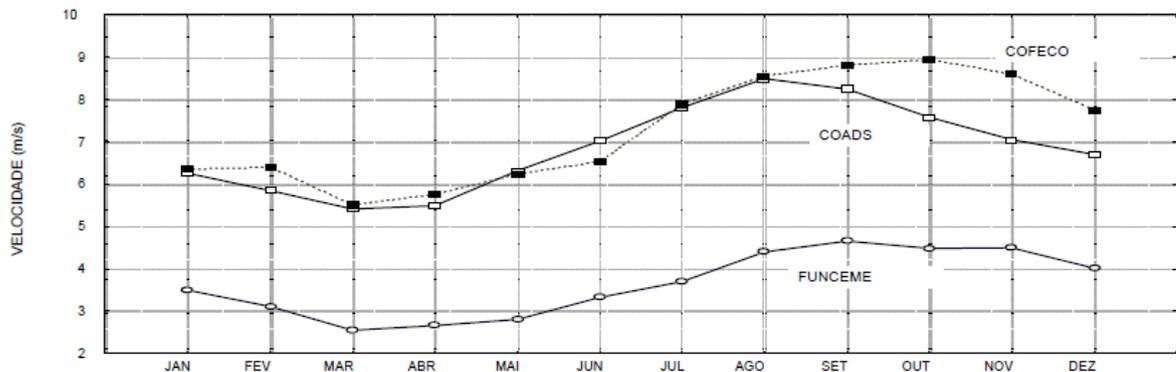
$$\frac{U}{h_m} \begin{cases} < 0.1 \rightarrow \text{bloqueio} \\ > 0.1 \rightarrow \text{não bloqueio} \end{cases} \quad (1)$$

onde U é a velocidade do vento e h_m a altura do obstáculo ou relevo.

Para o caso de Fortaleza, que possui cerca de 20m de altitude, ventos abaixo de 2m/s poderiam sofrer bloqueio orográfico.

Maia (1998), comparando dados de vento de estações meteorológicas instaladas na região central da cidade de Fortaleza (FUNCEME) e em sua costa (Cofeco e COADS), verificou que aquelas apresentam uma redução média de 3m/s, embora mantendo um comportamento anual semelhante ao anterior (Figura 9).

Figura 9 – Comparação entre as velocidades médias mensais de ventos das estações meteorológicas da FUNCEME (1974-1994), COELCE e NOAA/COADS (1946-1989).



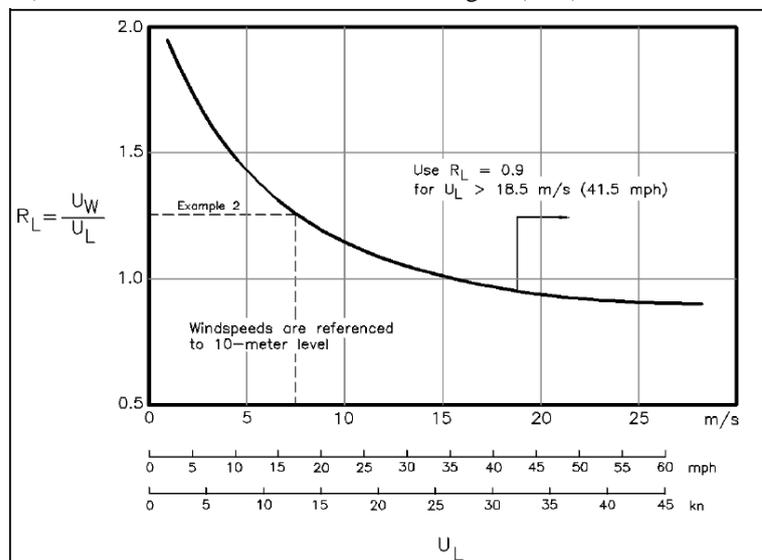
Fonte: Maia (1998).

O autor acima menciona que entre os anos 1974 e 1994 a velocidade média do vento na região central de Fortaleza oscila ao longo do ano entre 2,5 e 4,5 m/s, ocorrendo os maiores valores nos meses de agosto e setembro e os mínimos em março e abril. A direção predominante dos ventos está entre sudeste e leste e, com menor frequência, de componente norte durante os quatro primeiros meses do ano. Já para a região costeira, esse autor encontrou, para os anos de 1993 a 1996, velocidades médias mensais de 3 a 8,4m/s, com os maiores valores entre agosto e novembro e os menores de fevereiro a maio, correspondendo ao período de chuvas. Em geral se observou ventos de componente leste, sendo a direção principal ESE, havendo secundariamente as direções SSE, E e ENE (MAIA, 1998).

Estimativas de ventos próximos à superfície da água têm sido historicamente previstos basicamente por dois métodos: interpolação/extrapolação e transformação direta de medidas feitas próximas à superfície ou transformação de ventos na superfície a partir de ventos ao nível geostrófico. O primeiro método tem sido aplicado principalmente em áreas costeiras ou em lagos de grandes dimensões, enquanto o segundo tem sido a principal ferramenta para estimativas de ventos sobre grandes áreas oceânicas (USACE, 2005).

Devido à rugosidade da superfície da água ser função da velocidade do vento, a qual é influenciada por esta rugosidade, a razão entre a velocidade do vento sobre a água e sobre o continente não é constante, mas varia de forma não linear como função da intensidade do vento. A Figura 10 provê um guia para a forma desta variação, cujos valores são específicos de um estudo na região dos Grandes Lagos e devem ser aplicados com cuidado em outras áreas (USACE, 2005).

Figura 10 – Razão (R_L) entre as velocidades do vento sobre a água (U_W) e sobre o continente (U_L).



Fonte: USACE (2005).

Extraindo-se a função correspondente à curva mostrada naquela figura, chega-se à equação:

$$R_L = -0.34 \ln U_L + 1,95 \quad (2)$$

onde R_L é a relação entre o vento sobre a superfície do mar (U_W) e aquele medido em terra (U_L).

Outro efeito local é aquele causado pela diferença de temperatura superficial e de fluxos de calor entre a terra e a água, ocasionando as chamadas brisas marinhas e terrestres. Como a temperatura do solo muda ao longo do dia, enquanto a da água se mantém quase constante, durante o dia o continente se aquece mais rápido que o mar, gerando uma área de baixa pressão sobre a orla o que produz a brisa marinha que se move em direção ao continente. Durante a noite, o continente se esfria mais rápido que o mar, produzindo uma área de baixa pressão desta vez sobre o mar, invertendo a circulação com o vento soprando da terra para o mar (brisa terrestre). A brisa marinha é, em geral, mais forte que a terrestre, perpendicular à costa e apresenta uma periodicidade diurna (MAIA, 1998).

A extensão em terra e em mar dessas brisas é em torno de 10 e 20 km com ventos menores que 10m/s (USACE, 2005). Em Fortaleza e região, a brisa terrestre, interagindo com os ventos alísios de Sudeste, parece favorecer o aumento da frequência de eventos de chuva entre as madrugadas e o início das manhãs na região (TEIXEIRA, 2008).

3.6.2 Marés

As marés da região costeira de Fortaleza podem ser caracterizadas como meso-marés com periodicidade semidiurna (FARIAS; MAIA, 2010; MAIA *et al.*, 2011). Maia *et al.* (2011), analisando dados analógicos colhidos em um marégrafo instalado no Porto do Mucuripe, verificou que entre maio de 1995 a junho de 1996 a máxima variação de maré foi de 3,23m, a qual ocorreu em maré de sizígia de dezembro de 1995, enquanto as mínimas variações ocorreram na maré de quadratura em março de 1996 com valor de 0,75m.

3.6.3 Correntes marinhas

Maia *et al.* (2011), avaliando dados de corrente da área costeira próxima ao emissário submarino de Fortaleza, encontraram que as velocidades das correntes superficiais durante a estação seca variaram entre 0,22m/s e 0,68 m/s, enquanto no período chuvosos esses

valores caem para 0,08 a 0,58 m/s. Durante o estudo os autores verificaram que tais correntes apresentam boa correlação com os ventos medidos simultaneamente. Com relação às direções características, foi observado que há um predomínio ONO (paralelo à costa), com variação entre OSO e NNO.

Neste mesmo trabalho os autores encontraram certa homogeneidade das direções das correntes medidas sobre os difusores daquele emissário, as quais são sumarizadas para os meses secos na Tabela 6.

Em um estudo espacialmente mais abrangente, Silva *et al.* (2009) encontraram correntes no setor oeste da cidade com velocidades entre 0,19 e 0,5 m/s (médias de 0,37 m/s) com direções entre 282 e 195° em junho de 2008, enquanto em abril de 2007 as velocidades se reduzem para valores entre 0,18 e 0,38 m/s com direção média de 235°. No setor leste, as velocidades encontradas foram de até 0,6 m/s com direção predominante para sudoeste. Já o setor central, esses autores demonstraram que esta região apresenta os menores valores de intensidade da região estudada, com média de 0,15m/s e direção entre 22 e 182°, devido à mesma ser abrigada pelo porto do Mucuripe.

Tabela 6 – Distribuição da direção das correntes marinhas em medições feitas em meses secos sobre o emissário de Fortaleza.

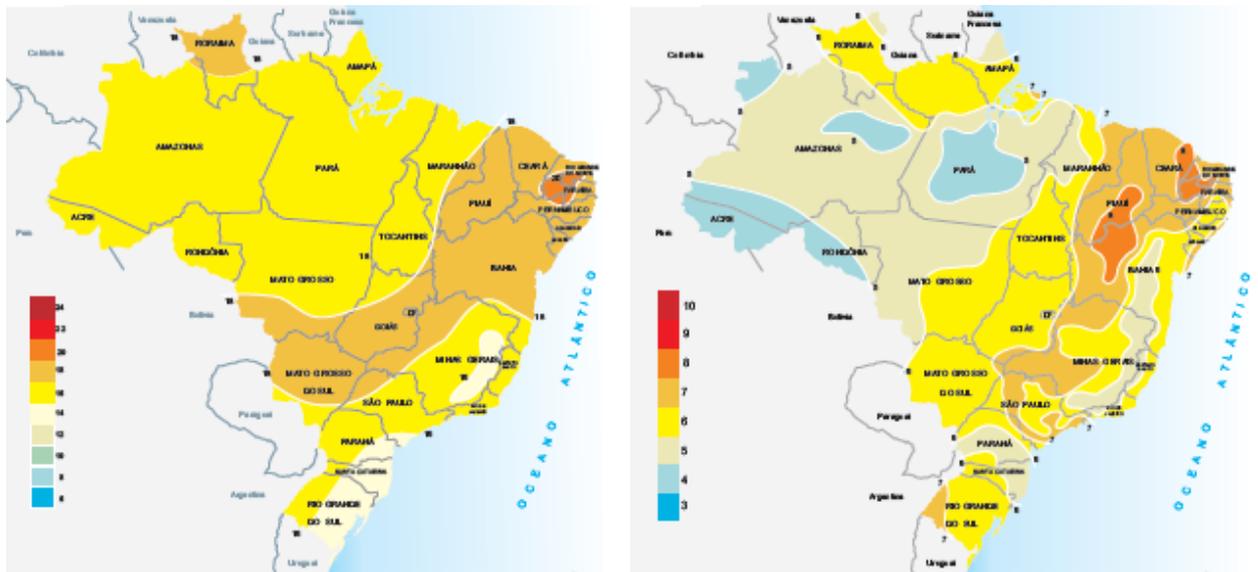
Direção	Mês	Profundidade	Ocorrência (%)
ONO (divergente)	Setembro	Superfície	75
OSO (convergente)	Setembro	Superfície	19
O (paralela)	Setembro	Superfície	6
ONO (divergente)	Setembro	Fundo	50
OSO (convergente)	Setembro	Fundo	19
NNL	Setembro	Fundo	19
SSO	Setembro	Fundo	6
O (paralela)	Setembro	Fundo	6
ONO (divergente)	Dezembro	Superfície	75
OSO (convergente)	Dezembro	Superfície	25
ONO (divergente)	Dezembro	Fundo	56
NNO (convergente)	Dezembro	Fundo	25
NO	Dezembro	Fundo	13
SO	Dezembro	Fundo	6

Fonte: Maia *et al.* (2011).

3.6.4 Radiação solar

Por se situar próxima à linha do Equador, a cidade de Fortaleza apresenta elevados índices de insolação e radiação solar, conforme se observa na Figura 11. Tais valores são, em geral, inferiores apenas aqueles encontrados na parte central da região Nordeste do Brasil, onde as influências da costa marítima e da Zona de Convergência Inter-Tropical são menores (TIBA, 2000).

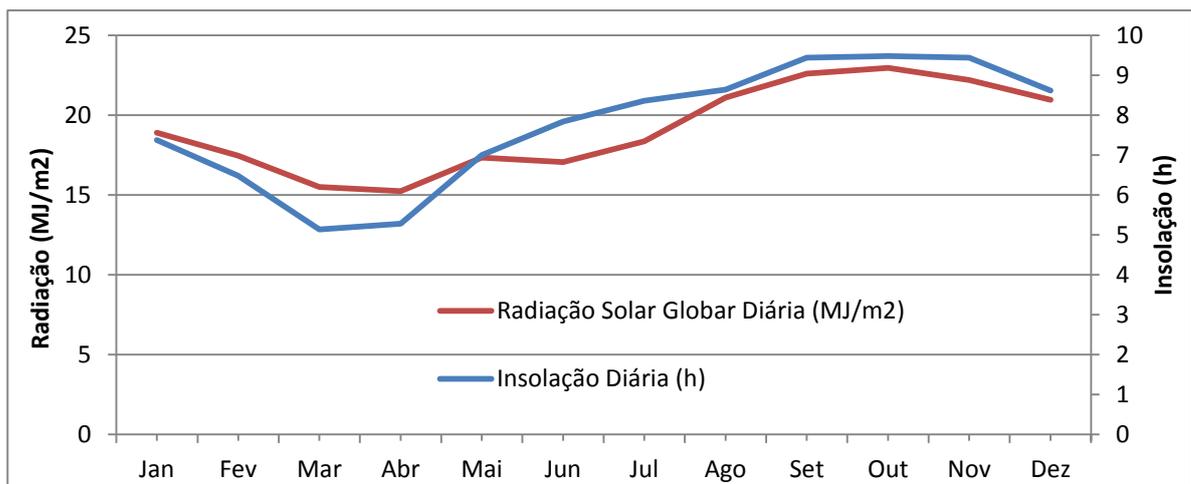
Figura 11 – Médias anuais de insolação diária (direita), em horas, e da radiação solar global diária (esquerda), em MJ/m²*dia.



Fonte: Tiba (2000).

Ao atravessar a atmosfera, a radiação solar é atenuada pela absorção, reflexão e dispersão, o que influencia no número de horas de luz solar (insolação) e na intensidade da radiação solar que atinge a superfície. Durante o segundo semestre do ano, a redução na cobertura de nuvens em Fortaleza aumenta o número de horas de sol e permite que uma maior fração da radiação solar atravesse a atmosfera, aumentando consequentemente a intensidade de radiação que atinge a superfície, conforme ilustra a Figura 12.

Figura 12 – Médias mensais da insolação e radiação solar global diárias em Fortaleza.



Fonte: adaptado de Tiba (2000).

3.6.5 Monitoramento da balneabilidade das praias de Fortaleza

A Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará (SEMACE) divulga semanalmente um boletim a respeito da classificação das praias monitoradas, a qual é fortemente influenciada por fatores como escoamento superficial de águas pluviais ao longo da orla, riachos e rios poluídos (SOARES, 1999), alta densidade populacional, domicílios não integrados à rede sanitária e falta de educação ambiental e sanitária às comunidades. Assim, a falta de infraestrutura que preserve a qualidade ambiental da zona urbana de Fortaleza é um fator de depreciação de seus recursos naturais, atualmente de alta vocação turística (PIMENTA, 2006).

Desde 1978, o monitoramento das praias de Fortaleza é realizado em 31 pontos de coleta distribuídos ao longo do litoral, numa extensão de 25 km, entre os rios Cocó e Ceará, divididos em três setores: Leste (Rio Cocó a Praia do Farol), Centro (Praia do Iate à INACE) e Oeste (Marina Park ao Rio Ceará), conforme ilustrado na Figura 13 e na Tabela 7 os referidos pontos foram selecionados considerando a proximidade dos rios, riachos, galerias pluviais, adensamento populacional, fisiografia da praia e frequência de banhistas, além da facilidade de acesso (LGCO, 2008).

Figura 13 – Locais de monitoramento da qualidade das águas de banho de Fortaleza pela SEMACE.



Fonte: o autor.

Avaliando o conjunto de dados da SEMACE entre 1988 e 1997, Almeida *et al.* (1998) encontraram que no setor Leste, de 1978 a 1987, quase todas as praias apresentaram excelente qualidade (≤ 250 CF/100mL), havendo na praia do Farol entre os anos de 1988 e 1997 valores de coliformes fecais superiores aos padrões do CONAMA. Em relação ao setor Centro, de 1978 a 1987, todas as praias foram próprias para banho. Contudo, nos anos de

1988 a 1997, houve um aumento na presença de coliformes fecais nas praias da Estátua de Iracema, Náutico e Ideal. Esta contaminação foi atribuída a forte ocupação urbana, ligações clandestinas ao sistema de drenagem pluvial, riachos poluídos e a maior concentração dos serviços hoteleiros e turísticos da cidade (ALMEIDA *et al.*, 1998).

Tabela 7 – Locais de monitoramento da qualidade das águas de banho de Fortaleza pela SEMACE.

Setor	Código	Referência	Latitude*	Longitude*
Leste	01L	Caça e Pesca	-3.76767	-38.43684
	02L	Barraca Arpão Praia Bar	-3.76369	-38.43928
	03L	Barraca Itapariká	-3.75826	-38.44217
	04L	Barraca Hawaí	-3.75325	-38.44467
	05L	Praça 31 de Março	-3.74658	-38.44822
	06L	Barraca América do Sol	-3.74207	-38.45050
	07L	Barraca Crocobeach	-3.73540	-38.45377
	08L	Clube de Engenharia	-3.72900	-38.45728
	09L	Barraca Beleza	-3.72250	-38.46027
	10L	Início da Rua Ismael Pordeus	-3.71896	-38.46162
	11L	Farol	-3.70885	-38.46755
Centro	12C	Iate Clube	-3.71841	-38.47605
	13C	Mucuripe	-3.72101	-38.47958
	14C	Estátua de Iracema	-3.72282	-38.48427
	15C	Volta da Jurema	-3.72467	-38.49093
	16C	Edifício Arpoador	-3.72544	-38.49543
	17C	Diários (Ponta Mar Hotel)	-3.72419	-38.50097
	18C	Ideal Clube	-3.72325	-38.50422
	19C	Edifício Vista del Mare	-3.72043	-38.50938
	20C	Ponte dos Ingleses (Ponte Metálica)	-3.71834	-38.51792
	21C	Indústria Naval do Ceará (INACE)	-3.71935	-38.52489
Oeste	22O	Marina's Park Hotel	-3.71929	-38.53124
	23O	Início da Av. Philomeno Gomes	-3.71511	-38.54137
	24O	Kartódromo	-3.71309	-38.54494
	25O	Início da Av. Pasteur	-3.70626	-38.55749
	26O	Colônia	-3.70176	-38.56860
	27O	Horta da comunidade	-3.70038	-38.57216
	28O	Início da Lagoa do Abaeté	-3.69724	-38.57661
	29O	Goiabeiras	-3.69425	-38.58202
	30O	Barraca Big Jeans	-3.69375	-38.58442
	31O	Barra do Ceará	-3.69503	-38.58674

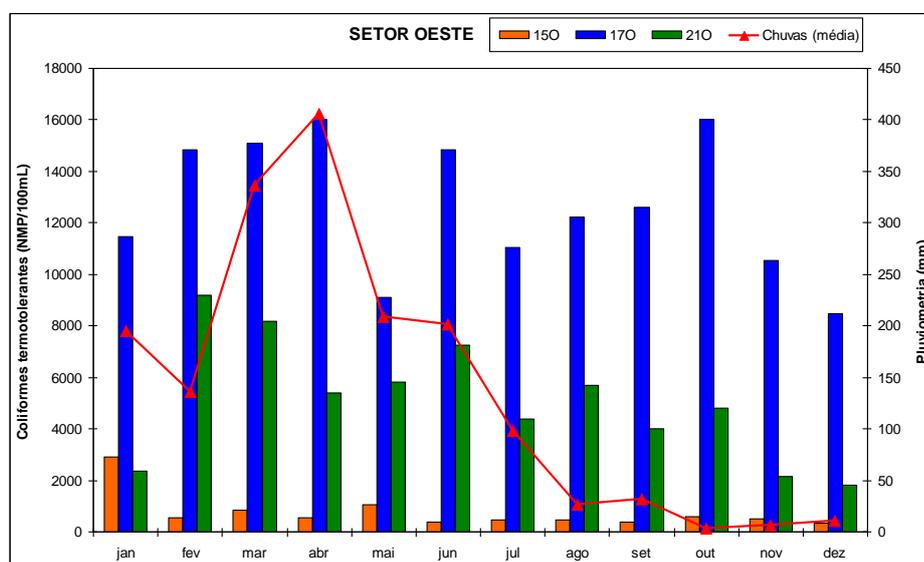
Fonte: LGCO (2008).

*Datum WGS 1984.

O mesmo estudo acima apontou que no setor Oeste, as praias são as mais poluídas devido à alta densidade de ocupação, inexistência de rede de esgoto até 1996, riachos poluídos e presença de lixo nas galerias pluviais ou mesmo em vias públicas próximas ao mar. Nesse setor, as praias das Goiabeiras e Leste-Oeste são as de melhor qualidade e as demais se mostraram sempre impróprias. No período de 1988 a 1987, um retrato claro da influência da ocupação urbana é evidenciado por um crescimento considerável da contaminação fecal em quase todas as praias (ALMEIDA *et al.*, 1998).

Em trabalho semelhante ao mencionado anteriormente, porém usando dados da SEMACE de 2004 a 2007 e correlacionando-os com a pluviosidade, Silva *et al.* (2009) encontraram que as praias do setor oeste são as que apresentam maiores concentrações de coliformes termotolerantes e que estão menos relacionadas com a pluviosidade, uma vez que as concentrações de coliformes termotolerantes permaneceram bem acima do limite permitido durante todos os meses do ano (Figura 14). Os autores acrescentam ainda a existência nesta região de efluentes nas galerias pluviais até mesmo durante os meses de estiagem, cuja origem se deve a ligações clandestinas de esgoto no sistema de drenagem destas galerias.

Figura 14 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Oeste entre 2004 e 2007.

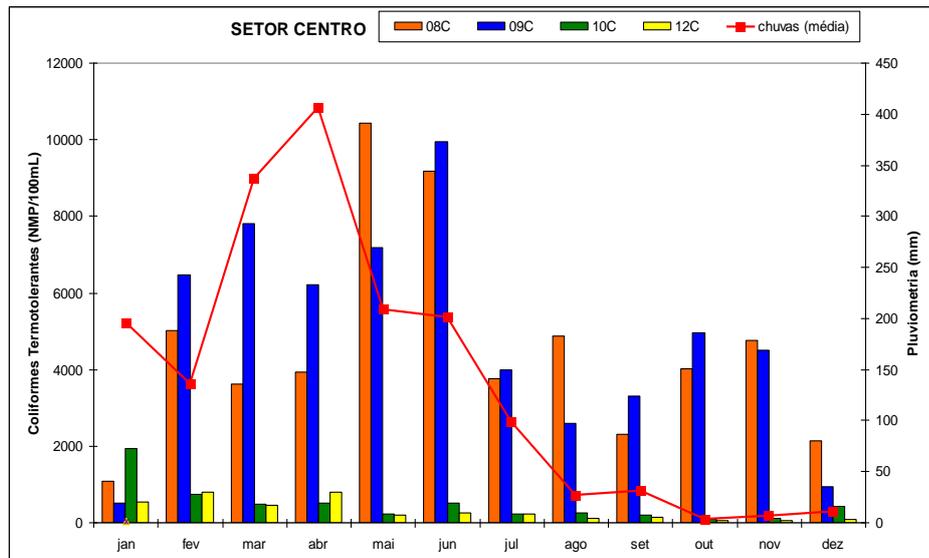


Fonte: LGCO (2008).

Ainda segundo estes autores, no setor Centro a concentração também aumenta no período chuvoso, porém se mantém constante em alguns pontos como do Iate (8C) e Estátua de Iracema (9C), as quais recebem contribuição direta do complexo industrial portuário e do riacho Maceió, respectivamente. Também é possível afirmar, pela Figura 15, que as condições de água marinha pioram no ponto 9C durante os meses de fevereiro a junho (período chuvoso) em relação aos meses de agosto a novembro (período de estiagem) (SILVA *et al.*, 2009).

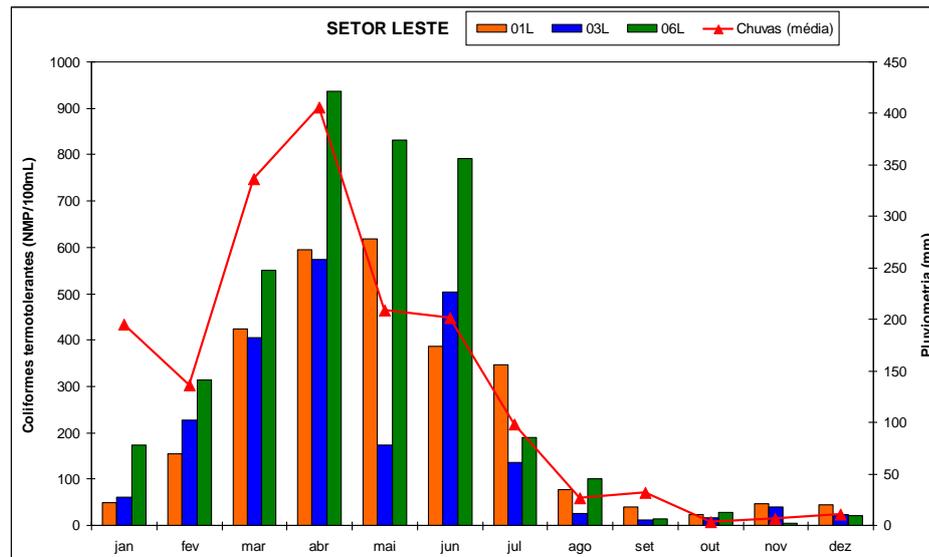
Por último, os autores verificaram que a maior contribuição de águas costeiras no setor Leste é proveniente do rio Cocó. Neste setor a concentração de coliformes aumenta significativamente entre os meses de março e junho, referente ao período chuvoso de Fortaleza (Figura 16). A avaliação da média dos dados de balneabilidade dos anos 2004-2007 mostrou que das 07 praias monitoradas neste setor se apresentaram com boas qualidades, mantendo-se próprias para o banho durante mais de 70% do ano, com exceção do ponto 7L, que apresentaram a classificação Imprópria em mais de 60% do ano (SILVA *et al.*, 2009).

Figura 15 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Centro entre 2004 e 2007



Fonte: LGCO (2008).

Figura 16 – Pluviometria e coliformes termotolerantes em praias do setor Leste entre 2004 e 2007.



Fonte: LGCO (2008).

Em outro trabalho recente, embora bem mais restrito por avaliar os dados de apenas um ano (2008), Oliveira (2010) encontrou que as praias do Setor Leste não apresentaram variações significativas na qualidade bacteriológica, mantendo sua classificação entre Excelente e Muito boa, com exceção histórica da praia do Farol que se apresentou predominantemente imprópria para banho durante todo o ano. No Setor Centro este autor verificou que a maioria das praias esteve em condições próprias com exceção apenas dos pontos de coleta Iate e Estátua de Iracema, onde a qualidade foi insatisfatória. Esses pontos são influenciados pelo lançamento de esgoto doméstico diretamente no mar, atividades pesqueiras e lançamento de resíduos sólidos. O ponto Estátua de Iracema sofre influência

direta em sua qualidade em razão de ser o local da desembocadura do riacho Maceió (OLIVEIRA, 2010).

Já as Praias do Setor Oeste foram consideradas as áreas mais críticas, pois desde meados da década de 30 vem ocorrendo um processo de urbanização desordenada, com grande número de residências sem saneamento básico e que foram construídas, em sua maioria, na área/faixa de praia, lançando o esgoto doméstico sem tratamento diretamente no mar. Diante dessa realidade, tem-se observado historicamente que as praias deste setor apresentam-se impróprias para banho (OLIVEIRA, 2010).

Cabe nesse momento uma observação quanto aos dados usados nas avaliações acima. A sequência de coleta sempre seguida para amostragem das praias monitoradas inicia nas praias do Setor Oeste no início da manhã e termina no Setor Leste em torno do meio-dia. Conseqüentemente, as populações bacterianas existentes neste último setor estiveram expostas a condições mais severas de decaimento, podendo ser um dos motivos da melhor qualidade da água. Com isto, as diferenças observadas poderiam ter sido provocadas não necessariamente apenas pela distribuição geográfica das áreas, mas também pela distribuição temporal da amostragem.

Estudos paralelos recentes têm confirmado o monitoramento conduzido pela SEMACE. Durante o período chuvoso, Evangelista-Barreto *et al.* (2007) avaliaram entre abril e junho de 2007 três praias do Setor Centro, encontrando uma classificação imprópria durante todo o período para uma delas (Mucuripe), 50 % para a segunda (Diários) e 33% para a última (Meireles). Já nos períodos de menor precipitação, Vieira *et al.* (2003) encontraram entre outubro de 2001 e fevereiro de 2002 condições próprias para a praia do Meireles e impróprias para a praia do Mucuripe durante todo o período avaliado; enquanto Vieira e Vasconcelos (2006) no período de setembro de 2004 a fevereiro de 2005 observaram águas impróprias em apenas uma semana para a praia de Meireles e duas semanas para a praia de Iracema.

3.6.6 Monitoramento do emissário submarino de Fortaleza

O Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos de Fortaleza (SDOES) é responsável pelo tratamento e disposição dos esgotos de parte da cidade de Fortaleza, abrangendo as bacias hidrográficas da vertente marítima. Por meio de um conjunto de 16 estações elevatórias, o esgoto gerado na bacia é encaminhado à Estação de Pré-condicionamento (EPC), onde passa por um tratamento preliminar constituído por:

- a) gradeamento com limpeza manual com espaçamento entre barras de 15 cm;

- b) gradeamento mecanizado com espaçamento de 5 cm;
- c) peneiramento rotativo com espaçamento de 1,5mm;
- d) desarenação em caixas de areia.

Após remoção de areia e resíduos sólidos na EPC, os efluentes são encaminhados para o emissário submarino de Fortaleza onde são liberados a uma profundidade de 15 m e a 3.200m de distância da costa por um conjunto de 120 difusores, localizados nos últimos 600m com 10cm de diâmetro cada. O emissário, construído em 1978 (Figura 17), foi dimensionado para atender uma vazão de até 4,8 m³/s, porém, até o ano de 2011 era encaminhado em média 2,3 m³/s.

Figura 17 – Fotografias da implantação do emissário submarino de Fortaleza.



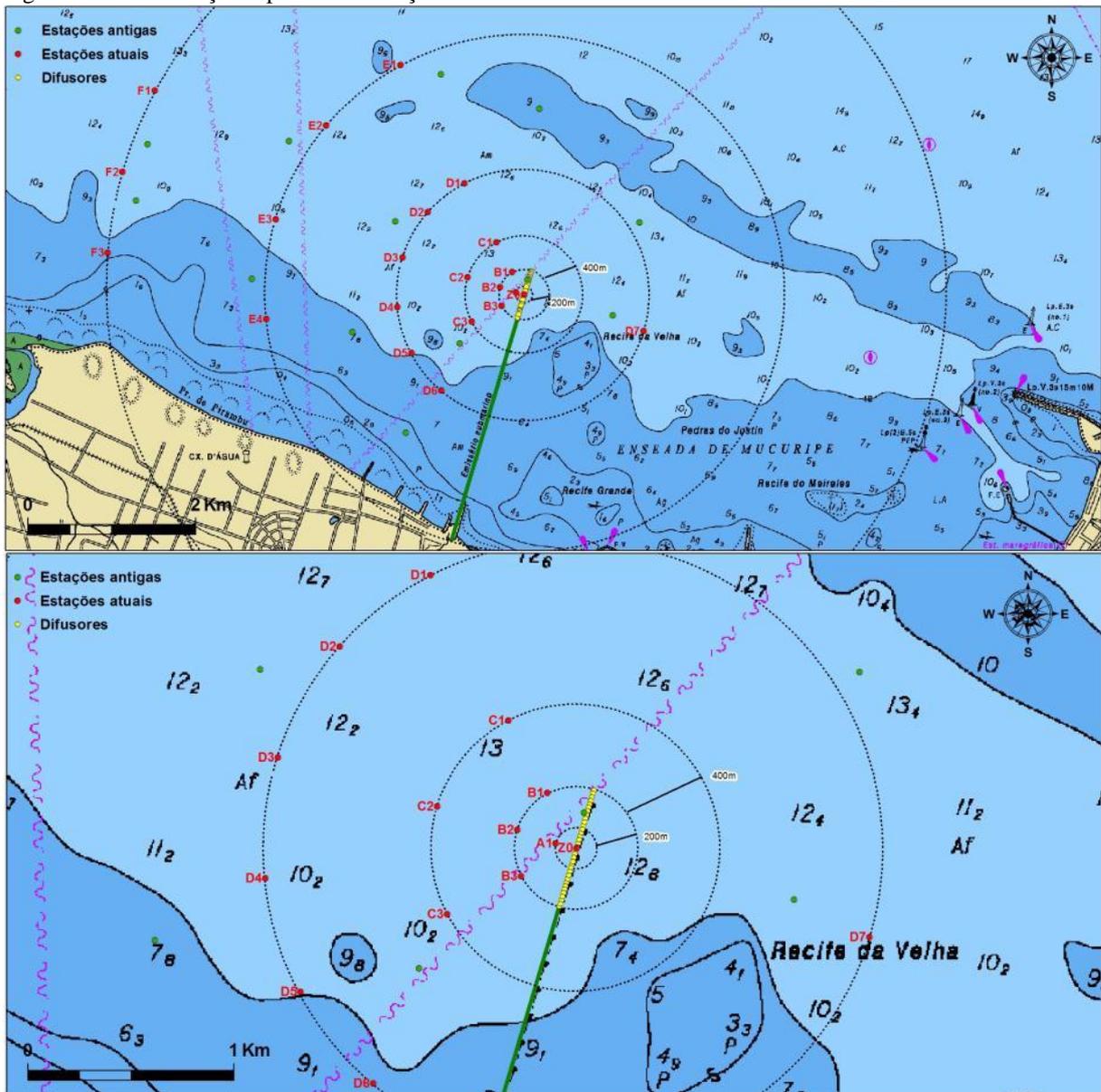
Fonte: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE).

Para monitorar os efeitos desses lançamentos, a Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), há onze anos, contrata o Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) para realização de coletas e análises de amostras de água, sedimento e organismos marinhos, além de avaliação da velocidade e direção das correntes marinhas.

Até 2008 existiam 12 estações de coleta localizadas à jusante do Emissário, posto que as correntes marinhas preponderantes são no sentido Leste-Oeste (Figura 18). A partir de 2009 foi desenhando um novo programa onde, além de ter sido acrescido mais parâmetros, ampliou-se o número de estações para 22, distribuídas em círculos concêntricos com raios variando entre 100 e 5.000m (Figura 18), sendo cinco delas (Z0, A1, B1, B2 e B3) nas

proximidades dos difusores, na tentativa de delimitar a zona de mistura (cuja definição é dada no item seguinte), além de uma estação controle (D7) à montante dos difusores. Tanto no programa anterior quanto no atual eram coletadas trimestralmente em cada estação amostras de sedimentos e três amostras de água em níveis distintos: superfície, meia-água e fundo, sendo o nível de meia-água correspondente à profundidade de extinção do disco de Secchi. A Tabela 8 mostra os parâmetros monitorados nestes programas, bem como a quantidade de análises efetuadas do esgoto pré-condicionado (EPC) encaminhado ao emissário e da área marinha. O compartimento sedimentar, por estar sujeito a uma menor variação ao longo do tempo, passou a ser amostrado apenas semestralmente.

Figura 18 – Distribuição espacial das estações de coleta da área do emissário submarino de Fortaleza.



Fonte: o autor.

Pontos verdes são as estações coletadas até 2008, enquanto os vermelhos a partir de 2009.

Tabela 8 – Parâmetros avaliados e total de análises executadas pelo programa de monitoramento do SDOES em cada campanha de monitoramento trimestral* ou semestral**.

Análises	Parâmetros	Amostras até 2008*		Amostras a partir de 2009	
		EPC	Mar	EPC	Mar
Bacteriológicas da Água e Esgoto*	C. Termotolerantes		36	1	66
	<i>E. coli</i>		36	1	66
	<i>Enterococcus</i> sp.			1	66
Físico-químicas da Água Marinha e Esgoto*	Salinidade		36	1	66
	Temperatura		36	1	66
	pH		36	1	66
	Oxigênio Dissolvido		36		66
	Transparência		12		22
	Turbidez				66
	Radiação global				66
	Óleos e Graxas		12	1	22
	Sólidos Totais			1	
	Sólidos Sedimentáveis			1	
	Sólidos suspensos		36	1	48
	DBO5			1	
	DQO			1	
	Nitrog. Amoniacal		36	1	57
	Nitrato		36	1	57
	Nitrito		36	1	57
	Fósforo Total		36	1	57
	Ortofosfato Solúvel			1	57
	Sulfetos			1	
Sulfatos			1		
Metais Pesados do Esgoto e Sedimento	Cobre Dissolvido		12	1**	16**
	Chumbo Total		12	1**	16**
	Zinco Total		12	1**	16**
	Cádmio Total		12	1**	16**
	Mercúrio Total			1**	16**
Físico-químicas do Sedimento	Composição e textura		12		16**
	Carbonato de cálcio		12		16**
	Matéria Orgânica		12		16**
	Carbono Orgânico Total				16**
	Nitrogênio Total				16**
Biológicas da Água e Sedimento	Clorofila <i>a</i>				32**
	Fitoplâncton				16**
	Macrofauna bentônica		12		16**
	Nécton demersal		10		10**
Total de parâmetros analisados			526	24	1.205

Fonte: o autor.

3.7 Processos de mistura, diluição e decaimento

A forma como um efluente é lançado na água tem efeito crucial no impacto que ele possa causar ao ambiente, tendo consequências também na saúde humana, conforme

apresentado no Quadro 2. Um lançamento próximo à praia poderá trazer riscos à saúde humana, enquanto o mesmo feito por uma tubulação de saída única em uma baía com baixa renovação de água poderá contaminá-la. Porém, tais impactos podem ser eliminados se o mesmo lançamento for feito por meio de emissário devidamente projetado, com números de difusores, profundidade e comprimento adequados (ROBERTS *et al.*, 2010).

Existe uma série de fatores físicos, químicos e biológicos, que variam conforme as condições locais de cada região e, para cada caso, deve-se realizar intensos estudos e medições de campo para compreender melhor os fenômenos físicos, que envolvem a mistura hidrodinâmica oceânica e, por conseguinte, a diluição dos efluentes lançados, além das condições físico-químicas e biológicas que atuam na diluição e degradação dos componentes poluentes não conservativos lançados ao mar.

No processo de dispersão de um efluente na massa líquida duas fases distintas devem ser consideradas. A primeira ocorre na região chamada de campo próximo (*near-field*) e depende basicamente das condições ambientais (nível de turbulência das águas, velocidade das correntes e estratificação térmica e halina), características dos difusores e dos esgotos lançados. Nessa região, as características iniciais do jato, impostas pela geometria de saída e pelas condições de lançamento e do ambiente (em especial as diferenças de densidade), tem influência direta na trajetória do jato e do processo de diluição. Conforme o jato se afasta do ponto de lançamento, as características geométricas dos difusores passam a ter menor influência no processo de diluição, iniciando-se uma segunda fase na região chamada de campo distante (*far-field*), na qual a turbulência do ambiente irá controlar a trajetória e a taxa de diluição da pluma (ORTIZ *et al.*, 2006) agora formada, a qual se caracteriza pelo seu comportamento de transporte passivo.

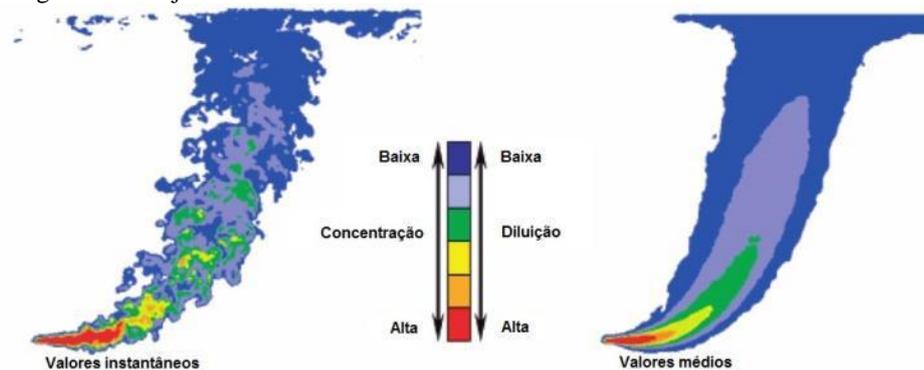
3.7.1 Campo próximo

Gonçalves e Souza (1997), lembram que quando esgotos sanitários, tratados ou não, são lançados por meio de um único ou de múltiplos orifícios difusores (tubulação difusora), a velocidade do jato penetrante nas águas marinhas irá causar uma mistura turbulenta desses esgotos com essas águas. Como a massa específica dos esgotos sanitários é menor que a da água do mar, o cone de mistura então formado irá se elevar em direção à superfície, podendo vir a atingi-la.

No caso de emissários submarinos, o efluente lançado pelos difusores é ejetado horizontalmente como um jato, passando a se misturar com a massa do corpo d'água receptor

pelo fenômeno de carreamento (*entrainment*), que se processa por toda a superfície externa do jato (FEITOSA, 2007). Desta forma, a água do mar penetra no interior do jato efluente modificando sua distribuição de concentrações ao longo da seção transversal da pluma, resultando numa rápida diminuição na concentração do efluente, conforme ilustrado na Figura 19 que exibe uma imagem de um jato efluente obtido pela injeção de um traçador fluorescente no fluxo. Como o efluente, cuja massa específica é próxima da água doce, é mais leve que a água marinha; o jato eleva-se na coluna d'água devido ao empuxo (*buoyancy*) até alcançar um nível de flutuabilidade neutra ou a superfície. Neste ponto o mesmo passa a espalhar-se lateralmente criando uma camada de espalhamento horizontal. Se as águas marinhas possuírem estratificação térmica e, conseqüentemente, estratificação de densidade, a camada de espalhamento horizontal pode encontrar-se submersa. Por outro lado, se a coluna estiver homogênea ou fracamente estratificada, a pluma emergirá, espalhando-se ao longo da superfície da água (GONÇALVES; SOUZA, 1997; CARVALHO, 2003).

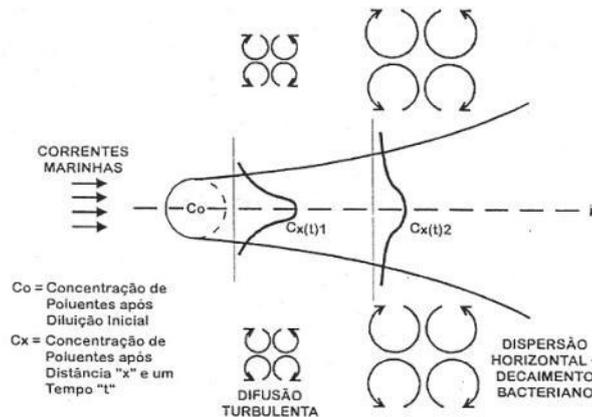
Figura 19 – Imagens LIF do jato oriundo de um difusor



Fonte: Roberts *et al.* (2010).

A intensa mistura que ocorre próximo à fonte deve-se à turbulência gerada por ela própria, causada pela quantidade de movimento e pelo empuxo (CARVALHO, 2003) ou, mais especificamente, pela diferença de quantidade de movimento entre o jato e o escoamento do ambiente. Nesta região onde se processa a mistura inicial, conhecida como campo próximo ou zona de mistura inicial (Figura 20), a máxima diluição alcançada é denominada de diluição inicial, a qual é bastante influenciada pelas características do difusor (particularmente profundidade, comprimento, diâmetro individual das portas e espaçamento entre elas), velocidade do fluxo ejetado (que, além de outras variáveis, depende das características do difusor) e do corpo receptor.

Figura 21 – Ilustração do processo de dispersão horizontal



Fonte: Gonçalves e Souza (1997).

Embora após a diluição inicial o campo de esgotos caminhe no mar sob os efeitos das correntes marinhas, cujos valores em intensidade e direção sofrem as variações de um processo estocástico, por simplificação, pode-se tratar esses fenômenos de transporte com um modelo determinístico, admitindo-se que se pode considerar a dispersão do campo de mistura como um processo de difusão turbulenta (GONÇALVES; SOUZA, 1997).

De uma forma geral, podemos dizer que na dispersão horizontal que prepondera no campo distante, a corrente local transporta a pluma do efluente para fora da área de lançamento e durante o transporte a turbulência do meio espalha o contaminante em torno do seu centro (Figura 21).

3.7.3 Zona de mistura

A Resolução CONAMA N° 357 definia zona de mistura como: “região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial de um efluente”, delimitando-a portanto a área de ocorrência da diluição inicial e equiparando-a ao campo próximo. Já a Resolução N° 430 alterou o seu significado ao defini-la como:

região do corpo receptor, estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, que se estende do ponto de lançamento do efluente, e delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e os do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro.

Sendo específica para cada parâmetro, o “equilíbrio de mistura” mencionado significa equilíbrio ou homogeneidade de concentração de cada parâmetro. Com isto o limite da zona de mistura é aquele onde a concentração de fundo (*background*) de cada parâmetro à montante do lançamento é atingida.

Considerando um exemplo onde o corpo receptor possui concentrações de Classe 1, no qual um efluente sanitário típico é lançado, segundo a Tabela 9 as diluições requeridas para alcançar o equilíbrio de concentração dos parâmetros indicados variariam de 50 a 242 (para nutrientes), chegando até a 100.000 vezes para coliformes termotolerantes. Percebe-se que para os nutrientes a zona de mistura poderia estar restrita ao campo próximo (ou zona de diluição inicial) ao passo que para contaminantes bacteriológicos esta zona ultrapassaria bastante tais limites.

Tabela 9 – Valores de referência de alguns parâmetros de qualidade de esgotos sanitários, padrões de Classe I segundo Resolução 347 do Conama e diluições mínimas requeridas para equilíbrio da mistura.

Parâmetro	Concentração em esgotos sanitários		Padrão Classe I	Diluição Mínima Requerida
	Faixa	Típico		
Fósforo Total (mg/L)	4 - 15	7	0,062	65 - 242
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	20 - 35	25	0,40	50 - 88
Coliformes Termotolerantes (/100mL)	$10^6 - 10^9$	10^7	10^3	$10^3 - 10^6$

Fonte: adaptado de von Sperling (2005) e complementado pelo autor.

3.7.4 Decaimento bacteriano

Simultaneamente aos fenômenos de diluição no campo próximo e distante, um outro passa a ocorrer devido à submissão dos poluentes não conservativos (como organismos contaminantes presentes nos esgotos sanitários) às condições físicas, químicas e biológicas agressivas do meio. Neste processo, os organismos patogênicos imersos na água salgada vão sendo reduzidos por morte em contato com a água do mar, por ser este um ambiente adverso a sua manutenção (GONÇALVES; SOUZA, 1997). Segundo Feitosa (2003) e Rozen e Belkin (2001) o processo de inativação bacteriana é função dos seguintes fatores:

- a) sedimentação – resultado da associação de coliformes com partículas existentes na coluna d'água que posteriormente se depositam no fundo;
- b) fitoplâncton – pela liberação de compostos bactericidas (clorofilídios) produzidos pelo fitoplâncton;
- c) metais pesados – por sua toxicidade é considerado como um importante mediador da taxa de decaimento bacteriano;
- d) predação e parasitismo – em corpos d'água naturais podem ser significativos na redução da população de coliformes;
- e) temperatura – o decaimento bacteriano é diretamente proporcional à temperatura;
- f) salinidade – o decaimento bacteriano é diretamente proporcional à salinidade;

g) radiação solar – é o mais importante destes fatores, havendo aumento da taxa de morte bacteriana de forma exponencial com a intensidade luminosa.

Embora a salinidade seja um dos responsáveis pelo decaimento bacteriano, muitas espécies são resistentes a altos níveis de sal como as do grupo enterococos o qual se caracteriza pela capacidade de crescer na presença de 6,5% de cloreto de sódio (BRASIL, 2000). Enquanto estudos mostram que *E. coli* também pode se manter em águas marinhas (CASTRO *et al.*, 2006).

Dentre os agentes responsáveis pelo decaimento bacteriano, a foto-oxidação induzida pela radiação solar se mostra como o mais importante (CARVALHO, 2003; CASTRO *et al.*, 2006). A morte celular pela radiação Ultra Violeta (UV) é causada, principalmente, por sua ação sobre o DNA, sendo a faixa de 260nm a mais efetiva. A radiação UV possui energia suficiente para induzir uma ligação covalente entre duas bases nucleotídicas adjacentes (citosina e timina), aumentando com isso a probabilidade de inserção de um nucleotídeo incorreto durante a replicação do DNA, sendo esse um dos seus principais efeitos (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2004).

Dessa forma, caso uma contaminação fecal no ambiente marinho ocorra à noite, não se espera uma significativa mortalidade das bactérias até o amanhecer. Enquanto que em uma contaminação diurna, a taxa de decaimento bacteriano é significativamente maior.

3.7.5 Taxa de decaimento bacteriano e T_{90}

A concentração de certa substância presente em um corpo de água, em um dado instante de tempo, depende das reações cinéticas de produção e consumo às quais ela está submetida. Pela Lei de Chick a relação entre a concentração de determinada população de bactérias (C) e o tempo é dado por:

$$dC/dt = -kC, \text{ cuja solução analítica é } C = C_0 e^{-kt} \quad (3)$$

Sendo esse decaimento bacteriano uma reação de primeira ordem e k a taxa de decaimento bacteriano, a qual pode inclusive não ser permanente no tempo em função da variabilidade do meio.

Pode-se ainda relacionar o tempo necessário para reduzir 90% da população inicial, definido pelo parâmetro T_{90} , e a taxa de decaimento por:

$$C/C_0 = 0,1 \therefore \ln(0,1) = \ln(e^{-kT_{90}}), \text{ resultando em: } T_{90} = 2,3k. \quad (4)$$

No Brasil, estudos de modelagem de lançamentos de efluentes por emissários submarinos utilizaram valores de T_{90} de 1,5 horas por Santos (2002) no Ceará; 0,48 a 60,3 horas por Carvalho (2003) e 1,1 a 42,7 horas por Feitosa, (2003) no Rio de Janeiro.

Estimativas levantadas por Pereira *et al.*, (2008), a partir de experimentos em laboratório realizados em Fortaleza, resultaram em T_{90} entre 0,8 e 9,9 horas, dependendo do grau de exposição solar a que estavam sujeitos os organismos. Ensaio feito em campo em 1975 para o projeto do emissário submarino de Fortaleza resultaram em valores de T_{90} ainda menores, variando de 1h a 1,5h (OCCHIPINTI, 1976). A concentração de coliformes termotolerantes foi avaliada em uma área marinha sob influência de lançamentos de esgotos, determinando-se sua concentração a cada 15 minutos, durante 4 a 6 horas do dia (possivelmente próximo ao meio dia), razão pela qual os valores acima foram tão baixos. Segundo o autor, tais valores são próximos daqueles encontrados no litoral santista durante o verão. Ainda para o litoral de Santos, Occhipinti (1991) menciona valores de 0,76 a 3,67 horas durante o inverno e entre 0,87 e 2,68 horas na primavera.

Valores mais próximos àqueles usados em Fortaleza foram encontrados por Britto *et al.* (1986) em Ipanema os quais variaram de 0,98 a 1,26 horas, enquanto Roberts *et al.* (2010) citam os valores mencionados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores de T_{90} adotados em projetos de diversos locais.

Local	T_{90} (horas)
Honolulu, Haváí	$\leq 0,75$
Baía de Maiaguez, Porto Rico	0,7
Rio de Janeiro, Brasil	1,0
Nice, França	1,1
Accra, Gana	1,3
Montevideú	1,5
Santos, Brasil	0,8 – 1,7
Fortaleza, Brasil	$1,3 \pm 0,2$
Maceió, Brasil	$1,35 \pm 0,15$

Fonte: Roberts *et al.* (2010).

Há ainda alguns valores guias adotados por normas específicas, como 1,5 a 2,5 horas (UNEP, 1996; 2004) ou não menos que 2 horas e 3 horas na costa mediterrânea e atlântica espanhola, respectivamente. (ESPANHA, 1993).

Em água doce estes valores são ainda mais variáveis e em geral superiores, indo desde duas horas até sete dias segundo EPA (1985), embora Fioravanti *et al.* (2011), em um

estudo de decaimento no Rio da Prata, Argentina, tenham encontrado valores entre duas e quatro horas.

Percebe-se nestes valores uma grande variabilidade, podendo isto ser devido às diferenças de condições dos ensaios, em especial às intensidades de radiação solar a que foram expostas as populações.

3.8 Modelagem ambiental

Ao mesmo tempo em que os principais problemas dos sistemas costeiros estão claramente relacionados à atividade humana, as relações entre pressões e mudanças ecológicas não são fáceis de entender e quantificar. O uso de modelos fornece uma solução para alguns desses desafios, ajudando a estabelecer uma relação causa-efeito entre a atividade humana (pressões) e seu impacto sobre o estado do sistema (CAMPUZANO *et al.*, 2011).

É de grande importância conhecer, com antecipação, que tipos e magnitudes de impactos ambientais podem ocorrer em determinados locais, em função do despejo de cargas poluidoras em ambientes aquáticos. Sob este ponto de vista, a modelagem matemática computacional é uma importante ferramenta no gerenciamento dos recursos hídricos, na análise da qualidade da água por meio do comportamento hidrodinâmico e biogeoquímico do poluente, no processo de diluição de um efluente e no aperfeiçoamento do projeto de estações de tratamento (FORTIS, 2005). Além disto, alertas podem ser dados ao público desaconselhando-se o uso de determinadas áreas, por estas apresentarem riscos elevados de contaminantes em certos momentos.

Segundo Ortiz *et al.* (2006), a utilização de modelagem computacional para a simulação do processo de dispersão da pluma de efluentes, reproduzindo a zona de mistura em qualquer tipo de corpo d'água, constitui hoje uma ferramenta imprescindível no processo de decisão, tanto para órgãos ambientais como para indústrias.

Desta forma, a habilidade de predição dos níveis de concentração de bactérias em águas costeiras pode auxiliar aos gestores e técnicos na tomada de decisão quanto aos planos e projetos de novas infraestruturas, bem como na melhoria das já existentes (KASHEFIPOUR *et al.*, 2006). Modelos numéricos hidroambientais têm se tornado uma ferramenta de avaliação para previsão da distribuição de fluxos e qualidade das águas costeiras, sendo cada vez mais usado em estudos de impacto ambiental (*ibidem*). Com eles é possível integrar um grande número de variáveis e processos de forma a obter uma visão dinâmica de tais sistemas e, assim, avaliar suas condições presentes e futuras.

A introdução na coluna d'água de contaminantes fecais, bem como suas taxas de sobrevivência (ou decaimento), tem sido objeto de muitas pesquisas de campo e de laboratório nos anos recentes. No entanto, para avaliar seu real impacto sobre a qualidade de águas de banho, é necessário resolver seu transporte e seu comportamento no ambiente marinho, o que aponta para a utilidade potencial dos modelos microbianos baseados na hidrodinâmica ambiental. (ZHU *et al.*, 2011).

Estudos tem demonstrado significantes variações espaço-temporais de indicadores de contaminação fecal em águas de banho, independentemente da localização geográfica (BOEHM *et al.*, 2002; NOBLE *et al.*, 2006; ROSENFELD *et al.*, 2006), tornando difícil seu monitoramento preciso. Neste aspecto, a modelagem destes ambientes pode ser uma ferramenta auxiliar ao monitoramento, uma vez que ela permite uma melhor resolução espacial e temporal da distribuição desses indicadores a um custo bastante baixo (CONNOLLY *et al.*, 1999; SANDERS *et al.*, 2005).

Connolly *et al.* (1999) usando um modelo tridimensional de circulação para analisar os indicadores de contaminação fecal e o transporte de patógenos nas águas costeiras do Hawaii, encontraram que uma estação de tratamento de esgoto e um canal de águas pluviais impactam na qualidade dessas águas.

Sanders *et al.*, (2005) apresentaram um dos primeiros modelos mecanicistas para avaliar o papel de fontes não pontuais (incluindo fezes de aves e ressuspensão de sedimentos) sobre a qualidade da água superficial em uma zona úmida entre-marés. Neste caso, a ressuspensão de sedimentos e o escoamento superficial contribuíram de forma importante, ao contrário das aves, com a contaminação dessas águas.

Já Zhu *et al.* (2011) expandiu tais estudos sobre fontes não pontuais, incluindo a contribuição de banhistas e do material fecal de cães, além do efluxo de contaminantes fecais da areia durante marés cheias, da qual muito se suspeita de sua importância (DESMARAIIS *et al.*, 2002; ELMIR *et al.*, 2007; FUJIOKA; BYAPPANAHALLI, 2001; GERBA, 2000; SOLO-GABRIELE *et al.*, 2000). Neste estudo, pela primeira vez foi modelado o efeito destas fontes.

Portanto, o emprego de modelos computacionais, como ferramentas para simulação dos padrões de circulação hidrodinâmica e qualidade de águas, é de fundamental importância para estudos em ambientes costeiros. Considerando a extrema complexidade dos sistemas naturais, o conceito de modelagem faz uso de aproximações que simplificam o caso em estudo, centrando a atenção nos principais fenômenos que atuam no corpo d'água (FEITOSA, 2003).

Os modelos hidrodinâmicos permitem obter o padrão de circulação do corpo d'água, definido pela magnitude das correntes e elevação diferencial do nível d'água ao longo do domínio modelado. Já os modelos de transporte e de qualidade de água permitem determinar a distribuição das concentrações do contaminante no corpo no hídrico. Estes últimos decorrem dos processos de advecção, determinados pelo modelo hidrodinâmico, difusão turbulenta e reações cinéticas de decaimento do contaminante (FEITOSA; ROSMAN, 2007), os quais serão detalhados a seguir.

3.8.1 Modelagem hidrodinâmica

A caracterização da hidrodinâmica marinha se constitui no passo inicial, e essencial, em diversos estudos sobre zonas costeiras, uma vez que as correntes marinhas determinam o movimento dos componentes dissolvidos e em suspensão que na água se encontram.

Os modelos hidrodinâmicos tiveram um grande impulso com o advento da informática, onde complexas equações diferenciais passaram a ser resolvidas com rapidez pelos computadores (BERZIN, 2003). Por meio da modelagem hidrodinâmica é possível obter, em cada instante de tempo, o padrão de circulação de um corpo d'água. Para tanto, faz-se uso dos princípios da conservação da quantidade de movimento em conjunto com a equação da continuidade, as quais governam a modelagem hidrodinâmica.

3.8.1.1 Conservação da quantidade de movimento

A mecânica do movimento para escoamento em regime turbulento é governada pelas equações de Navier-Stokes. Tais equações estabelecem que as mudanças no momento e aceleração de uma partícula fluída resultam das mudanças na pressão e forças viscosas dissipativas atuando dentro do fluido. Pelo princípio da conservação da quantidade de movimento (Segunda Lei de Newton), a variação temporal da quantidade de movimento de uma partícula é igual à resultante das forças nela atuantes:

$$\frac{d(mu_i)}{dt} = \Sigma \vec{F}_i \quad \therefore \quad \frac{d(\rho u_i)}{dt} = \frac{\Sigma \vec{F}_i}{\delta x \delta y \delta z} ; i = 1,2,3 \quad (5)$$

onde m é a massa da partícula ($\rho \delta x \delta y \delta z$), enquanto u_i e ΣF_i são as componentes na direção x_i , respectivamente da velocidade e da soma das forças atuantes na partícula.

3.8.1.1.1 Variação da quantidade de movimento

As mudanças nas propriedades de um fluido em movimento podem ser medidas de duas formas diferentes. Dá-se o nome de descrição Lagrangeana quando se descreve o movimento observando a trajetória da partícula que se move. Enquanto se denomina de descrição Euleriana quando se observa o movimento por meio do escoamento das partículas que passam pelo ponto de observação. No caso Lagrangeano o movimento é independente da posição do observador, porém para a descrição Euleriana o movimento depende da posição do observador (ROSMAN, 1997).

Como a descrição usual para movimentos de partículas fluidas é a Euleriana, qualquer variável depende da posição, a qual varia no tempo, e do tempo propriamente dito. Sob esta descrição, a variação da quantidade de movimento $d(\rho u_i)/dt$ assume a forma (ROSMAN, 1997):

$$\frac{d(\rho u_i)}{dt} = \underbrace{\frac{\partial(\rho u_i)}{\partial t}}_{\text{variação local}} + \underbrace{u_j \frac{\partial(\rho u_i)}{\partial x_j}}_{\text{variação advectiva}} \quad (6)$$

3.8.1.1.2 Resultante das forças atuantes sobre uma partícula

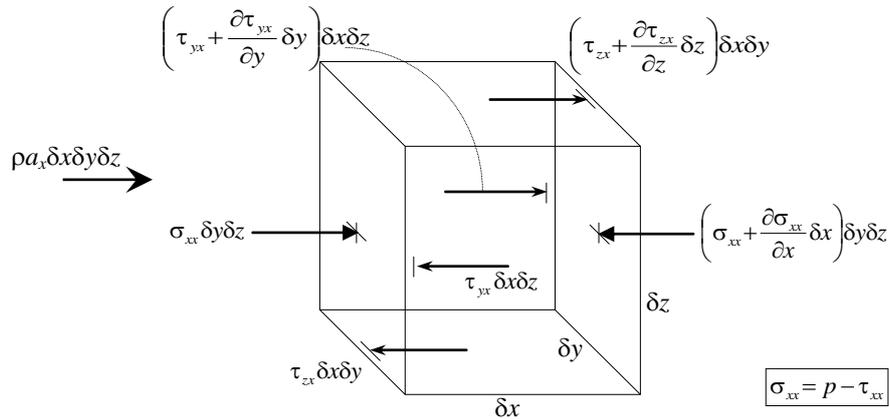
As forças que atuam em uma partícula podem ser de duas classes: as que agregam forças originadas pelo contato direto da partícula com o meio circundante (contato com partículas vizinhas, ação do vento e do fundo, etc) e as que agrupam as forças de campo que atuam sem contato direto (força peso, por exemplo).

A Figura 22 ilustra, na direção x , como as diversas forças atuam em uma partícula fluida de dimensões $\delta x \delta y \delta z$. As forças de contato são representadas pelas tensões multiplicadas pelas respectivas áreas do plano de atuação, enquanto as forças de campo por $\rho a_x \delta x \delta y \delta z$. Verifica-se que há dois tipos de tensões: as normais de tração e/ou compressão, representadas por σ_{xx} , e as tensões de atrito tangenciais às faces, no caso τ_{yx} e τ_{zx} , todas elas dependentes de movimentos, i.e. tensões dinâmicas, e são representadas pela letra τ . No caso da direção x , $\sigma_{xx} = p - \tau_{xx}$, onde p é a pressão hidrostática (ROSMAN, 1997).

Fazendo a soma das forças atuantes na direção x obtêm-se:

$$\frac{\Sigma F_x}{\delta x \delta y \delta z} = \underbrace{-\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial z}}_{\text{resultante das forças de contato}} + \underbrace{\rho a_x}_{\text{forças de campo}} \quad (7)$$

Figura 22 – Forças atuantes na direção X em uma partícula fluida.



Fonte: Rosman (1997).

Como as forças nas demais direções são semelhantes, pode-se escrever, usando a notação indicial, para as três direções:

$$\frac{\Sigma F_i}{\delta x \delta y \delta z} = \underbrace{-\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial \tau_{ij}}{\partial x_j}}_{\text{resultante das forças de contato}} + \underbrace{\rho a_i}_{\text{forças de campo}} \quad (8)$$

Para os corpos de água naturais, as forças de campo consideradas são:

a) Na direção z, o peso da partícula decorrente da atração gravitacional da Terra,

onde: $a_3 \equiv a_z = -g$

b) Nas direções x e y, a chamada Força de Coriolis:

$$a_1 = a_x = 2\Omega \text{sen} \theta v \text{ e } a_2 = a_y = -2\Omega \text{sen} \theta u$$

sendo Ω a velocidade de rotação da Terra ($=2\pi/86400$ rd/s), e θ o ângulo de Latitude (negativo no Hemisfério Sul e positivo no Hemisfério Norte).

Definidas as acelerações associadas às forças de campo pode-se reescrever a equação da soma das forças atuantes como:

$$\frac{\Sigma F_i}{\delta x \delta y \delta z} = \underbrace{-\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial \tau_{ij}}{\partial x_j}}_{\text{resultante das forças de contato}} + \underbrace{\rho(1 - \delta_{i3})a_i}_{\text{força de campo horizontal}} - \underbrace{\rho g \delta_{i3}}_{\text{força de campo vertical}} \quad (9)$$

3.8.1.2 Equação da quantidade de movimento

Tornando a igualar o resultante das forças atuantes sobre a partícula (cuja equação foi obtida anteriormente) com a variação da quantidade de movimento ($d(\rho u_i)/dt$), pode-se reescrever a Segunda Lei de Newton como:

$$\underbrace{\frac{\partial(\rho u_i)}{\partial t} + u_j \frac{\partial(\rho u_i)}{\partial x_j}}_{d(\rho u_i)/dt} = \underbrace{-\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial \tau_{ji}}{\partial x_j} + \rho(1 - \delta_{i3})a_i - \rho g \delta_{i3}}_{\Sigma \vec{F}_i / \delta x \delta y \delta z} \quad (10)$$

Uma vez que é usual desprezar a variabilidade da massa específica (ρ), exceto no termo de gravidade, substituindo-a por um valor de referência constante (ρ_0), a equação acima é reescrita adotando-se a conhecida aproximação de Boussinesq (ROSMAN, 1997):

$$\frac{\partial(u_i)}{\partial t} + u_j \frac{\partial(u_i)}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial \tau_{ji}}{\partial x_j} + (1 - \delta_{i3})a_i - \frac{\rho}{\rho_0} g \delta_{i3} \quad (11)$$

No caso de sistemas estuarinos é usual se adotar $\rho_0 = 1025 \text{ kg/m}^3$, e no caso de corpos de água doce, $\rho_0 = 1000 \text{ kg/m}^3$ (ROSMAN, 1997).

A equação da quantidade de movimento para as três dimensões pode agora ser escrita como segue (ROSMAN, 2011).

a) Na direção x:

$$\underbrace{\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z}}_{a_x} = \underbrace{-\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{1}{\rho_0} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right)}_{\Sigma \vec{F}_x / \rho_0 \delta x \delta y \delta z} + 2\Phi \text{sen}\theta v \quad (12)$$

b) Na direção y:

$$\underbrace{\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z}}_{a_y} = \underbrace{-\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0} \left(\frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right)}_{\Sigma \vec{F}_y / \rho_0 \delta x \delta y \delta z} + 2\Phi \text{sen}\theta u \quad (13)$$

c) Na direção z:

$$\underbrace{\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z}}_{a_z} = \underbrace{-\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{1}{\rho_0} \left(\frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right)}_{\Sigma \vec{F}_z / \rho_0 \delta x \delta y \delta z} - \frac{\rho}{\rho_0} g \quad (14)$$

onde u , v , e w são respectivamente, as componentes do vetor velocidade nas direções x , y , e z . A direção vertical z é positiva para cima e sua origem pode ser convenientemente definida no nível médio da superfície da água. Φ é a velocidade angular de rotação da Terra no sistema de coordenadas local e os termos com Φ são as forças de Coriolis, no qual θ é o ângulo de Latitude. As acelerações de Coriolis apresentadas nessas equações consideram apenas o efeito devido às componentes horizontais do campo de escoamento, já que a componente vertical do campo de velocidades é desprezível em escoamentos de grande escala em corpos de água rasos. τ_{ij} é o tensor de tensões turbulentas, expresso através da notação usual (ROSMAN, 2011):

$$\tau_{ij} = \nu_{ij} \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \quad [i, j = 1, 2, 3] \quad (15)$$

onde ν_{ij} é a viscosidade turbulenta.

3.8.1.3 Equação da continuidade

O volume de uma partícula de água pode mudar por variações na pressão ou na temperatura. Entretanto, constata-se que nos escoamentos naturais as variações de volume por variação de pressão são desprezíveis. Ou seja, em escoamentos naturais a água se comporta como se fosse um fluido incompressível, isto é, o volume de um conjunto de partículas, $\Delta x \Delta y \Delta z$, em um dado escoamento, sempre continua o mesmo (ROSMAN, 1997):

$$\frac{d(\Delta x \Delta y \Delta z)}{dt} = 0 \quad (16)$$

Uma vez que é mais fácil medir a velocidade de escoamento de um conjunto de partículas do que seu volume, expandindo a derivada da equação acima e dividindo-a pelo volume, obtém-se:

$$\frac{1}{\Delta x} \frac{d(\Delta x)}{dt} + \frac{1}{\Delta y} \frac{d(\Delta y)}{dt} + \frac{1}{\Delta z} \frac{d(\Delta z)}{dt} = 0 \quad (17)$$

Como a derivada da diferença é igual à diferença das derivadas:

$$\frac{\Delta}{\Delta x} \frac{dx}{dt} + \frac{\Delta}{\Delta y} \frac{dy}{dt} + \frac{\Delta}{\Delta z} \frac{dz}{dt} = 0 \quad \therefore \quad \frac{\Delta}{\Delta x} u + \frac{\Delta}{\Delta y} v + \frac{\Delta}{\Delta z} w \quad (18)$$

Levando-se ao limite em que Δx , Δy e Δz tendem a zero, resulta na conhecida equação da continuidade, a qual representa a imposição da condição de escoamento incompressível:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \therefore \quad \nabla u = 0 \quad (19)$$

Essa equação é uma imposição geométrica sobre o campo de escoamento admissível, forçando que o divergente da velocidade do escoamento em qualquer ponto seja zero. Isso é equivalente a dizer que o volume ocupado por um grupo de partículas fluidas em escoamento permanece constante pois, do contrário, se o volume se expandisse, as partículas estariam divergindo e o divergente do escoamento seria positivo, enquanto se o volume das mesmas se contraísse, as partículas estariam convergindo e o divergente do escoamento seria

negativo. Conseqüentemente, o termo “continuidade” deve ser entendido como continuidade do “volume” (ROSMAN, 2011).

3.8.2 Modelagem do transporte de contaminantes

A evolução da concentração de uma substância presente ou introduzida no meio aquático depende da ação combinada de três processos:

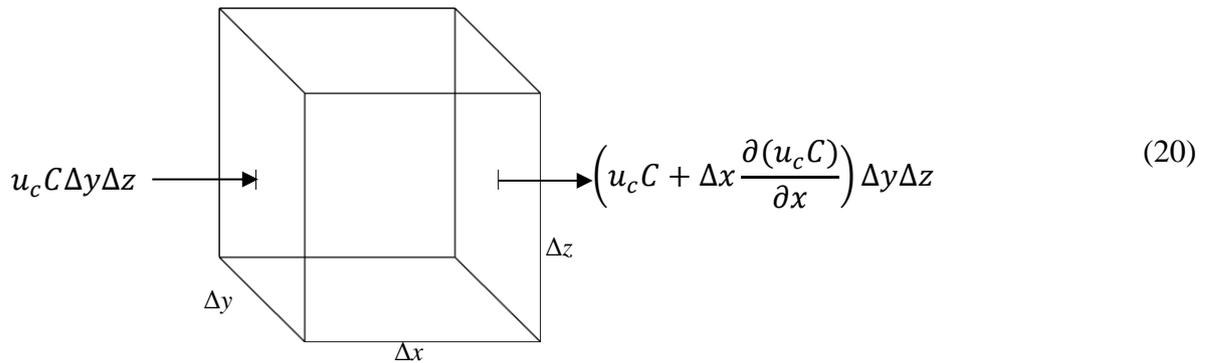
- a) advecção ou transporte pelas correntes existentes no meio;
- b) difusão turbulenta ou dispersão a qual reduz as diferenças de concentração;
- c) transformação que atuam sobre substâncias não conservativas, reduzindo ou mesmo aumentando suas concentrações.

O processo advectivo caracteriza-se pelas variações locais de concentração do constituinte (substância, poluente, bactéria, etc.) provocadas pelo transporte de massa, o qual é realizado pelos sistemas regulares de circulação das águas, caracterizados por seu campo de velocidade. Já os processos difusivos caracterizam-se pelas variações locais de concentração do constituinte por movimentos irregulares da água, conhecidos por turbulência, que ocorrem simultaneamente com a difusão molecular em micro escala. Estes processos são caracterizados pela troca local do constituinte sem um transporte efetivo da água, sendo proporcionais aos gradientes de concentração (ROSMAN, 1997).

Pelo Princípio da Conservação de Massa, a variação por unidade de tempo da massa de um determinado constituinte, dentro de certo volume de controle, é igual ao fluxo de entrada menos o fluxo de saída mais a massa resultante das reações de produção e consumo (reações cinéticas) no interior deste volume na unidade de tempo.

Em um cubo de dimensões Δx , Δy e Δz , a massa de um contaminante nele presente em certo instante de tempo corresponde ao produto de sua concentração (C) pelo volume do cubo ($\Delta x \Delta y \Delta z$). Tomando com exemplo a Figura 23, a qual representa os fluxos de entrada e saída na direção x através da área $\Delta y \Delta z$ com a componente de velocidade do transporte do contaminante na direção x igual a u_c , o fluxo de saída pode ser obtido a partir do fluxo de entrada por expansão em séries de Taylor ao longo de Δx , onde, considerando o volume de controle suficientemente pequeno a ponto de ser considerada uma variação de fluxo quase linear, apenas os dois primeiros termos são relevantes.

Figura 23 – Balanço de massa de contaminante na direção X, considerando relevantes apenas os dois primeiros termos da expansão em série de Taylor.



Fonte: Rosman (1997).

Reescrevendo a equação acima para as três direções e adicionando o efeito das transformações sofridas pelo contaminante, obtém-se a seguinte equação de conservação de massa, a qual descreve a variação da concentração do contaminante no decorrer do tempo:

$$\underbrace{\frac{\partial(C \Delta x \Delta y \Delta z)}{\partial t}}_{\text{variação do contaminante no tempo}} = \underbrace{- \left(\frac{\partial u_c C}{\partial x} + \frac{\partial v_c C}{\partial y} + \frac{\partial w_c C}{\partial z} \right) \Delta x \Delta y \Delta z}_{\text{balanço do fluxo}} + \underbrace{\Sigma R_c \Delta x \Delta y \Delta z}_{\text{reações de consumo ou produção do contaminante}} \quad (21)$$

Não sendo o volume de controle função do tempo, a equação pode ser simplificada para:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \left(\frac{\partial u_c C}{\partial x} + \frac{\partial v_c C}{\partial y} + \frac{\partial w_c C}{\partial z} \right) + \Sigma R_c \quad (22)$$

Ou, de modo mais compacto, pela adoção da notação indicial:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial u_{ci} C}{\partial x_i} + \Sigma R_c \quad (23)$$

Na equação acima a velocidade de transporte do contaminante (com componentes u_c , v_c e w_c) não é resolvível, pois não se consegue medir a exata velocidade com que o contaminante é transportado no meio. O que é resolvível, e mensurável, é a velocidade do escoamento ou velocidade hidrodinâmica (com componentes u , v , w). Para resolver este impasse, usa-se um artifício de modo a separar o fluxo do contaminante em uma parte resolvível e outra não resolvível (ROSMAN, 1997):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (u_{ci} C + u_i C - u_i C) + \Sigma R_c \quad \therefore \frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} \overbrace{(u_i C)}^{\text{fluxo resolvível}} - \frac{\partial}{\partial x_i} \overbrace{([u_{ci} - u_i] C)}^{\text{fluxo não resolvível}} + \Sigma R_c \quad (24)$$

A parcela de fluxo resolvível corresponde ao fluxo advectivo, enquanto a parcela não resolvível corresponde ao fluxo difusivo. Embora o fluxo difusivo não seja resolvível, o seu efeito resultante pode ser contabilizado enquanto houver diferenças de concentração no meio por intermédio da conhecida Lei de Fick (ROSMAN, 1997), a qual estabelece que o fluxo difusivo resultante é proporcional ao gradiente de concentrações e ocorre no sentido contrário a este, podendo ser representada como:

$$[u_{ci} - u_i]C\delta_{ij} = -D_c \left(\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial C}{\partial z} \right) = -D_c \delta_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \quad (25)$$

onde D_c é o coeficiente de difusão molecular, ou difusividade molecular, do contaminante no meio, δ_{ij} é o chamado delta de Kroenecker que foi introduzido para permitir a notação indicial e vale 1 quando $i = j$, do contrário seu valor é zero. Introduzindo a Lei de Fick na Equação 24, pode-se escrever o principio da conservação da massa por unidade de volume como (ROSMAN, 1997):

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Variação local no tempo}} = \underbrace{-\frac{\partial u_i C}{\partial x_i}}_{\text{balanço do fluxo advectivo}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_c \delta_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right)}_{\text{balanço do fluxo difusivo}} + \underbrace{\Sigma R_c}_{\text{reações de consumo ou produção}} \quad (26)$$

E, finalmente, expandido a derivada do termo advectivo e usando a condição de escoamento incompressível (Equação 19), chega-se a equação abaixo conhecida como equação de transporte advectivo difusivo com reações cinéticas:

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Variação local no tempo}} + \underbrace{u_i \frac{\partial C}{\partial x_i}}_{\text{balanço do fluxo advectivo}} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_c \delta_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right)}_{\text{balanço do fluxo difusivo}} + \underbrace{\Sigma R_c}_{\text{reações de consumo ou produção}} \quad (27)$$

3.8.3 Modelagem do decaimento bacteriano

Desde que se considere as condições mencionadas (incompressibilidade e variação de fluxo quase linear), a equação de transporte mostrada anteriormente se aplica a qualquer tipo de substância, seja ela conservativa ou não. No caso de substâncias não conservativas, aquelas tais que estão sujeitas a processos de transformação no meio aquático envolvendo a redução ou mesmo incremento de sua concentração, suas taxas de transformação são parâmetros cruciais na modelagem de seu comportamento na coluna d'água.

Conforme discutido no item 3.7.4, os contaminantes bacteriológicos estão sujeitos a fenômenos de decaimento, os quais conduzem a redução de suas concentrações seguindo uma reação de primeira ordem ($dC/dt = -kC$). Muitos modelos consideram a constante k dependente da temperatura, salinidade e radiação solar, por ser estes os principais fatores de degradação bacteriana (ALKAN *et al.*, 1995; CANTERAS *et al.*, 1995; YUKSELEN *et al.*, 2003). Outros inserem ainda um quarto fator relativo à predação destes microrganismos pela biota presente no meio (YANG *et al.*, 2000).

Para o desenvolvimento de tais modelos, ensaios em laboratório ou em campos são realizados de modo a simular as condições ambientais próximas às reais, porém de forma controlada, permitindo a avaliação dos efeitos dos fatores ambientais, isolados ou em conjunto, sobre as taxas de decaimento de determinada espécie ou grupos de bactérias.

O Quadro 5 mostra algumas formulações disponíveis na literatura para cálculo do decaimento bacteriológico, aplicáveis a coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, discutidas em detalhes por Feitosa e Rosman (2007). Tais autores, avaliando os modelos matemáticos mencionados, concluem que é melhor optar por modelos que não consideram os efeitos da predação, em função das incertezas e aleatoriedade deste processo, causando grandes variações nas taxas de decaimento.

Quadro 5 – Modelos de decaimento apresentados por Feitosa e Rosman (2007).

Autores	Modelo
Bellair <i>et al.</i> (1977)	^a $T_{90} = 3,4\bar{I}^{-0,42}$
Chamberlim e Mitchell (1978)	^b $k = k_l\bar{I}$; (com k_l entre 0,321 e 0,385)
Mancini (1978)	^b $k_{TS} = [0,8 + 0,006 \times (\% \text{águasalgada})]1,07^{(T-20)} + \bar{I}$
Šolić e Krstulović (1992)	$T_{90} = \exp(3,985 - 0,0043R_s - 0,0187T)$
Canteras <i>et al.</i> (1995)	^d $k = 2,533 \times 1,04^{(T-20)} \times 1,012^S + 0,113\bar{I}$
Sarıkaya e Saatçi (1995)	^b $k_L = -0,3566 + 0,0789\bar{I}$; $p/\bar{I} > 10$
	$k_L = -0,06 + 0,065\bar{I}$; $p/\bar{I} < 10$
Guillaud <i>et al.</i> (1995)	^e $T_{90} = 53683\bar{I}^{-0,66}$
Yang <i>et al.</i> (2000)	$k_p = -2,8787 \times 10^2 + 3,4919 \times 10^7 L + 1,4365 \times 10^3 S$

Fonte: Feitosa e Rosman (2007).

T_{90} em horas; k e k_L em h^{-1} ; k_{TS} em dia^{-1} ; T em $^{\circ}C$; S em $\%$; ^a \bar{I} em MJ/m^2 ; ^b \bar{I} em cal/cm^2h ; ^c \bar{I} em $langley/h$; ^d \bar{I} e R_s em W/m^2 ; ^e \bar{I} em $\mu E/m^2h$.

3.8.3.1 Radiação solar

Como já mencionado, a sobrevivência de contaminantes bacterianos no meio é fortemente dependente da radiação solar presente. Conseqüentemente, a taxa de decaimento

bacteriano será diretamente proporcional à quantidade de radiação incidente nestes organismos.

Da radiação solar emitida pelo sol e que alcança a Terra, parte é atenuada pelas camadas da atmosfera devido à absorção, espalhamento e reflexão. Até alcançar a superfície terrestre, a quantidade de energia está sujeita a fatores como intensidade solar, distância entre a terra e o sol, posição do sol, cobertura de nuvens, conteúdo de vapor de água na atmosfera e poluição do ar. Uma vez alcançada à superfície do mar, a intensidade da radiação novamente estará sujeita aos efeitos da absorção, espalhamento e reflexão.

Considerando-se a lei de Lambert-Beer, a intensidade luminosa (I_0) de uma fonte incidente sobre uma superfície do mar decresce com a espessura do meio (H) conforme a equação (GUILLAUD *et al.*, 1995):

$$I = I_0 e^{-k_e H} \quad (28)$$

onde k_e é coeficiente de extinção vertical de luminosidade e I é a intensidade da radiação a uma certa profundidade.

Valores de k_e em águas costeiras variam desde $0,15 \text{ m}^{-1}$, em águas límpidas costa fora (*offshore*) com $0,1 \text{ mg/l}$ de material particulado, a cerca de 21 m^{-1} em águas bastante turvas com 140 mg/L de material particulado (EMERY; THOMSON, 2001).

De acordo com Feitosa (2003), uma das maneiras mais fáceis, embora menos precisas, para determinar K_e é por meio da utilização do disco de Secchi, definindo a profundidade de Secchi como a profundidade ao longo da coluna d'água em que o disco passa a não ser mais visível. Para o autor acima, o coeficiente K_e pode ser obtido pela relação empírica $K_e = (1,7 \text{ a } 1,9)/\text{profundidade de Secchi}$.

Conforme ilustrado na Tabela 11, os dados do monitoramento executado pelo LABOMAR a serviço da CAGECE mostram valores de K_e variando de $0,42$ a $0,56$ na área de influência do emissário de Fortaleza. Esses dados demonstram que nessa área a água tem baixa transparência, resultante da combinação de fatores tais como as condições de tempo (intensidades luminosa e nebulosidade, as quais determinam a produtividade primária, além de chuvas e ventos), velocidade e direção das correntes costeiras e intensidade de mistura da coluna d'água. Tais variações se refletem na intensidade do processo fotossintético, pois este depende essencialmente da energia luminosa, cuja capacidade de penetração varia em função da transparência da água. Os fatores citados também interferem diretamente na ressuspensão de sedimentos finos depositados em momentos anteriores no solo marinho da área.

Em uma análise de sensibilidade e incertezas associadas a um modelo bidimensional para avaliação da concentração de *E. coli* em águas rasas durante um período de um ano, Cea *et al.* (2011) encontraram que o coeficiente de extinção luminosa é o parâmetro mais relevante na estimativa das concentrações, representando até 50% de toda a variância observada. Ainda segundo estes autores a variabilidade da temperatura da água e da radiação solar incidente devem ser cuidadosamente medidos e impostos ao modelo, uma vez que também são relevantes fontes de incertezas. Ao contrário desses parâmetros, a flutuação anual da salinidade, altura de onda e difusão turbulenta juntas contribuíram com apenas 2% da variância observada com o modelo.

Tabela 11 – Exemplos de profundidade de Secchi e coeficiente de extinção luminosa (k_e) nas estações monitoradas na área de influência do emissário de Fortaleza (fevereiro de 2007).

Estação	Profundidade de Secchi (m)	* k_e
1	3	0,56
2	3,5	0,48
3	4	0,42
4	2,5	0,68
5	3	0,56
6	3,5	0,48
7	2,5	0,68
8	3	0,56
9	3,5	0,48
10	2	0,85
11	2,5	0,68
12	3	0,56
Média	3	0,58

Fonte: adaptado de LABOMAR (2007) e complementado pelo autor. * $k_e = 1,7/\text{Secchi}$.

Quanto à intensidade de luz incidente na superfície (I_0), este dado pode ser estimado a partir de formulações propostas por Martin e McCutcheon (1999), *apud* Feitosa (2007), ou por Brock (1981), *apud* Carvalho (2003), ou medida diretamente com uso de radiômetros em estações meteorológicas como feito por Yukselen *et al.* (2003). Alternativamente, Alkan *et al.* (1995) e Yang *et al.* (2000), usando uma fonte de luz artificial para simular em laboratório os efeitos da luz solar sobre cepas de *E. coli* diluídas em água marinha, quantificaram a intensidade luminosa na superfície da água com luxímetros. No Ceará a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) possui estações meteorológicas automatizadas chamadas de Plataformas de Coleta de Dados (PCD), as quais, dentre outros parâmetros meteorológicos, são capazes de medir a radiação incidente total na superfície a intervalos de uma hora.

3.8.4 Ferramentas computacionais para modelagem ambiental

A escolha do modelo computacional mais adequado pode advir de uma série de fatores ou conjunto destes, formando um critério de decisão que pode ser composto dos seguintes itens (FORTIS, 2005):

- a) tipo de fonte de poluição – é de extrema importância que a escolha do modelo satisfaça a forma de introdução da carga poluidora, cujo lançamento pode ser através de uma fonte pontual ou não;
- b) processos dominantes do transporte de massa e de mistura – o tipo de corpo d'água irá ditar o processo dominante de transporte de massa e de mistura do poluente. Além disto, o tamanho da área de interesse para a análise é fator chave na determinação de tais processos dominantes. A análise pode levar em conta a zona de mistura regulatória ou uma bacia hidrográfica em questão;
- c) transformação e destino do poluente – o modelo deve ser escolhido em função da análise a ser realizada do poluente. Alguns modelos não levam em conta as transformações químicas ou a taxa de decaimento bacteriano, já outros analisam apenas alguns mecanismos de transformação;
- d) análise em tempo real como ferramenta de decisão – devem ser avaliados o tempo de processamento, a funcionalidade do pós-processamento e a habilidade de geração de informações por meio de representação gráfica ou tabular para interpretação dos resultados de modo a prover uma tomada de decisão confiável;
- e) interface gráfica amigável – o nível de experiência ou conhecimento sobre o assunto irá ditar a facilidade do uso de um determinado modelo. Alguns modelos mais complexos exigem que o usuário tenha um treinamento especializado, enquanto modelos mais simples necessitam apenas de uma conceituação básica sobre o assunto;
- f) requisitos de dados de entrada – também é função da complexidade do modelo. Quando alguns dados não estão disponíveis e a sua aquisição requer o consumo de dispendiosos recursos (físico, financeiro e tempo), a aplicação destes modelos mais complexos deve ser muito objetiva ou deve-se utilizar simplificações plausíveis, eliminando assim esforços extras e minimizando custos adicionais;

g) necessidade de calibração do modelo – os resultados da modelagem computacional devem ser plausíveis e coerentes. Um conhecimento básico prévio do fenômeno a ser analisado ajuda a interpretar e verificar a veracidade dos resultados.

Independentemente da ferramenta computacional adotada, o caráter fortemente aleatório dos fenômenos naturais envolvidos dificilmente permitem a abordagem de todos os processos existentes. No entanto algumas destas ferramentas permitem, de forma aproximada, estimar a mistura, transporte e reações de diversas substâncias de interesse nos sistemas aquáticos. A eficácia de qualquer um deles estará sempre sujeita a um adequado processo de calibração dos mesmos.

A seguir são apresentadas rapidamente algumas ferramentas computacionais atualmente disponíveis para modelagem hidrodinâmica de transporte e decaimento de contaminantes em corpos d'água.

3.8.4.1 CORMIX

Cornell Mixin Zone Expert System (CORMIX) é um sistema computacional recomendado pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA), como um programa de análise e prognóstico do lançamento e dispersão de efluentes domésticos e industriais em diversos tipos de corpos d'água, além de também permitir a verificação do atendimento aos parâmetros de qualidade da água em relação à legislação vigente (FORTIS, 2005).

Sua ênfase principal é na geometria e nas características de diluição da zona de mistura inicial. Em adição, o sistema também prevê o comportamento da pluma a longas distâncias em condições homogêneas de correntes e, complementarmente, possui dois pós-processadores que estão ligados ao CORMIX, mas podem também ser usados independentemente, o CORJET para análise detalhada do comportamento do campo próximo dos jatos boiantes e o FFLOCATR para aplicação no campo distante em rios ou estuários submetidos a condições ambientais uniformes (SANTOS, 2002).

O CORMIX é um modelo analítico numérico, baseado em métodos integrais, que utiliza as equações governantes de conservação de massa e quantidade de movimento e variáveis como massa do poluente, densidade, temperatura e salinidade, sendo solucionadas ao longo do eixo central da trajetória do jato e fornecendo o resultado de diluição inicial do poluente a ser analisado, o comportamento da pluma do efluente a grandes distâncias, além de

verificar a ocorrência de recirculação e impacto bentônico nas circunvizinhanças do lançamento (FORTIS, 2005).

3.8.4.2 *Visual Plumes*

O *Visual Plumes* é um programa desenvolvido e disponibilizado gratuitamente pela USEPA, consistindo de uma série de subsistemas para análise, predição e desenho de descargas aquosas em cursos d'água, com ênfase na geometria e nas características de diluição da zona inicial de mistura, aplicando-se em ambientes estratificados ou não e a poluentes conservativos ou não com decaimento de primeira ordem. Os modelos adotados de diluição inicial pelo *Visual Plumes* são focados principalmente em descargas submersas, incluindo os modelos DKHW, NRFIELD, UM3 e, adicionalmente, o modelo PDS para descargas superficiais, um algoritmo de Brooks para predição de diluição e largura do campo distante e um modelo estocástico para o campo distante (FRICK, 2004).

3.8.4.3 *DKHW*

DKHW é um modelo de pluma tridimensional que pode ser usado em descargas do tipo simples e multiportas. Utiliza o método integral Euleriano para resolver as equações do movimento para a trajetória da pluma, tamanho, concentração e temperatura. Nesta abordagem, a distância é a variável independente, ao contrário da formulação Lagrangeana onde a variável independente é o tempo (FRICK, 2004).

3.8.4.4 *UM3*

UM3 é um modelo Lagrangeano que utiliza a hipótese sobre o carreamento da área projetada (*Project-Area-Entrainment* - PAE), a qual avalia o carreamento forçado, isto é, a taxa de incorporação de massa do meio à pluma por ação da corrente. Neste processo, a pluma incorpora as substâncias do meio ambiente para dentro de seu volume. Pode-se admitir como sendo um processo em que o fluido passa para dentro da pluma, por meio de sua superfície externa. (FRICK, 2004).

3.8.4.5 *NRFIELD (RSB)*

NRFIELD (RSB) é um modelo empírico para difusores multiportas baseado no estudo experimental destes difusores em correntes estratificadas, assumindo que o difusor pode ser representado por uma linha fonte. Esta suposição pode ter implicações importantes

em zonas de mistura pequenas, nas quais as plumas podem não estar fundidas. (FRICK *et al.*, 2003). Este modelo incorpora como dados de entrada as características do ambiente como séries temporais de velocidade e direção de correntes nas profundidades disponíveis e perfis de densidade da água, além das características do difusor e do efluente. A partir destas informações, o mesmo calcula, dentre outros, os seguintes parâmetros: diluição inicial, altura, em relação ao difusor, máxima concentração e espessura da pluma. (CARVALHO, 2003).

O algoritmo de Brooks para campos distantes realiza cálculos simples de dispersão em função do tempo de residência e da largura do campo de esgoto formado, fornecendo estimativas de mecanismos altamente variáveis, como o decaimento bacteriano, o qual depende grandemente da variação de intensidade da radiação ultravioleta (FRICK *et al.*, 2003).

3.8.4.6 FRFIELD

O FRFIELD é um modelo estocástico de curto termo que utiliza séries temporais de dados oceanográficos medidos (correntes e densidades) e características da descarga e do difusor, acoplado diretamente ao modelo de campo próximo. Este modelo é usado para estimar a variabilidade espacial de algumas propriedades estatísticas da pluma ao redor do difusor, incluindo as frequências de visitação e excedência (CARVALHO, 2003).

3.8.4.7 MOHID

O Modelo Hidrodinâmico (MOHID) é um sistema de modelagem hidrodinâmico tridimensional desenvolvido pelo Centro de Pesquisa Tecnológica Marinha e Ambiental (MARETEC) do Instituto Técnico Superior (IST) da Universidade Técnica de Lisboa. Este sistema permite uma filosofia de modelagem unificada, não apenas em termos de processos físicos e biogeoquímicos, mas também de diferentes escalas e sistemas, permitindo o uso de modelos aninhados e o estudo de estuários e bacias de drenagem, pois suas ferramentas computacionais podem ser usadas para o estudo do ciclo da água de forma integrada (IST, 2006; BRAUNSCHWEIG *et al.*, 2004).

O pacote de modelos do sistema compreende:

- a) MOHID *Water* – programa numérico que permite a simulação de massas de água superficial;
- b) MOHID *Land* – programa numérico que permite a simulação de bacias hidrográficas;

- c) *MOHID River Network* – programa numérico que permite a simulação de redes hidrográficas;
- d) *MOHID Soil* – programa numérico que simula a dinâmica de solos de pequenas escalas.

3.8.4.8 *AQUALAB*

O programa AquaLab, desenvolvido pelo Grupo de Emissários Submarinos e Saneamento Litoral da Universidade de Cantabria, contém um conjunto de modelos numéricos focados no conhecimento e análise das características hidrodinâmicas e de qualidade das águas de rios estuários e outras zonas costeiras, permitindo a avaliação do transporte e da evolução de substâncias contaminantes e do comportamento do oxigênio dissolvido e da DBO. Os seus modelos numéricos se diferenciam em dois grupos: os que se destinam às análises hidrodinâmicas bi e tridimensionais (H2D e H3D) e os que resolvem as equações de transporte, dispersão e cinéticas de reação (TC2D e TO2D) todos em duas dimensões (UC, 2001).

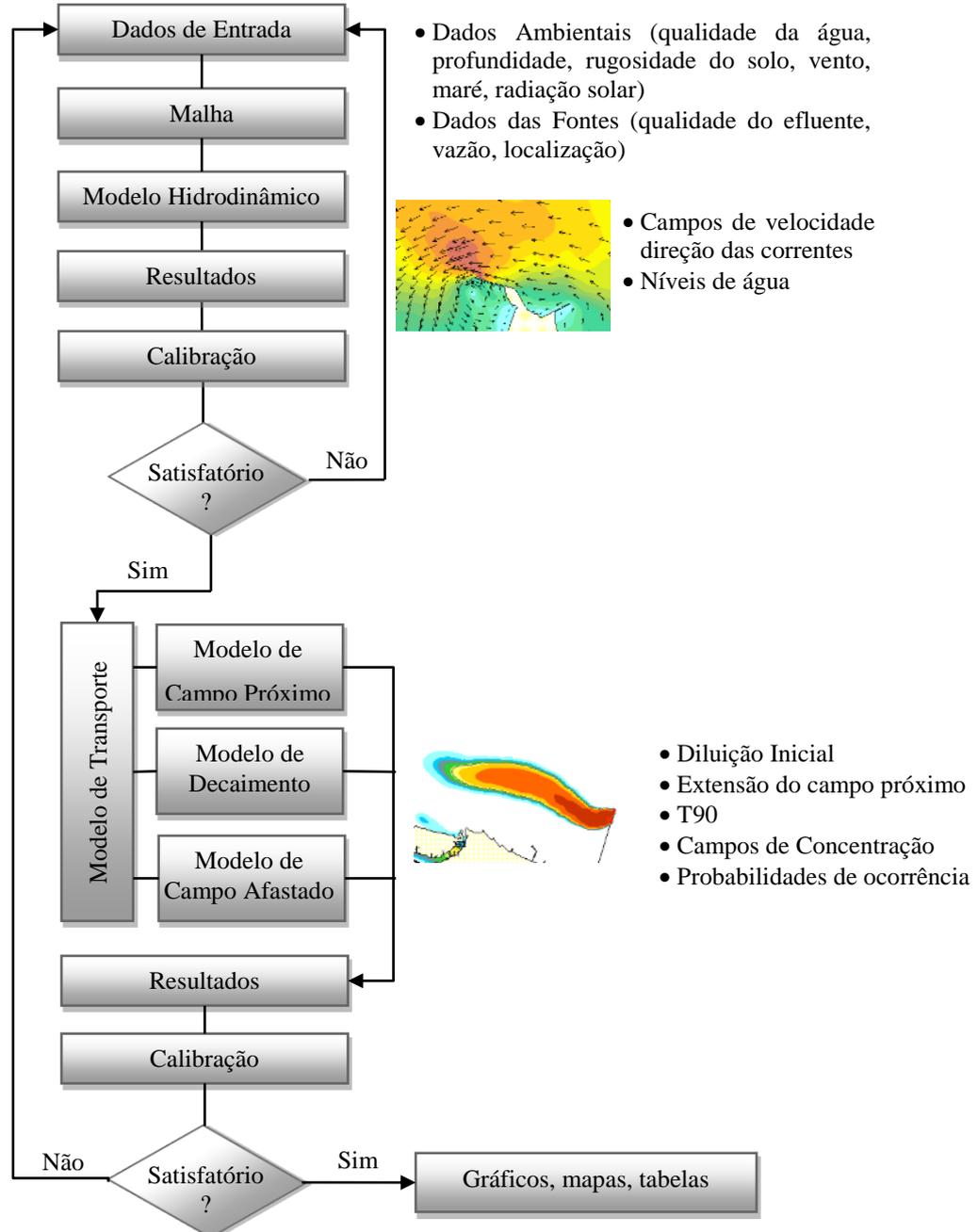
3.8.4.9 *SisBaHiA*

O Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA) é um sistema profissional de modelos computacionais registrado pela Fundação COPPETEC da Universidade Federal do Rio de Janeiro, cuja licença é gratuita para uso não-comercial. O software foi desenvolvido na COPPE/UFRJ pelo Programa de Engenharia Oceânica (PENO) para simulação hidrodinâmica, de transporte euleriano ou lagrangeano de soluto e sedimentos em estuários e águas costeiras, qualidade de água, geração e propagação de ondas, além de análise e previsão de marés. Ao longo dos últimos 25 anos, ele tem sido aprimorado, calibrado e validado em diversos estudos de campo (ROSMAN, 2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

A Figura 24 mostra de forma esquemática os principais passos metodológicos adotados no desenvolvimento da tese, os quais serão melhor esclarecidos no decorrer do texto.

Figura 24 – Fluxograma de modelagem utilizado



Fonte: o autor

A resolução das equações que governam a hidrodinâmica e o transporte de substâncias (item 3.8) exige que as condições iniciais e de fronteira sejam fornecidas. Para

aplicar o modelo de forma conveniente, além de tais condições, é necessário também definir valores realistas de batimetria e geometria da área de interesse (domínio).

As condições iniciais, fornecidas aos modelos hidrodinâmicos, foram velocidades nulas e elevação da superfície livre correspondente à elevação do nível d'água no instante inicial de cada respectivo modelo, obtida a partir da previsão da maré para aquele instante. Esta situação é chamada de “partida a frio”, por não se ter conhecimento de nenhum resultado prévio adequado para ser usado como condição inicial.

Já as condições de fronteira (ou de contorno) podem ser horizontais e verticais. As condições de contorno para o módulo vertical são a prescrição de velocidade nula no fundo e da tensão do vento na superfície livre. Quanto às condições de contorno horizontais elas são de terra ou abertas. A fronteira de terra corresponde às margens do corpo de água objeto da modelagem, tendo informadas as condições de afluência de seus rios e riachos. A fronteira aberta representa o limite hídrico do domínio modelado, não sendo, ao contrário da fronteira de terra, um limite físico. Nela são prescritas as condições de elevação da superfície livre, diferenças de fase e ângulos em condições de afluxo ou efluxo.

Após realizar testes iniciais com as seguintes ferramentas computacionais CORMIX, Visual Plumes, SisBaHiA, MOHID e AQUALAB, escolheu-se o SisBaHiA como ferramenta definitiva para modelagem hidrodinâmica, transporte e decaimento dos contaminantes na região. O SisBaHiA foi selecionado por ser o único daqueles a possuir, simultaneamente, uma integração entre os modelos hidrodinâmicos e de transporte, acoplamento entre estes e os modelos de qualidade, de campo próximo e de campo distante, além de sofisticada modelagem de decaimento bacteriano, tendo sido inclusive aplicado em diversos projetos de emissários submarinos.

4.1 SisBaHiA

Optou-se neste trabalho por uma breve descrição da ferramenta computacional adotada, apontando suas principais características que permitem uma compreensão geral do mesmo. Uma descrição detalhada do esquema numérico implementado no SisBaHiA não é relevante para os objetivos deste trabalho, podendo o mesmo ser encontrado na referência técnica da ferramenta, disponível em: www.sisbahia.coppe.ufrj.br.

O SisBaHiA é composto pelos seguintes módulos (ROSMAN, 2011):

- a) modelo Hidrodinâmico – modelo de circulação hidrodinâmica 3D ou 2DH, otimizado para melhor representação de escoamentos em domínios naturais

com geometria complexa. Seus processos de calibração são minimizados devido a fatores como: discretização espacial via elementos finitos quadráticos e transformação σ , permitindo ótimo mapeamento de corpos de água com linhas de costa e batimetrias complexas, campos de vento e atrito do fundo podendo variar dinamicamente no tempo e no espaço. Aceita inclusão de efeitos de gradientes de densidade acoplando modelos de transporte de sal e calor dos Modelos de Qualidade de Água a modelos hidrodinâmicos, assim como a inclusão de evolução morfológica do fundo acoplado ao modelo de transporte de sedimentos.

- b) modelo de transporte Euleriano – modelo de uso geral para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas para escoamentos 2DH ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D;
- c) modelos de qualidade de água e eutrofização – conjunto de modelos de transporte Euleriano para simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade de água e indicadores de eutrofização: sal, OD-DBO, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e biomassa, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D;
- d) modelos de transporte de sedimentos e evolução morfológica do fundo – computam transporte de sedimentos e taxas de erosão e sedimentação no fundo, podendo funcionar dinamicamente acoplado a um modelo hidrodinâmico, permitindo assim realizar estudos de evolução morfológica de fundo;
- e) modelo de transporte Lagrangeano determinístico – modelo de uso geral para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas, para camadas selecionadas de escoamentos 3D ou 2DH. Este modelo é particularmente adequado para simulações de plumas de emissários ou pontos de lançamentos de efluentes ao longo da costa, permitindo a simulação de plumas de esgoto com vazões e decaimento bacteriano (T_{90}) variáveis com a época do ano, horas do dia, cobertura de nuvem, etc;
- f) modelo de transporte Lagrangeano probabilístico – acoplado ao modelo anterior, permite obtenção de resultados probabilísticos computados a partir de N eventos ou de resultados ao longo de períodos de tempo T. Exemplos de resultados: probabilidade de toque no litoral, probabilidade de passagem (ou visita) de manchas ou plumas contaminantes ou com concentração acima de

um valor limite, probabilidade de passagem com tempo de vida inferior a um limite dado, etc.

g) modelo de campo próximo e de decaimento para emissários e fontes pontuais – inserido no Modelo de Transporte Lagrangeano funciona dinamicamente acoplado a um modelo hidrodinâmico, considerando as características geométricas de linhas difusoras, perfis verticais variáveis de densidade no meio receptor, turbidez variável da água para computo da incidência de radiação solar. A radiação solar é computada em função da latitude e longitude da localidade, variando a partir da data e hora de início da simulação e da variação da cobertura de nuvem. No caso de análises de balneabilidade, aceita diferentes tipos de bactéria, tais como coliformes termo tolerantes, *E. coli* e enterococos, além de curvas de decaimento prescritas pelo usuário.

Dentre os modelos acima, neste estudo foram utilizados apenas os modelos hidrodinâmicos, de transporte Lagrangeano e de campo próximo e decaimento, os quais serão mais bem detalhados a seguir.

Dados de monitoramentos executados pelo LABOMAR na área do emissário e avaliados por Pereira *et al.* (2007), mostraram não haver estratificação térmica e halina na região monitorada. Estas condições são reflexo de uma coluna de água completamente misturada, permitindo o uso de modelos bidimensionais, razão pela qual os modelos de transporte foram trabalhados apenas na forma 2D, usou-se os modelos hidrodinâmicos 3D apenas na fase de calibração e avaliação das correntes marinhas produzidas frente aos valores medidos em campo.

4.1.1 Modelo Hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico utilizado no presente trabalho gera campos de corrente em corpos d'água rasos com superfície livre, cujos gradientes de densidade não sejam relevantes. O mesmo permite trabalhar com correntes promediadas na vertical (módulo 2DH) e/ou conhecer o perfil vertical tridimensional de correntes (módulo 3D) influenciado pelas tensões de atrito na superfície e no fundo. O modelo resolve as equações de Navier-Stokes fornecendo a cada passo de tempo, a posição da superfície livre e o campo de velocidades dentro do domínio considerado.

O modelo hidrodinâmico é de linhagem *Filtered in Space and Time* (FIST), otimizado para corpos d'água naturais. A linhagem FIST representa um sistema de

modelagem de corpos d'água com superfície livre composta por uma série de modelos hidrodinâmicos, nos quais a modelagem da turbulência é baseada em técnicas de filtragem. No modelo FIST3D, a discretização espacial é feita por uma malha de elementos finitos Lagrangeanos subparamétricos, utilizando-se triângulos ou quadriláteros com seis ou nove nós respectivamente. É possível utilizar os dois tipos de elementos numa mesma malha, possibilitando maior adequação aos contornos e batimetria irregulares (ROSMAN, 2011).

Em computações de escoamentos 3D, o modelo 2DH é um módulo acoplado integrado no processo de solução. Computações 3D + 2DH são inteiramente acopladas, sendo ambas feitas em todos os passos de tempo. O modelo 3D usa a elevação da superfície livre computada pelo modelo 2DH, e tem uma condição de equalização: as médias na vertical dos perfis 3D têm que igualar as velocidades 2DH. Em sequência, o módulo 2DH utiliza as tensões de atrito no fundo, obtidas dos perfis verticais de velocidade calculados no módulo 3D. Em simulações puramente 2DH, o modelo 2DH funciona de modo independente e o atrito no fundo é calculado pela usual formulação (ROSMAN, 2011).

A rotina de solução 2DH usa o processo iterativo GMRES (*Generalized Minimum Residual Method*). O esquema de solução 3D é implícito na direção vertical e explícito nos níveis horizontais. Assim, ao longo de cada coluna de água representada por um nó de malha visto de topo, resulta um problema numérico 1D. Os problemas 1D são tratados em esquemas de diferenças finitas, usando o método de varredura dupla na solução. Uma opção de solução numérico-analítica é também disponível para computação dos perfis de velocidade 3D. Tal opção é mais rápida e dá resultados adequados em regiões de escoamento com acelerações advectivas pequenas (ROSMAN, 2011).

4.1.2 Modelo de transporte Lagrangeano

Os campos de velocidade produzidos pelo modelo hidrodinâmico, descrito anteriormente, foram utilizados para modelar o transporte advectivo/difusivo das partículas lançadas pelas diversas fontes de contaminação.

Os modelos de transporte Lagrangeanos representam os lançamentos dos contaminantes no meio através de um determinado número finito de partículas lançadas a intervalos de tempos regulares em uma região fonte. As partículas são dispostas, no instante do lançamento, de maneira aleatória dentro desta região, sendo então advectadas pelas correntes produzidas pelo modelo hidrodinâmico. As trajetórias destas partículas, representativas da nuvem de contaminantes, são compostas por duas componentes: uma

determinística, obtida a partir das velocidades fornecidas pelo modelo hidrodinâmico; e uma outra aleatória, a qual é inserida com o intuito de representar os deslocamentos decorrentes da turbulência do escoamento (FEITOSA, 2007).

Desta forma, a incógnita básica não é a concentração (como o seria nos modelos Eulerianos), mas sim a posição de partículas discretas e o que se interpola são as velocidades obtidas do modelo hidrodinâmico (ROSMAN, 1997).

Estes tipos de modelo permitem, com bastante eficiência, conhecer o campo de dispersão de efluentes em corpos d'água receptores. Sua principal vantagem é sua fácil aplicação a fontes com escala reduzida e a fortes gradientes. A posição da partícula, P^{n+1} , no instante de tempo $(n+1)\Delta t$ é calculada a partir de uma expansão de série de Taylor partindo da posição anterior P^n , no instante $n\Delta t$ (ROSMAN, 2011):

$$P^{n+1} = P^n + \Delta t \frac{dP^n}{dt} + \frac{\Delta t^2}{2!} \frac{d^2 P^n}{dt^2} + \underbrace{\frac{\Delta t^3}{3!} \frac{d^3 P^n}{dt^3}}_{TAO} + \dots \quad (29)$$

onde TAO. são termos de alta ordem desprezados. Assumindo que no transporte advectivo de um escalar passivo as partículas deslocam-se com as mesmas velocidades das correntes do corpo receptor, as derivadas temporais da posição são obtidas a partir do campo de velocidades calculado pelo modelo hidrodinâmico (2DH ou 3D) da seguinte forma;

$$\frac{dP}{dt} = \vec{V}(u, v, w) \text{ e } \frac{d^2 P}{dt^2} = \frac{d\vec{V}}{dt} = \frac{\partial \vec{V}}{\partial t} + u \frac{\partial \vec{V}}{\partial x} + v \frac{\partial \vec{V}}{\partial y} + w \frac{\partial \vec{V}}{\partial z} \quad (30)$$

O espalhamento das partículas causado pela difusão turbulenta do ambiente é simulado introduzindo-se um desvio aleatório (v), que é somado às velocidades advectivas.

Para o cálculo das concentrações, o modelo estabelece uma grade de distribuição que abriga toda a mancha de contaminante. Definindo-se a posição da partícula, divide-se sua massa por cada célula de grade associada conforme uma função de distribuição especificada.

A massa equivalente de contaminante em cada partícula lançada pela fonte é dada por:

$$M_0 = \frac{Q_e C_e \Delta t}{N_P} \quad (31)$$

onde N_P é o número de partículas lançadas por unidade de tempo Δt , e Q_e e C_e são a vazão e a concentração do efluente na fonte, respectivamente. Em um determinado instante após o lançamento da partícula de massa M_0 , a parcela de massa m_i na posição $x_i + y_i$ é dada por (CARVALHO, 2003):

$$m_i(x_i, y_i, z_i) = \frac{M(t)f(x_i, y_i, z_i)}{\sum_{n=1}^N f(x_n, y_n, z_n)} \quad (32)$$

Havendo reações cinéticas de produção e consumo, a massa da partícula irá variar em função do tempo, podendo ser especificado um decaimento de primeira ordem para as bactérias indicadoras como:

$$M(t) = M_0 e^{(-kt_v)} \quad (33)$$

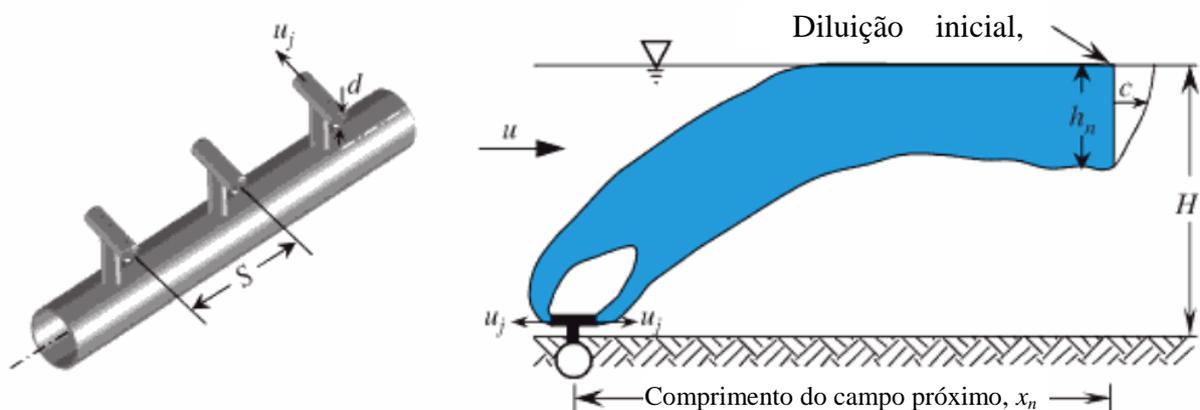
onde t_v é o tempo de vida da partícula e k é o coeficiente de decaimento bacteriano apresentado a seguir.

A concentração do contaminante em cada célula da grade é então obtida pela divisão do somatório de todas as parcelas de massa do contaminante, alocadas na célula, pelo volume da mesma.

4.1.2.1 Modelo de campo próximo

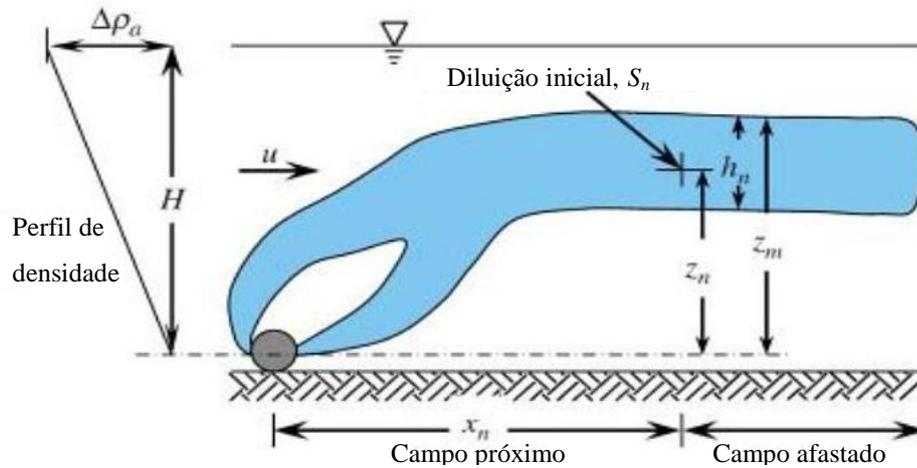
Acoplado ao modelo de transporte Lagrangeano, as versões mais recentes do SisBaHiA incorporam um modelo de campo próximo com o qual é possível gerar as diluições iniciais, comprimento, espessura e altura da pluma de efluentes no campo próximo. Tal modelo considera as características geométricas das linhas difusoras e os perfis verticais variáveis de densidade no meio receptor, utilizando para tanto as formulações propostas por Roberts, 1979 e Roberts *et al.*, 1989a, 1989b (*apud* FEITOSA; ROSMAN, 2007). As Figura 25 e Figura 26 ilustram as variáveis envolvidas no modelo adotado pelo SisBaHiA, enquanto o Quadro 6 sumariza parte das equações por ele usadas.

Figura 25 – Diagrama de uma pluma de efluentes lançados por um conjunto de difusores em ambiente não estratificado



Fonte: adaptado de Roberts *et al.* (2010).

Figura 26 – Diagrama de uma pluma de efluentes lançados por um conjunto de difusores em ambiente estratificado.



Fonte: adaptado de Roberts *et al.* (2010).

Quadro 6 – Equações usadas pelo SisBaHiA para cálculo das propriedades do campo próximo.

Não- Estratificado	Equação para fontes em linha	Número de Froude (F)	Ângulo das correntes	S/H
Diluição mínima (S_n)	$S_n q/b^{1/3} H = 0,27$ $S_n q/uH = 0,58$	$<0,1$ $>0,1$	Independente Perpendicular	
Comprimento do campo próximo (x_n)	$x_n/H = 0,9$	$<0,1$		$<0,3$
	$x_n/H = 2,8$	$<0,2$		>1
	$x_n/H = 2,5F^{1/3}$	$>0,2$		$<0,3$
	$x_n/H = 5,2F^{1/3}$	$>0,2$		$0,5 \leq S/H < 4,5$
Espessura da pluma (h_n)	$h_n/H = 0,3$			
Altura do topo da pluma (z_m)	$z_m = H$			
Estratificado	Equação para fontes em linha	Número de Froude (F)	Ângulo das correntes	
Diluição mínima (S_n)	$S_n qN/b^{2/3} = 0,97$	$<0,1$	Independente	
	$S_n qN/b^{2/3} = 2,19F^{1/6} - 0,52$	$>0,1$	Perpendicular	
Comprimento do campo próximo (x_n)	$x_n/l_b = 2$	$<0,1$	Independente	
	$x_n/l_b = 8,5F^{1/3}$	$>0,1$	Perpendicular	
	$x_n/l_b = 10,969F^{0,1839}$	$>0,1$	Paralelo	
Espessura da pluma (h_n)	$h_n/l_b = 1,8$	$<0,1$	Independente	
	$h_n/l_b = 2F^{-1/8}$	$>0,1$	Perpendicular	
	$h_n/l_b = 2$	$>0,1$	Paralelo	
Altura do topo da pluma (z_m)	$z_m/l_b = 2,6$	$<0,1$	Independente	
	$z_m/l_b = 2,5F^{-1/6}$	$>0,1$	Perpendicular	
	$z_m/l_b = 2,8F^{-1/24}$	$>0,1$	Paralelo	

Fonte: adaptado de Feitosa e Rosman (2007).

F = variante do número de Froude, dado por u^3/b ; u = velocidade das correntes; q = vazão por metro linear da tubulação difusora; b = fluxo de empuxo ($=g_0'q$); g_0' = aceleração modificada da gravidade ($=g(\rho_a - \rho_0)/\rho_0$, onde ρ_a é densidade da água e ρ_0 do efluente) H = profundidade local; N = frequência de Brunt-Vaisala, dada por $\sqrt{-\frac{g}{\rho_a} \frac{d\rho}{dz}}$; l_b = escala de comprimento, dada por $b^{1/3}/N$; S = espaçamento entre difusores.

O valor de F (número de Froude) descreve as magnitudes relativas, das forças sobre o efluente, devido ao empuxo, e a inércia do escoamento ambiente. Para pequenos valores de F , fica evidente um escoamento governado pelo empuxo da descarga efluente, ao

passo que para elevados valores de F , temos um escoamento governado pelos efeitos das correntes do ambiente. (FEITOSA; ROSMAN, 2007).

4.1.2.2 Modelo de decaimento bacteriano

Adicionalmente ao modelo de campo próximo, o modelo Lagrangeano também possui um modelo de decaimento bacteriano acoplado, o qual considera os efeitos da radiação solar, salinidade e absorção da luz pela coluna d'água. Para tanto faz uso da formulação proposta por Mancini (1978), modificada conforme descrição a seguir, e computa a radiação solar incidente na superfície através do método proposto por Martin e McCutcheon (1999 *apud* FEITOSA; ROSMAN, 2007), utilizando a latitude e longitude da localidade, data e hora das simulações e cobertura de nuvem. Independente da formulação adotada, a ferramenta permite ainda o uso de diferentes curvas de decaimento prescritas pelo usuário.

Mancini (1978), obteve a seguinte relação da taxa de decaimento com a temperatura, salinidade e radiação solar:

$$k_d = \left[0,8 + 0,006(\% \text{Água Salgada}) \right] \cdot 1,07^{(t-20)} + \frac{I_0}{k_e H} \left[1 - e^{-k_e H} \right] \quad (34)$$

onde:

t é a temperatura em °C;

$\% \text{Água salgada}$ é o percentual da água salgada que varia de 0 a 100%, sendo este último correspondente à salinidade de 3,5%;

I_0 a radiação solar incidente na superfície em Ly/h;

K_e o coeficiente de extinção luminosa em m^{-1} e

H a profundidade em metros.

O valor de K_d obtido representa o valor médio da taxa de decaimento bacteriano, em dia^{-1} , ao longo da coluna d'água até a profundidade de H metros.

Esse modelo, porém não leva em consideração as diferenças de sensibilidade à radiação, intrínsecas a cada espécie de bactéria. Esta limitação pode ser contornada pelo modelo proposto por Chamberlim e Mitchell (1978), *apud* Carvalho (2003), no qual o decaimento bacteriano é dado por:

$$k = k_t I_0 e^{-k_e z} \quad (35)$$

onde:

k = taxa de decaimento bacteriano (hora⁻¹)

k_t = coeficiente de proporcionalidade que mede a sensibilidade de um organismo específico (cm²cal⁻¹)

I_0 = intensidade de luz incidente na superfície da água (cal cm⁻²hora⁻¹)

k_e = coeficiente de extinção vertical da luz na água do mar (m⁻¹)

z = profundidade (m)

Estes mesmos autores apresentaram coeficientes de proporcionalidade (k_t) de diversos organismos. Este coeficiente exprime a sensibilidade do organismo em relação à foto-oxidação, sendo apresentada parcialmente na Tabela 12 uma compilação elaborada por estes autores.

Tabela 12 – Comparação de estimativas de valores de k_t .

Organismo	Estudo	k_t (cm ² /cal)
Grupo Coliforme	14 estudos de campo (média)	0,481
	24 estudos de campo (média)	0,168
	61 estudos de laboratório (média)	0,136
<i>Escherichia coli</i>	4 estudos de campo (média)	0,362
	4 estudos de laboratório (média)	0,354
Streptococos fecais (Reclassificado como Enterococos)	3 estudos de laboratório mínimo	0,048
	máximo	0,123
	3 estudos de campo (média)	0,00
	1 estudo de campo	0,007
	12 estudos de campo (média)	0,091

Fonte: Carvalho (2003),

Em situações de ambiente não estratificado, a pluma de esgotos formada se encontra entre a superfície e uma profundidade H . Assumindo-se que a pluma está completamente misturada dentro de sua espessura, a taxa média de decaimento bacteriano é dada por:

$$\bar{k} = k_t I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right) \quad (36)$$

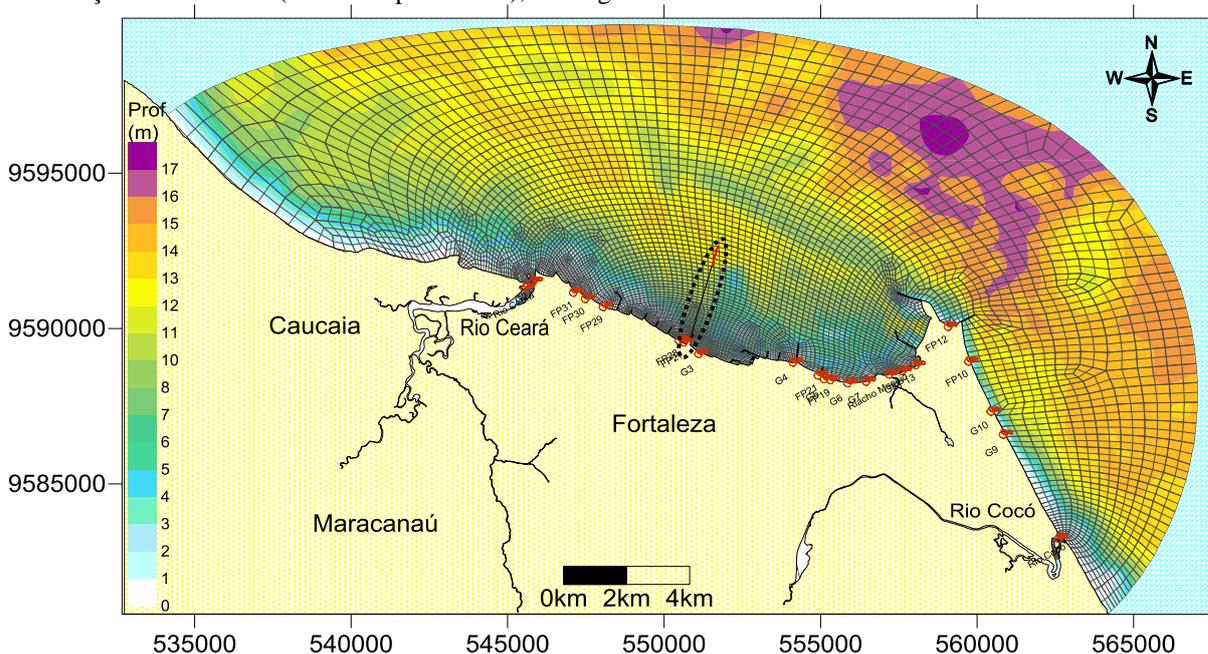
Substituindo-se na equação 34, obtém-se a equação abaixo, a qual já se encontra acoplada ao modelo de transporte lagrangeano do SISBAHIA na versão usada na tese:

$$k_d = \left[0,8 + 0,006(\% \text{ÁguaSalgada}) \right] \cdot 1,07^{(t-20)} + k_t I_0 \left(\frac{1 - e^{-k_e H}}{k_e H} \right) \quad (37)$$

4.2 Região modelada

A Figura 27 mostra o domínio modelado, incluindo a malha e batimetria usadas nos modelos. Após ajustes e redesenhos de 9 versões anteriores, chegou-se a esta versão final da malha com 1.783 elementos quadráticos e 7.564 nós, abrangendo uma área marinha de 283 km² e margeando 43 km de linha costeira das quais cerca de 29 km são praias usadas para banho, sendo 19 em Fortaleza e 10 no município vizinho de Caucaia. Procurou-se desenhar a malha de forma a permitir um maior detalhamento das áreas de maior interesse (difusores, foz dos rios e galerias) e daquelas de circulação complexa (espigões e porto). Com isto as áreas dos elementos da parte oceânica foram se reduzindo em direção à costa. Os elementos localizados próximos à fronteira aberta tiveram dimensões de até 600m de lado, enquanto aqueles próximos à costa (fronteira de terra) tiveram dimensões de no mínimo 20m, dependendo do grau de interesse sobre os trechos de praia ou complexidade do contorno.

Figura 27 – Domínio de modelagem, incluindo malha e batimetria (em relação ao nível de redução-NR), além da localização do emissário (dentro do pontilhado), rios e galerias usados nos modelos.



Fonte: o autor

Como já mencionado no início deste capítulo, em função de não haver estratificação termo-halina na área de interesse, foram empregados apenas modelos bidimensionais nas simulações que visavam avaliar a qualidade das águas. A execução dos modelos hidrodinâmicos com a malha acima em um notebook *Intel Core i3* com quatro núcleos de 2,13 Ghz cada e 4 Gbyte de memória RAM, demandou um tempo entre 20 e 30 horas para cada mês simulado, representando ganhos de tempo entre 24 e 36 vezes.

4.2.1 Batimetria

A batimetria e rugosidade do leito marinho foram obtidas das cartas náuticas da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN) números 701 (escala 1:13.0000) e 710 (escala 1:50.000) mostradas na Figura 28 e atualizadas até 2011.

Para geração do mapa batimétrico mostrado na Figura 27 foram digitalizadas manualmente 2.395 pontos de profundidade das cartas náuticas mencionadas, sendo então produzida uma grade de 30x30m para interpolação pelo método de Kriging (ANDRIOTTI, 2004) e posterior importação, pelo SisBaHiA, das profundidades de cada nó da malha.

4.2.2 Rugosidade

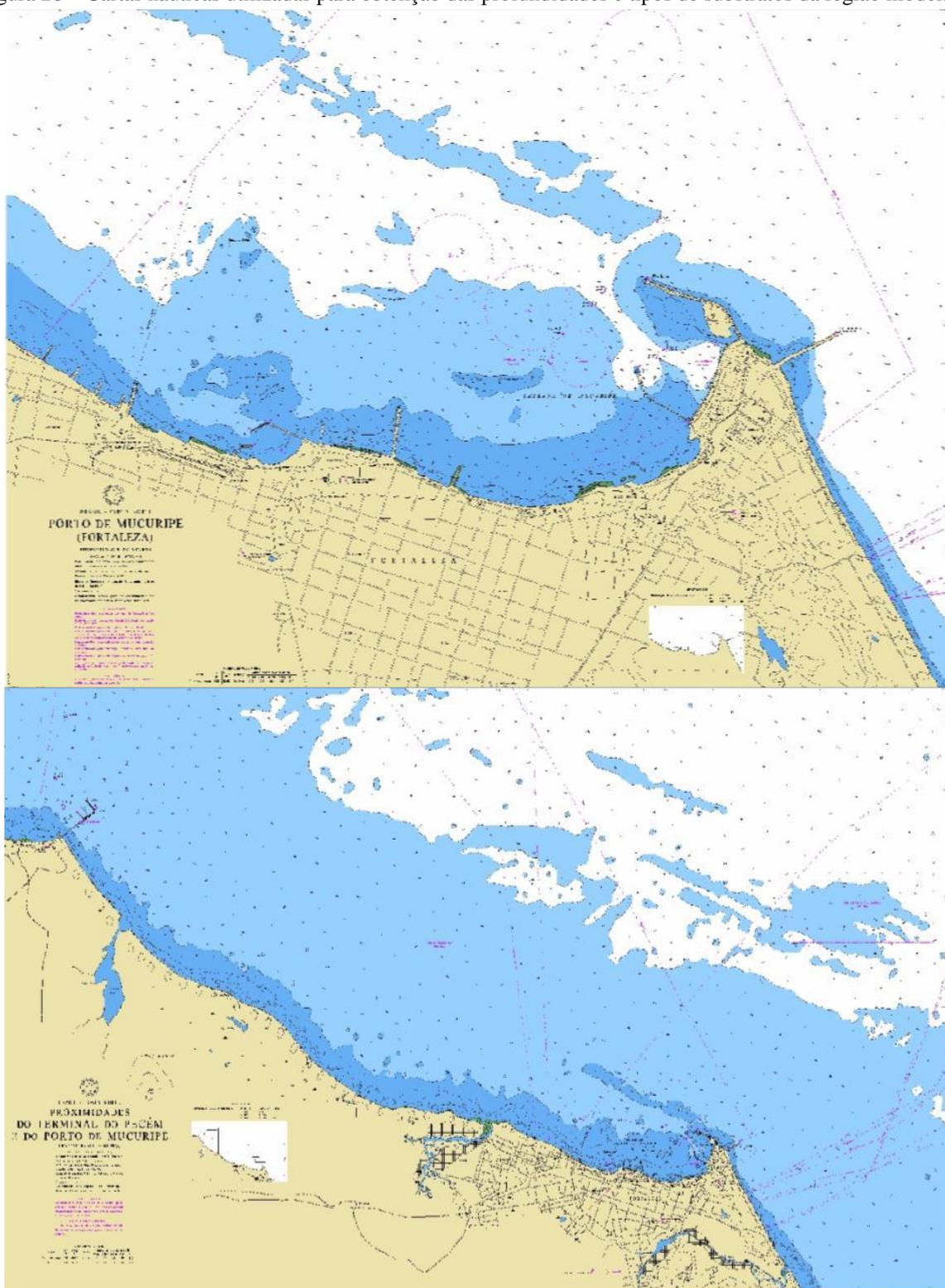
A rugosidade do leito marinho utilizada nos modelos hidrodinâmicos foi obtida a partir da conversão das classes de sedimentos identificados nas cartas acima. Utilizou-se os critérios mostrados na Tabela 13 para conversão do tipo de solo indicado na carta em valores de rugosidade.

Tabela 13 – Valores de amplitude da ruga (rugosidade) usados para converter os tipos de solo das cartas náuticas.

Legenda	Descrição	Amplitude (mm)
L	Lama	5
Arg	Argila	10
Af	Areia fina	15
A.L	Areia com Lama	15
A.Arg	Areia com Argila	20
A.L.Cal	Areia com Lama e calcário	20
Am	Areia Média	20
A	Areia	25
A.cal.Con	Areia com calcáreo e Conchas	25
Af.Con	Areia Fina com Conchas	25
Ag	Areia Grossa	30
Am.Con	Areia média com Conchas	30
Ag.cal	Areia grossa com calcáreo	35
A.L.Cor	Areia com Lama e Coral	40
A.cal	Areia com Calcáreo	40
A.Cor.Com	Areia com Coral e Conchas	50
A.Cor	Areia com coral	50
A.con	Areia com conchas	50
Cor	Coral	50
Ag.P	Areia grossa com pedras	50
Ag.Con	Areia grossa com Conchas	50
A.C	Areia com Cascalho	50
C	Cascalho	60
A.P	Areia com Pedras	80
P	Pedras	100

Fonte: o autor a partir de dados da DHN (<https://www.mar.mil.br/dhn/dhn/index.html>).

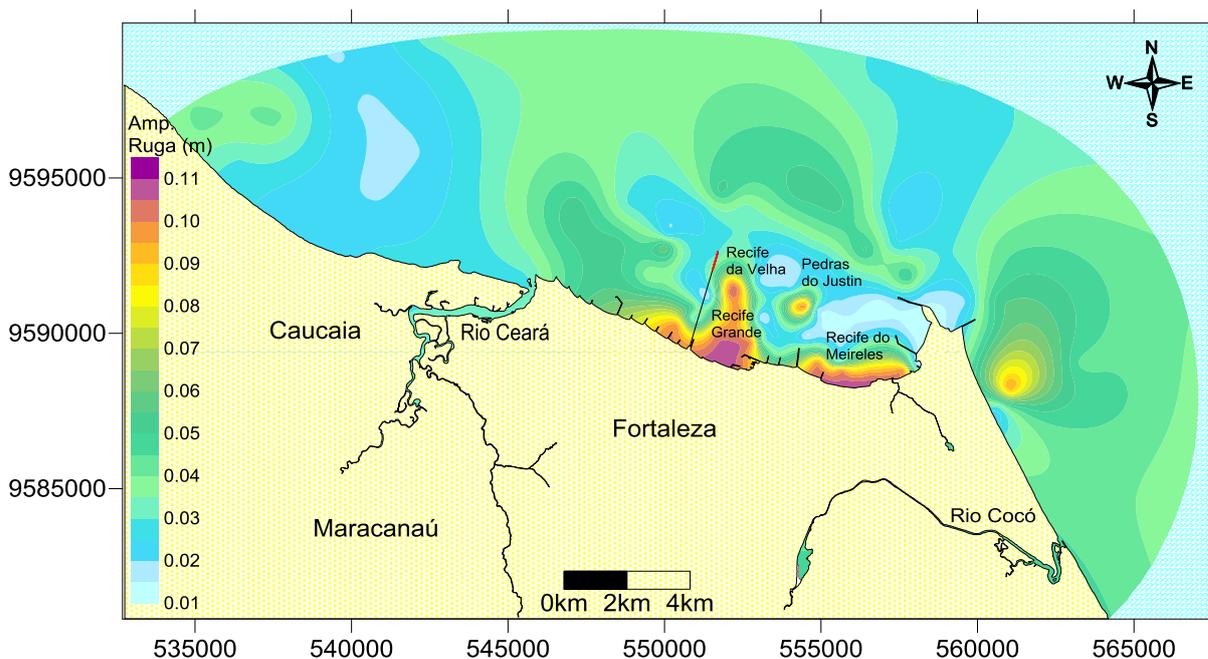
Figura 28 – Cartas náuticas utilizadas para obtenção das profundidades e tipos de substratos da região modelada.



Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação – DHN (<https://www.mar.mil.br/dhn/dhn/index.html>).

Para geração do mapa de rugosidade mostrado na Figura 29 foram digitalizadas manualmente 143 pontos de tipo de solo das cartas náuticas mostradas e convertidos em amplitude de ruga (rugosidade). Após interpolação pelo método de Kriging (ANDRIOTTI, 2004), utilizando-se uma grade de 100x100m, as rugosidades de cada nó da malha foram importadas pelo SISBAHIA.

Figura 29 – Mapa de rugosidade do domínio modelado. Áreas de maior rugosidade são referentes a arrecifes existentes no local.



Fonte: o autor.

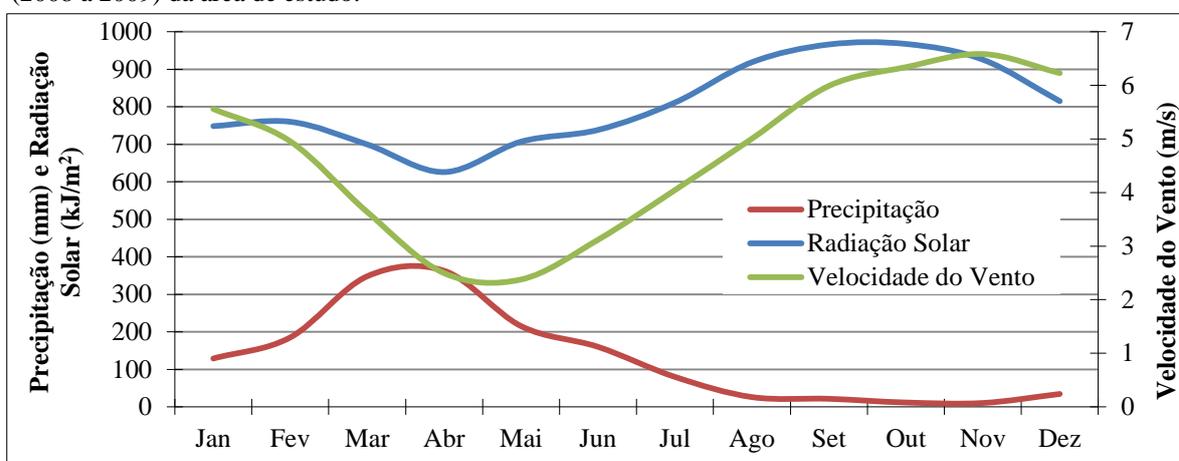
4.2.3 Condições iniciais e de contorno

Os modelos hidrodinâmicos foram partidos com as elevações previstas para as respectivas datas e horas de início. Utilizou-se uma condição de contorno aberto com nível médio de 1,6 metros em todos os modelos hidrodinâmicos, uma vez que esta era a altura acima do nível de redução (NR), em relação ao nível médio do mar, indicada nas cartas náuticas cuja batimetria foi empregada. Com relação à condição de afluxo, prescreveu-se para todos os nós da fronteira aberta direções variando entre -60° e -40° em relação ao eixo X (equivalentes a 150° e 130° em relação ao norte geográfico), de forma a respeitar a fisionomia das costas leste e oeste do domínio modelado. Contudo, posteriormente se desistiu de impor tal prescrição por não trazer ganhos à qualidade dos resultados gerados.

4.3 Seleção dos Cenários de Modelagem

A cidade de Fortaleza possui dois períodos estacionais, sendo um chuvoso entre fevereiro e maio e outro seco (Figura 30). Como se observa nesta figura, há uma variação sazonal dos ventos oposta ao período chuvoso, com maiores intensidades nos meses secos. Com relação à radiação solar, esta é maior no período seco devido a menor cobertura de nuvens. Para representar estes cenários foram selecionados os meses de março e outubro como representativos de distintas condições.

Figura 30 – Média mensal da precipitação (1974 a 2008), intensidade de vento (2008 a 2009) e radiação solar (2008 a 2009) da área de estudo.



Fonte: o autor a partir de dados da FUNCEME (www.funceme.br).

4.4 Cargas Contaminantes

4.4.1 Emissário Submarino de Fortaleza

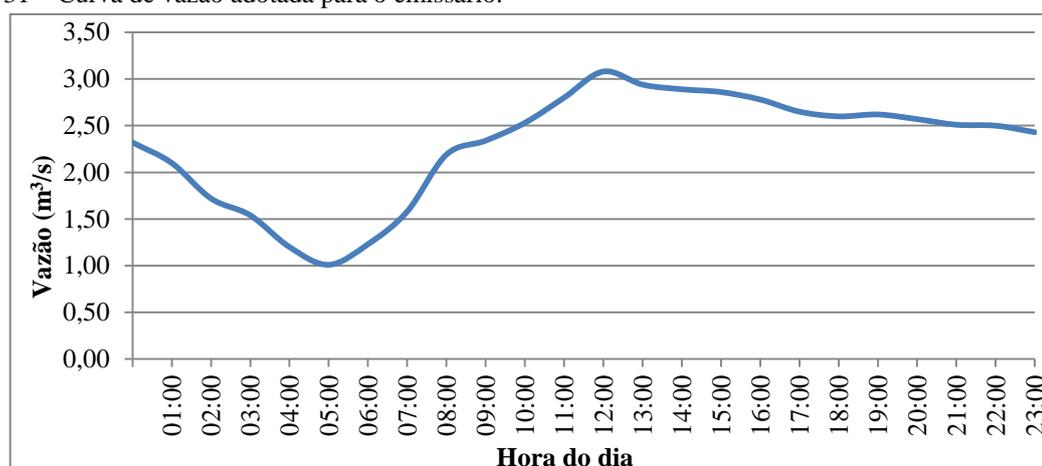
A Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), responsável pela operação do emissário submarino de Fortaleza, possui um Centro de Controle Operacional de Esgoto (CECOE) onde, dentre várias outras atividades, controla e monitora as vazões de esgotos lançados pelo emissário. Foram usadas vazões variadas no tempo, obtidas de dados fornecidos pela CAGECE, correspondendo a médias horárias do mês de novembro de 2008 (Tabela 14 e Figura 31).

Tabela 14 – Vazão de efluentes lançados pelo emissário submarino de Fortaleza.

Hora	00:00	01:00	02:00	03:00	04:00	05:00	06:00	07:00	08:00	09:00	10:00	11:00
Vazão (m³/s)	2,32	2,10	1,72	1,54	1,20	1,01	1,23	1,58	2,19	2,34	2,53	2,80
Hora	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00	19:00	20:00	21:00	22:00	23:00
Vazão (m³/s)	3,08	2,94	2,89	2,86	2,78	2,65	2,60	2,62	2,57	2,51	2,50	2,43

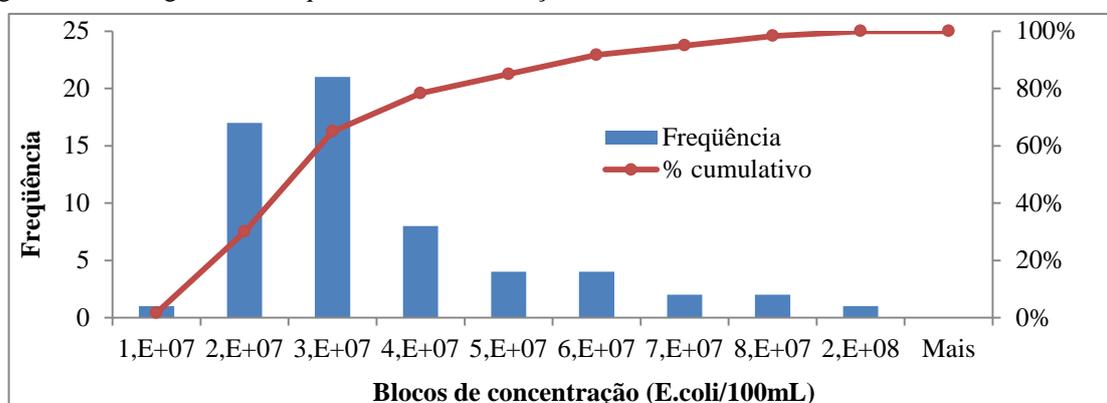
Fonte: o autor a partir de dados da CAGECE.

Figura 31 – Curva de vazão adotada para o emissário.



Fonte: o autor a partir de dados da CAGECE.

Para todos os horários foram adotadas concentrações de *E. coli* de 3×10^7 NMP/100mL, correspondente à média geométrica das análises mensais executadas pela CAGECE dos efluentes encaminhados ao emissário entre 2007 e 2011, as quais mostraram boa homogeneidade dos resultados, com 95% das observações entre 1 e 7×10^7 NMP/100mL (Figura 32).

Figura 32 – Histograma de frequência das concentrações de *E. coli* monitoradas entre 2007 e 2011 na EPC.

Fonte: o autor a partir de dados da CAGECE.

4.4.2 Galerias pluviais

Para as cargas contaminantes aportadas pelos rios e galerias pluviais, foram usadas as vazões obtidas por meio de campanhas de campo levadas a cabo em março e outubro de 2009 pelo Laboratório de Geomorfologia Costeira (LGCO) da Universidade Estadual do Ceará e concentrações de coliformes termotolerantes monitoradas mensalmente pela SEMACE.

Para a medição da vazão o referido estudo fez uso da fórmula de Manning a seguir, metodologia mais empregada no cálculo do escoamento uniforme em canais e tubulações, em qualquer que seja a forma geométrica da seção transversal (LGCO, 2009).

$$Q = \frac{Rh^{2/3}i^{1/2}}{n}A \quad (38)$$

Onde:

Q = vazão (m³/s);

A = área molhada (m²);

Rh = raio hidráulico, relação entre a área molhada e o perímetro molhado (m);

n = coeficiente de rugosidade, e

i = declividade do canal (m/m).

O coeficiente de rugosidade (n), ou coeficiente de Manning, é função do acabamento das paredes do canal, ajustado para cada galeria de acordo com suas características.

A área e o perímetro molhados para seções retangulares são calculadas pelas equações:

$$A = Yn(b + zYn) \text{ e } P = b + 2Yn\sqrt{z^2 + 1} \quad (39)$$

onde:

A = área molhada (m²);

b = largura da base do canal (m);

Yn = profundidade normal (m);

z = inclinação do talude (para canais retangulares $z = 0$) (m/m) e

P = perímetro molhado (m).

Já para as seções circulares, a área e o perímetro molhados são calculados pelas fórmulas:

$$A = \frac{D^2}{8} (\theta - \text{sen}\theta) \text{ e } P = \theta D/2 \quad (40)$$

em que:

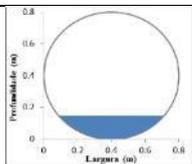
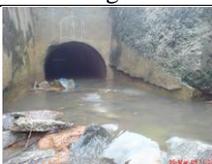
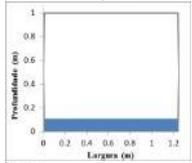
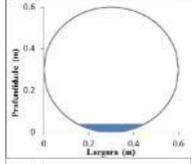
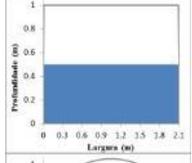
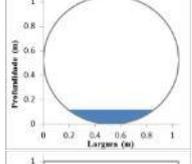
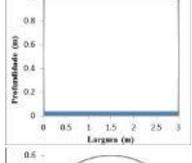
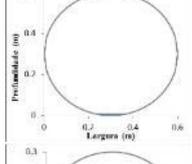
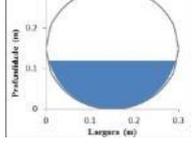
A = área molhada (m²);

D = diâmetro (m); e

$$\theta = 2\text{arccos}\left(1 - \frac{2Yn}{D}\right)$$

O Quadro 7 mostra as galerias nas quais foram monitoradas as vazões, seguindo a metodologia acima.

Quadro 7 – Detalhes das Galerias pluviais com vazões e concentrações monitoradas.

Galeria	Março de 2009		Outubro de 2009	
	Área Molhada	Imagem	Área Molhada	Imagem
G1 – Barra do Ceará				
G2 – Barra do Ceará				
G3 - EPC				
G4 – Aterro de Iracema				
G5 – Praia dos Diários				
G6 – Praia do Náutico				
G7 – Praia do Meireles				
G8 – Praia do Meireles				
G9 – Praia do Futuro				
G10 – Praia do Futuro				

Fonte: adaptado de LGCO (2009).

Já a Tabela 15 sumariza as cargas lançadas nas águas costeiras durante distintos cenários, enquanto a Figura 33 ilustra a disposição de algumas delas ao longo do litoral. As cargas, usadas a título de comparação e expressas em coliformes termotolerantes por segundo, foram calculadas multiplicando-se as vazões, em m^3/s , pelas concentrações, em coliformes fecais / 100mL, e por 10^4 . Salienta-se que, embora todas as 32 galerias pluviais que desagüam nas praias de Fortaleza tenham suas concentrações monitoradas pela SEMACE, apenas dez delas tiveram suas vazões medidas. Como, ao longo das simulações, observou-se que algumas destas galerias cujas vazões não se tinham registros poderiam influenciar fortemente a qualidade das águas, optou-se por supor alguns valores de vazão para as mesmas, ajustando-as em função da melhor aproximação entre os resultados das simulações e os resultados das análises da qualidade das águas de suas praias mais próximas.

Figura 33 – Exemplos de cargas de coliformes termotolerantes utilizadas em algumas das diversas fontes.



Fonte: o autor a partir de dados de LGCO (2009) e SEMACE.

Vieira *et al.*, (2002), analisando três destas galerias, encontraram que das 180 cepas isoladas de 15 amostras, 118 eram *E. coli*, e que *Enterobacter aerogenes* e *Citrobacter* sp. também estavam presentes.

Tabela 15 – Cargas contaminantes das fontes pontuais, em março e outubro de 2009 usadas nos cenários respectivos.

Fonte	Março/2009			Outubro/2009		
	Vazão (m3/s)	Concentração (C.Termot./100mL)	Carga (C.Termot./s)	Vazão (m3/s)	Concentração (C.Termot./100mL)	Carga (C.Termot./s)
Av. Pasteur	0,08	1,6E+04	1,3E+07	0,01	1,6E+04	1,6E+06
Arpoador	0,01	1,6E+04	1,6E+06	0,08	1,6E+03	1,3E+06
Poço da Draga	0,02	1,6E+04	3,2E+06	0,02	1,6E+04	3,2E+06
Tr. S.Francisco	0,01	1,6E+05	1,6E+07	0,001	1,6E+05	1,6E+06
T.Cavalcante	0,001	1,6E+03	1,6E+04	0,001	1,6E+03	1,6E+04
FP3	0,01	1,6E+04	1,6E+06	0,001	1,0E+03	1,0E+04
FP8	0,01	1,6E+04	1,6E+06			
FP9	0,1	1,6E+04	1,6E+07	0,005	1,6E+04	8,0E+05
FP10	0,05	1,6E+05	8,0E+07	0,03	1,6E+04	4,8E+06
FP11 - ServLuz	0,02	1,6E+04	3,2E+06			
FP12 - Farol	0,1	1,6E+04	1,6E+07	0,05	1,6E+04	8,0E+06
FP13	0,01	1,6E+06	1,6E+08	0,01	1,6E+06	1,6E+08
FP14	0,1	1,6E+05	1,6E+08	0,05	1,6E+05	8,0E+07
FP19 - Ponta	0,002	1,6E+04	3,2E+05	0,002	1,6E+03	3,2E+04
FP22 - Pirâmide	0,01	1,6E+05	1,6E+07	0,001	1,6E+06	1,6E+07
FP24 - Sobre o Mar	0,1	1,6E+04	1,6E+07	0,02	1,6E+04	3,2E+06
FP25 Riacho	0,2	1,6E+05	3,2E+08	0,02	1,6E+04	3,2E+06
FP27	0,1	1,6E+05	1,6E+08	0,05	1,6E+04	8,0E+06
FP28 - Kartódromo	0,02	1,6E+05	3,2E+07	0,02	1,6E+04	3,2E+06
FP29 - Colônia	0,1	1,6E+06	1,6E+09	0,05	1,6E+05	8,0E+07
FP30 Horta	0,005	1,6E+06	8,0E+07	0,001	1,6E+05	1,6E+06
FP31 - Canal das Goiabeiras	0,05	1,6E+06	8,0E+08	0,05	1,6E+06	8,0E+08
FP33 Goiabeiras	0,05	1,6E+05	8,0E+07	0,005	1,6E+04	8,0E+05
FP34	0,01	1,6E+05	1,6E+07			
G2	0,25	1,6E+04	4,0E+07	0,08	1,6E+05	1,3E+08
G3	0,02	1,6E+05	3,2E+07			
G4	1	1,6E+04	1,6E+08	0,078	1,6E+04	1,2E+07
G5 Barão de	0,65	1,6E+02	1,0E+06	0,006	1,6E+03	9,6E+04
G6	0,16	1,6E+04	2,6E+07	0,002	1,6E+04	3,2E+05
G7 - FP17	0,001	1,6E+05	1,6E+06	0,0038	1,6E+05	6,1E+06
G9-FP6	0,4	1,6E+04	6,4E+07	0,017	1,6E+04	2,7E+06
G10 - FP7	0,0016	1,0E+04	1,6E+05	0,001	1,0E+02	1,0E+03
Riacho Maceió	1,5	1,6E+04	2,4E+08	0,15	6,0E+04	9,0E+07
Rio Ceará	12	5,0E+04	6,0E+09	8	5,0E+04	4,0E+09
Rio Cocó	4	5,0E+04	2,0E+09	2	5,0E+04	1,0E+09

Fonte: adaptado de LGCO (2009) e complementado pelo autor com dados da SEMACE.

4.4.3 Rios e riacho Maceió

De forma semelhante às galerias pluviais, para determinação das cargas contaminantes aportadas pelos rios Cocó e Ceará e pelo riacho Maceió, foram usadas as

vazões obtidas por meio de campanhas de campo levadas a cabo em março e outubro de 2009 pelo Laboratório de Geomorfologia Costeira (LGCO) da Universidade Estadual do Ceará e concentrações de coliformes termotolerantes monitoradas mensalmente pela SEMACE.

Para a medição da vazão, no entanto, foram utilizados pelo LGCO molinete e correntômetro do tipo perfilador acústico por efeito Doppler (ADCP) para medição das velocidades ao longo de uma seção, cuja área fora previamente mensurada em cada campanha.

As cargas contaminantes adotadas são aquelas previamente exibidas na Tabela 15 e Figura 33.

4.5 Variáveis ambientais

Para uma melhor compreensão espacial das variáveis envolvidas, a Figura 34 exhibe a localização dos pontos onde tais variáveis foram monitoradas, sendo a seguir detalhadas as metodologias de obtenção dos dados.

Figura 34 – Localização das estações meteorológicas e maregráficas utilizadas, além do correntômetro (ADCP) e estações de monitoramento do SDOES.



Fonte: o autor.

4.5.1 Dados do corpo receptor

Temperatura, salinidade e transparência da água na área de estudo foram colhidas dos relatórios do programa de monitoramento do emissário submarino de Fortaleza, executado pelo LABOMAR entre 2003 e 2011. Tal programa é aquele previamente apresentado no item 3.6.6.

A transparência da água, obtida pela medição do disco de Secchi, é necessária para estimar o coeficiente de extinção da luz solar ao atravessar a coluna d'água. Este dado, por sua vez e em conjunto com os de temperatura e salinidade, foi usado nas simulações com o coeficiente de decaimento bacteriano variável, conforme explicado no item 4.1.2.2. Informações sobre temperatura e salinidade da água marinha são também necessárias para o cálculo da aceleração da gravidade modificada do modelo de campo próximo (Quadro 6), uma vez que respondem pela existência ou não de estratificação de densidade da coluna d'água (Figura 26).

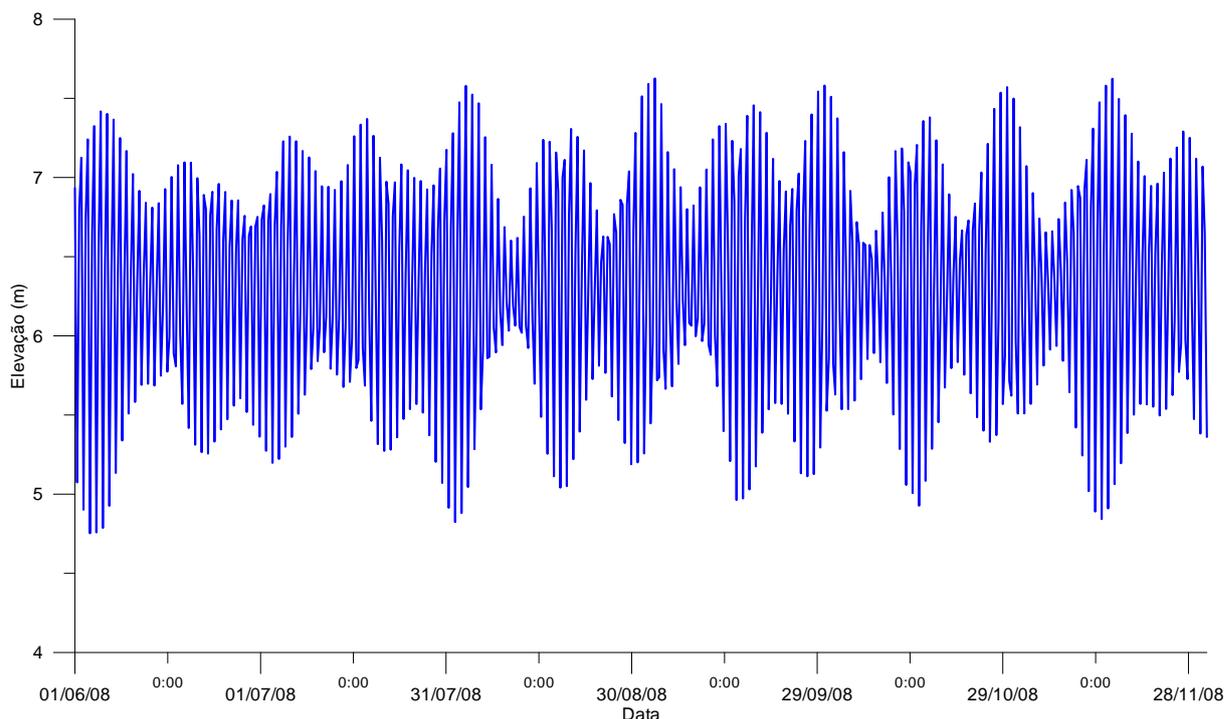
4.5.2 Radiação Solar

Para o cálculo das taxas de decaimento de coliformes termotolerantes, foi considerada uma cobertura de nuvem variável estimada a partir da radiação monitorada em 2010 a cada 10 minutos por uma estação meteorológica (ONSET modelo HOBO) instalada a 10 metros do solo, 5 metros do mar e a 600 metros do emissário. Para os demais anos foram usados os dados de radiação horária das estações meteorológicas de Fortaleza, disponibilizados pelo INMET (2009) e FUNCEME (2007 a 2009).

4.5.3 Maré

Os modelos hidrodinâmicos foram forçados por constantes harmônicas de maré, prescritas ao longo da fronteira aberta, e por campos de vento uniformes sobre todo o domínio, porém, variáveis ao longo do tempo. As constantes harmônicas foram calculadas por meio de registros contínuos de nível de água a cada 5 minutos, de um período de seis meses (01/06/2008 a 30/11/2008), colhidos de uma estação maregráfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), instalada no Porto do Mucuripe em Fortaleza. A figura abaixo ilustra o conjunto de registros usados.

Figura 35 – Registros do Marégrafo do IBGE instalado no Porto do Mucuripe e utilizados para geração das constantes harmônicas.



Fonte: o autor a partir de dados do IBGE (http://www.ibge.com.br/home/geociencias/geodesia/rmpg/rmpg_est.shtm).

4.5.4 Ventos

Dados de vento, a 10 m de altura do solo, foram obtidos da estação meteorológica da Davis Instruments, modelo Weather Wizard III, de propriedade do LABOMAR, instalada nas coordenadas -3,718 e -38,536, a 10 metros do solo, 5 metros do mar e a 600 metros do emissário. Alternativamente, os dados de vento do ano de 2010 foram obtidos da estação ONSET mencionada anteriormente, ambas com intervalo de registro a cada de 10 minutos.

Adicionalmente foram colhidos dados de estações meteorológicas da FUNCEME e INMET para averiguação dos dados de vento produzidos pelas estações acima, dando-se preferência, no entanto, àquelas por se tratarem de medições costeiras.

Como serão mencionadas no item 5.2.2, as intensidades das correntes geradas pelo modelo hidrodinâmico, forçados com os ventos acima, mostraram-se menores que os que foram medidos em campo. Uma das possíveis razões poderia ser o fato das intensidades de ventos medidos sobre o continente serem inferiores aos que ocorrem sobre o mar.

Para testar esta hipótese, foram usados os dados de uma campanha de monitoramento de ventos em mar, promovido por intermédio de convênio de pesquisa entre CAGECE e LABOMAR, onde um anemômetro ultrassônico Arimar, modelo PB-200, foi

instalado em um barco nas proximidades dos difusores do emissário de Fortaleza durante 20 horas, enquanto a estação mencionada anteriormente registrava os mesmos dados em terra.

4.5.5 Correntes

A CAGECE e LABOMAR estabeleceram um convênio, com parte dos recursos oriundos de um projeto de pesquisa submetido à Fundação Cearense de Pesquisa e Cultura (FUNCAP), com o objetivo de estudar durante um ano o regime de correntes marinhas nas proximidades do emissário. Para tanto foi fundeado nas proximidades dos difusores e a cerca de 15m de profundidade um correntômetro do tipo perfilador acústico por efeito Doppler, *Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP)*, para medição do perfil vertical de velocidades. Além das correntes, foram registrados dados de pressão, temperatura, condutividade e da variação da altura da coluna de água. Parte dos dados gerados por este projeto foi usado para permitir a calibração do modelo hidrodinâmico, mais precisamente as medições de corrente obtidas no mês de outubro de 2011.

4.5.6 Qualidade das Águas de Banho

Para comparar os resultados produzidos pelos modelos, usou-se informações sobre o monitoramento de balneabilidade de praias disponibilizadas pela SEMACE, a qual semanalmente coleta amostras em 30 pontos ao longo da costa de Fortaleza, tendo sido previamente apresentado no item 3.6.5. A Tabela 16 mostra o percentual de amostras, coletadas em 28 destes pontos, com concentração de coliformes termotolerantes acima do limite estabelecido pela resolução 274 do CONAMA (1000/100mL).

Tabela 16 – Percentual de amostras que excedem o limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL) em cada ponto de monitoramento no ano de 2009.

PRAIAS	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
01L	0	0	100	100	100	50	25	20	0	0	20	0
02L	0	0	20	50	25	50	25	20	0	0	0	0
03L	0	0	0	0	25	25	0	40	0	0	0	0
04L	0	0	0	0	25	25	0	20	0	0	0	0
05L	0	0	0	50	75	50	0	0	0	0	0	0
06L	0	0	0	50	75	25	25	0	25	0	0	0
07L	0	0	0	50	50	25	50	0	0	0	0	0
08L	0	0	0	25	50	0	0	0	0	0	0	0
09L	0	50	0	50	75	25	50	20	0	0	0	0
10L	0	0	60	75	100	25	25	20	0	0	0	0
11L	50	100	100	100	100	75	25	20	100	50	40	75
12C	100	75	80	100	100	75	50	100	75	25	80	50
13C	25	25	100	100	75	25	25	0	50	0	0	0
14C	50	50	100	75	100	50	50	40	50	100	20	0
15C	50	75	20	50	100	25	0	0	0	25	0	25
16C	25	50	20	50	75	50	25	0	50	25	0	0
17C	0	25	20	50	75	50	0	0	0	0	0	0
18C	0	0	0	50	0	0	0	20	0	0	0	0
19C	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0
20C	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
21O	0	0	20	100	75	0	0	0	0	0	0	0
22O	25	25	0	75	100	0	0	0	0	0	0	0
23O	0	0	20	75	50	0	0	0	0	0	0	0
24O	25	100	100	100	100	75	25	60	50	0	60	100
25O	100	100	100	100	100	75	100	100	25	75	80	50
26O	100	100	100	100	100	100	100	100	100	50	100	100
27O	100	100	100	100	100	50	75	80	50	25	0	0
28O	100	100	100	100	100	75	100	100	100	100	100	100
29O	50	100	100	100	100	50	50	60	50	0	0	0
30O	25	100	100	100	100	25	50	60	50	50	0	0
31O	50	75	60	100	100	50	50	80	25	50	20	0

Fonte: o autor a partir de dados da SEMACE.

4.5.7 Ensaios de decaimento bacteriano

De forma a complementar os trabalhos de simulação, foi inserida no escopo da tese uma etapa de avaliação do decaimento bacteriano em laboratório, simulando as condições ambientais locais. Os ensaios de campo não foram possíveis em função da indisponibilidade de um radiômetro para quantificação das intensidades luminosas ao longo da coluna d'água, as quais estariam sujeitos os organismos indicadores. Deste modo os ensaios se limitaram a reproduzir em laboratório as condições de decaimento noturno, condição esta que se justifica em função de ser a mais crítica por permitir uma maior persistência da contaminação.

Para tanto foram coletadas amostras de água marinha em um ponto (-3,687°S; -38,512°O) entre os difusores do emissário e o porto do Mucuripe, além de uma praia de cada um dos três setores (praias 04L, 19C e 28O), totalizando 4 ambientes distintos em termos de características físico-químicas e biológicas. Volumes de 99 mL de cada ambiente foram inoculados com 1mL de esgoto proveniente da Estação de Pré-condicionamento (EPC) da CAGECE, proporcionando assim uma diluição de 100 vezes, e mantidos ao abrigo da luz sob temperatura de 28° C. No instante imediato após a inoculação (T_0) e a cada 24 horas de exposição foram retiradas alíquotas de 100mL para quantificação da população de *E. coli* presente em cada ambiente.

Para quantificação, se utilizou o método do substrato cromogênico (APHA, 2005), adotando-se o substrato comercial Colilert 18 da IDEXX, indicado para detecção simultânea de coliformes totais e *E. coli* após 18 horas de incubação. Diferentemente da linha Colilert 24, este outro é indicado para detecção de *E. coli* em ambientes marinhos, desde que a amostra tenha sido diluída no mínimo 10 vezes em água de diluição.

Todo o procedimento foi feito em duplicata, utilizando-se diluições de 10^{-1} a 10^{-4} e as concentrações expressas em número mais provável (NMP) por 100mL. Posteriormente as concentrações foram expressas em base 10 e plotadas contra o tempo de exposição para construção das curvas de decaimento e cálculo das taxas de decaimento, representada pela inclinação das retas de cada experimento. Os valores de T_{90} obtidos foram então avaliados em relação às diferenças da qualidade da água de cada ambiente, previamente analisada quanto a pH, salinidade e turbidez, e comparados com os valores previstos pelo modelo para as mesmas condições de salinidade, temperatura e ausência de radiação solar.

4.6 Calibração dos modelos

O procedimento de calibração dos modelos hidrodinâmicos e de transporte e decaimento utilizados neste projeto envolveram a comparação dos níveis de água, correntes e concentrações obtidas em campanhas de campo com aqueles produzidos pelos modelos, cujas simulações foram levadas a cabo com forçantes meteorológicas e maregráficas para os mesmos dias e horários de ditas campanhas.

Para estimar a capacidade dos modelos em reproduzir as condições de variação de nível de água e correntes, foi utilizado o índice de concordância (d) abaixo, proposto por Willmott *et al.* (1985).

$$d = 1 - \left(\frac{\sum (z_m - z_o)^2}{\sum (|z_m - \bar{z}_o| + |z_o - \bar{z}_o|)^2} \right) \quad (41)$$

onde:

d = índice de concordância do modelo

z_o = valor observado

z_m = valor modelado

\bar{z}_o = valor médio das observações

Caso o modelo apresente uma concordância perfeita de reprodução das observações, o valor de d é um, enquanto esse será zero quando houver total falta de concordância de reprodução. Para se alcançar melhores eficiências em reproduzir as correntes medidas, várias simulações foram executadas com dados de vento de diferentes estações meteorológicas ou submetidos às transformações mencionadas no item 4.5.4.

Estando limitado pelo tempo, uma vez que só se conseguiu dados de correntes nos últimos quatro meses de pesquisa, e tendo obtido bons resultados com o método acima, não houve um maior investimento para a obtenção de melhores resultados que os aqui apresentados.

5 RESULTADOS

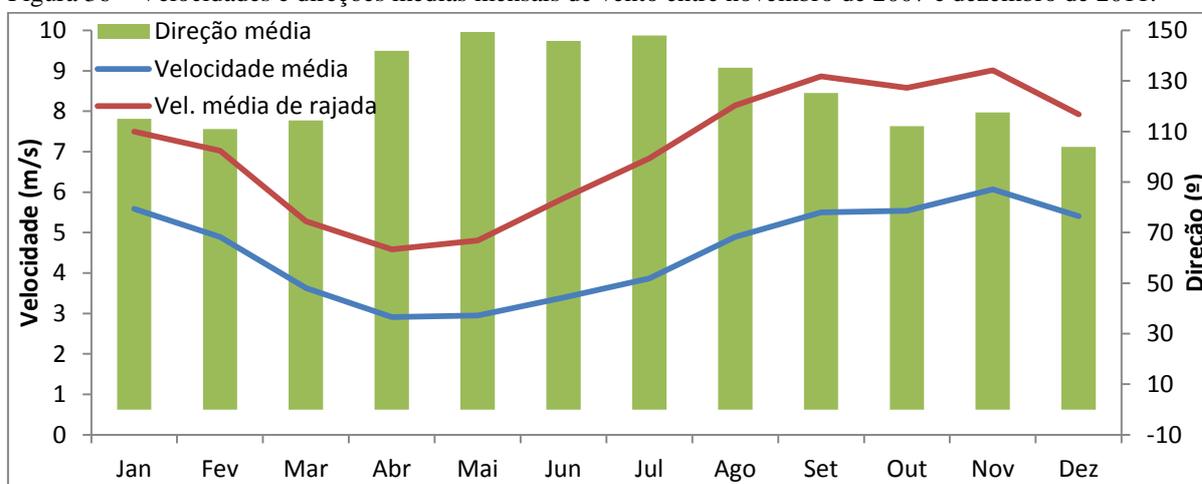
A seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos durante o estudo. De modo a não confundir o leitor, quanto aos resultados da tese e os resultados dos modelos, optou-se por tratar de forma separada os dados produzidos pelo monitoramento de vento, maré e radiação solar, além da transparência, salinidade e temperatura da água marinha (variáveis independentes) daqueles dados de nível, corrente, concentração (variáveis dependentes) e T_{90} (variável ora dependente ora independente) produzidos pelos modelos ou pelo monitoramento destes, os quais são discutidos de forma comparativa.

5.1 Variáveis ambientais monitoradas

5.1.1 Ventos

A utilização de valores médios mensais, como parâmetro de caracterização da distribuição das velocidades é uma simplificação da distribuição real, pois esta normalmente se apresenta mais complexa e com um maior grau de variação. Contudo, a título de melhor compreender os resultados das simulações nos cenários de modelagem adotados e as magnitudes dos distintos ventos usados como principais forçantes nos modelos, o gráfico da Figura 36 ilustra o comportamento geral ao longo de novembro de 2007 a dezembro de 2011. Encontraram-se valores médios mensais de vento variando de 2,9 a 6,1 m/s e direções entre 104° e 150°. Já as velocidades médias mensais de rajada variaram de 4,6 a 9,0 m/s, sendo em média 1,6 vezes superiores às anteriores.

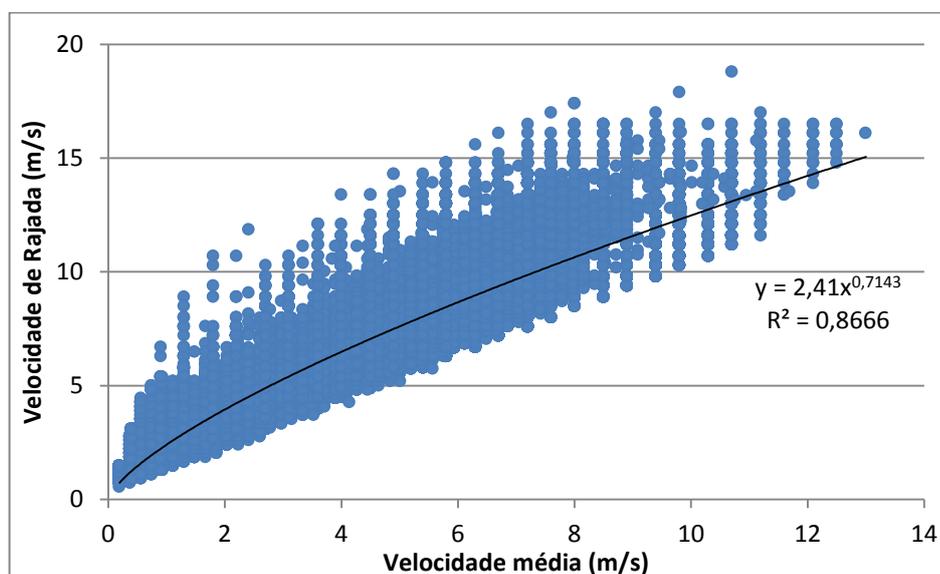
Figura 36 – Velocidades e direções médias mensais de vento entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.



Fonte: o autor.

Além das variações mensais semelhantes a estas, estudos como os de Maia (1998) também encontraram grandes diferenças tanto horária quanto diária, alcançando variações de velocidade e direção do vento de até 5m/s e 53 graus, respectivamente. Quanto a diferenças entre ventos médios e de rajadas, não foram encontrados trabalhos semelhantes para efeito de comparação na região estudada, no entanto, Pecly (2008) menciona uma correlação entre velocidades médias e de rajadas no litoral do Rio de Janeiro semelhante a aqui encontrada (Figura 37).

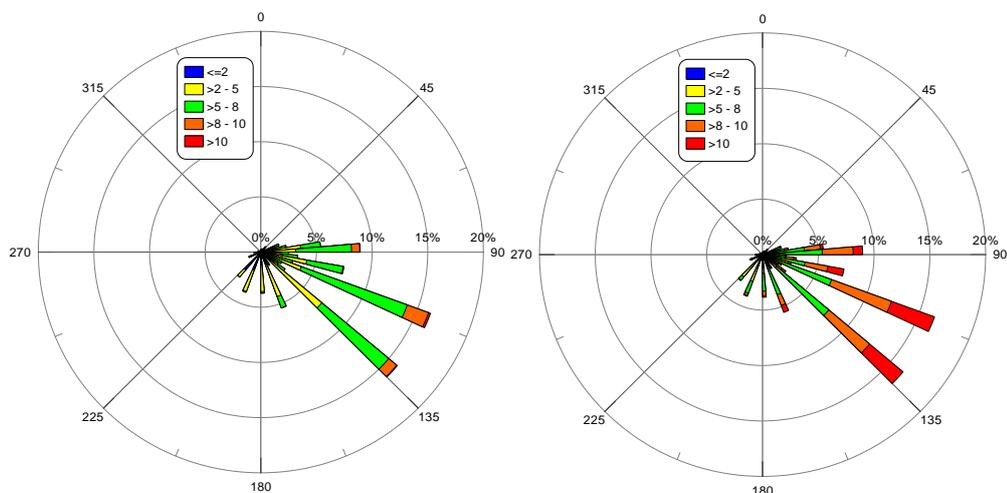
Figura 37 – Relação entre as velocidades médias e de rajada de vento entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.



Fonte: o autor.

A Figura 38 ilustra a estatística de ventos observados entre novembro de 2007 e dezembro de 2011. Os ventos mais frequentes provieram de SE e SEE, estando associados a elas ventos moderados a fortes nas classes de 5-8, 8-10 e >10 , este último no caso dos ventos de rajada. Dentre os ventos mais desfavoráveis à balneabilidade das praias (aqueles que transportariam os contaminantes do emissário submarino em direção à costa), verifica-se a ocorrência de menos de 3% de ventos de ENE, menos de 2% de ventos NE e menos de 1% de ventos N. Mesmo para um dos casos mais desfavoráveis (NE) os ventos de rajada não ultrapassaram velocidades de 8 m/s.

Figura 38 – Diagrama de ventos observados entre novembro de 2007 e dezembro de 2011.

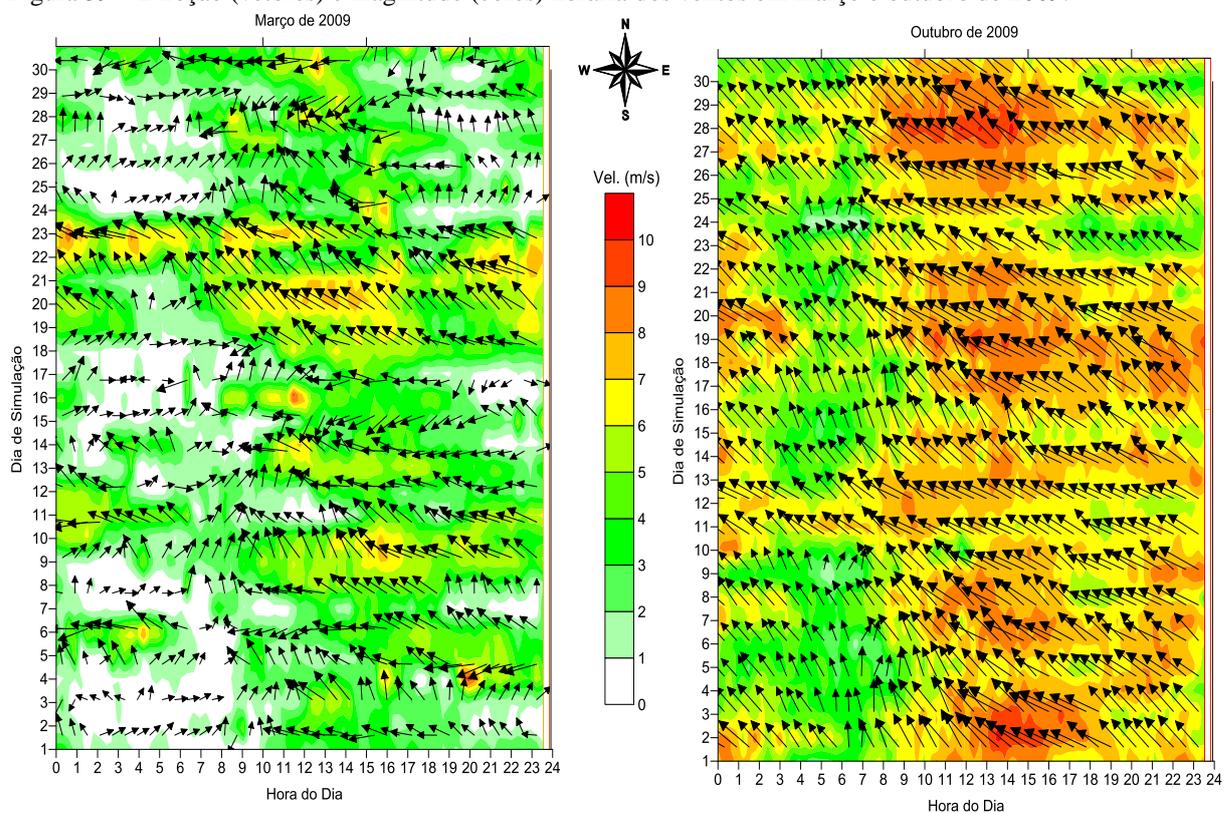


Fonte: o autor.

Diagrama a direita corresponde a ventos de rajada.

As Figura 39 e Figura 40 mostram diagramas horários de vetores e intensidades de ventos médios e de rajada para os meses de março e outubro de 2009, enquanto as Figura 41 e Figura 42 mostram a distribuição polar de frequência para estes meses.

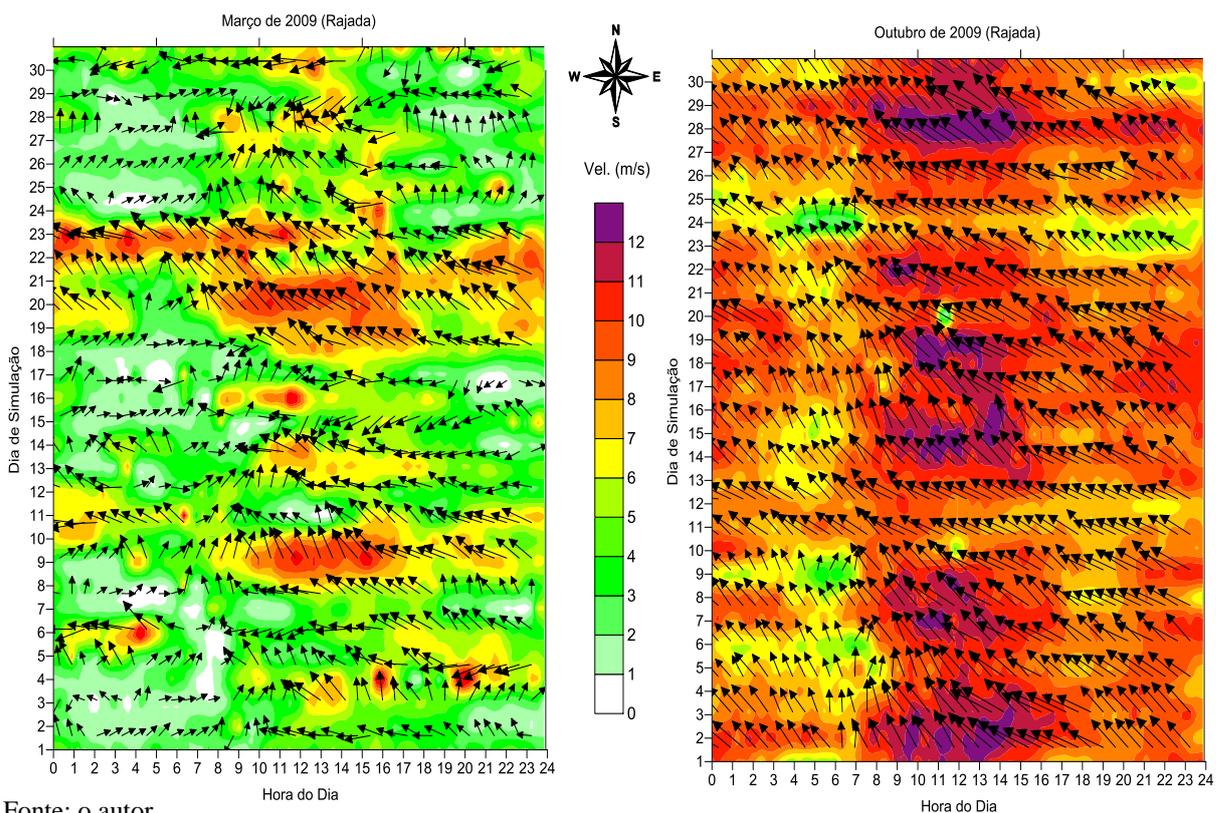
Figura 39 – Direção (vetores) e magnitude (cores) horária dos ventos em março e outubro de 2009.



Fonte: o autor.

Setas apontam para onde o vento segue.

Figura 40 – Direção (vetores) e magnitude (cores) horária dos ventos de rajada em março e outubro de 2009.

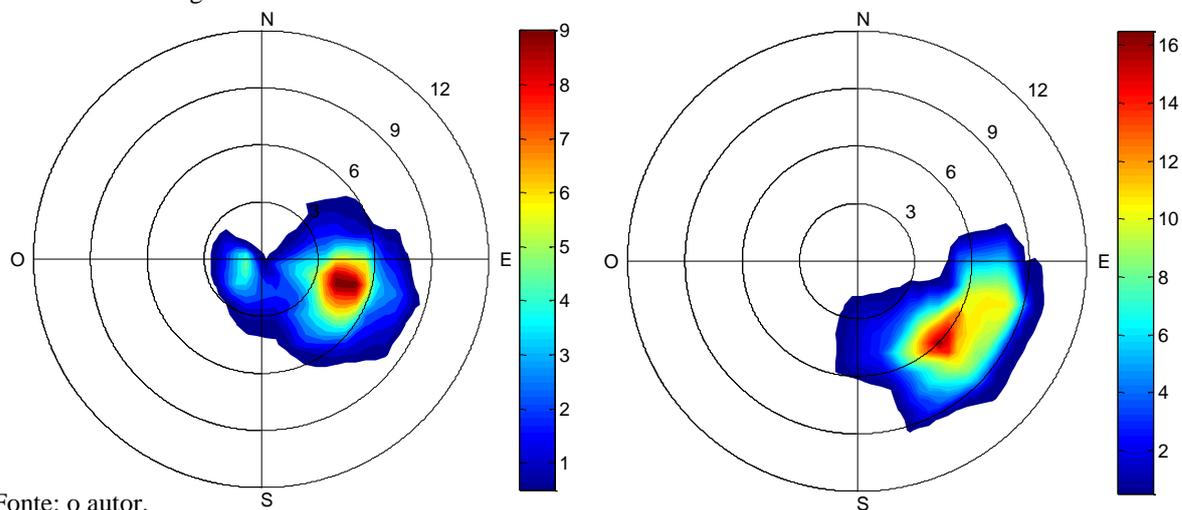


Fonte: o autor.

Setas apontam para onde o vento segue.

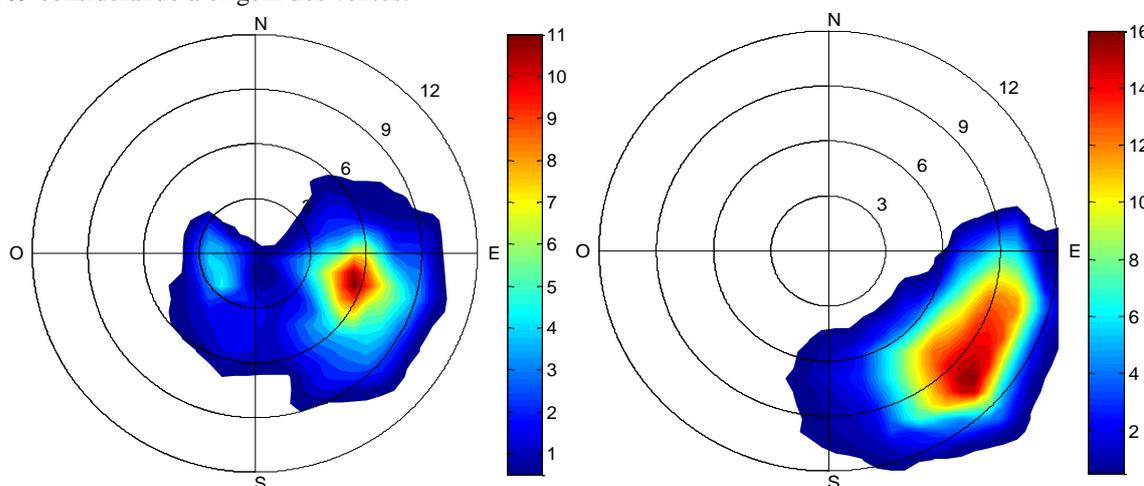
Ao contrário do comportamento da maré, que permanece quase o mesmo nos dois meses, há uma clara mudança no padrão de ventos. A intensidade média mensal em março foi de cerca de 3 m/s e 4,6 m/s (rajada), com uma notável influência da brisa terrestre. Em outubro o vento se mostra mais constante, com média próxima a 6,5 m/s e 9,1 m/s (rajada), com uma menor influência da brisa terrestre. Em todos os casos, há uma visível intensificação próxima ao meio-dia. A direção modal em março é ESE, enquanto em outubro SE.

Figura 41 – Distribuição de frequência polar dos ventos em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009, considerando a origem dos ventos.



Fonte: o autor.

Figura 42 – Distribuição de frequência polar dos ventos de rajada em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009 considerando a origem dos ventos.

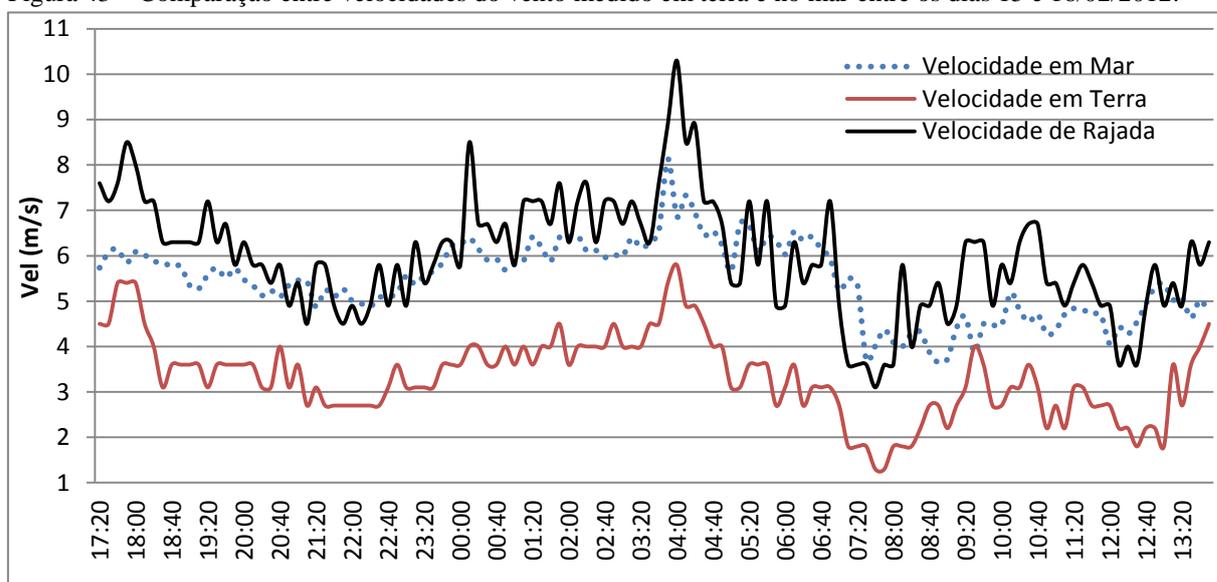


Fonte: o autor.

A Figura 43 exibe os resultados obtidos durante a campanha de monitoramento dos ventos em terra e no mar. Verifica-se que os valores em terra são inferiores aos medidos sobre o mar, confirmando o aspecto teórico levantado no item 3.6.1, estando cerca de 2m/s abaixo dos valores registrados sobre o mar.

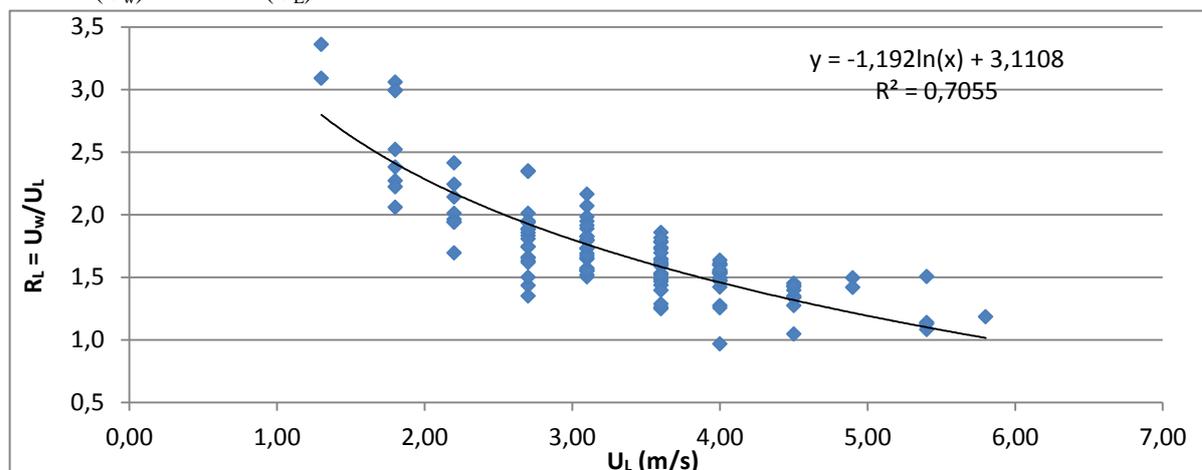
Seguindo a justificativa abordada no item 3.6.1 para correção dos dados de vento usados como forçantes do modelo hidrodinâmico, foi construído o gráfico da Figura 44 cuja equação foi usada, em alguns modelos, para corrigir as velocidades de ventos medidos em terra. Além desta equação também se fez uso daquela proposta por (USACE, 2005) e mencionada em 3.6.1.

Figura 43 – Comparação entre velocidades do vento medido em terra e no mar entre os dias 15 e 16/02/2012.



Fonte: o autor.

Figura 44 – Regressão logarítmica obtida das velocidades em terra (U_L) e das razões (R_L) entre as velocidades em mar (U_w) e em terra (U_L).

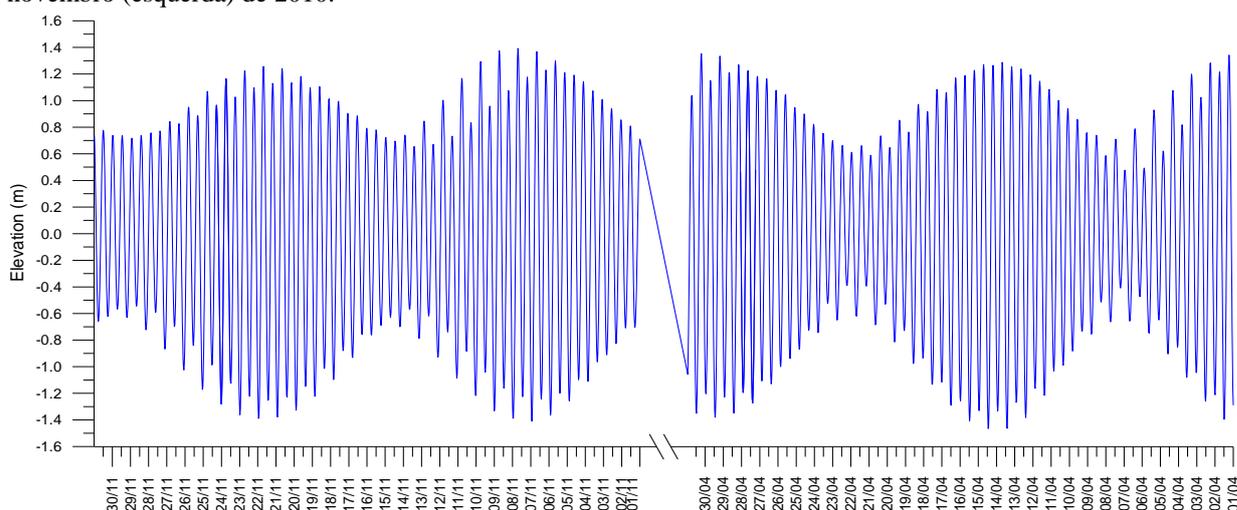


Fonte: o autor.

5.1.2 Maré

A maré local tem um comportamento semi-diurno com número de forma ($[O1+K1]/[M2+S2] = 0,2$), com médias de baixa mar e preamar da ordem de 1 e 3 m, respectivamente. A Figura 45 mostra o comportamento típico da maré para a área de estudo, enquanto a Tabela 17 mostra as constantes harmônicas geradas a partir dos registros colhidos do marégrafo do IBGE.

Figura 45 – Nível de água calculado pelas constantes harmônicas da Tabela 17 para os meses de abril (direita) e novembro (esquerda) de 2010.



Fonte: o autor.

Tabela 17 – Constantes harmônicas geradas pelo modelo, referentes à estação maregráfica do Porto do Mucuripe, Fortaleza, CE, listadas pela significância da amplitude.

Nome	Período (s)	Amplitude (m)	Fase (rad.)
Ssa	15.778.463	0,022	29,363
Mm	2.380.713	0,009	344,683
MSf	1.275.721	0,006	44,303
Mf	1.180.292	0,027	339,034
alpha1	104.662	0,000	175,177
2Q1	100.822	0,001	101,090
Q1	96.726	0,012	166,444
O1	92.950	0,069	181,739
MP1	92.405	0,002	165,848
beta1	89.909	0,000	293,011
M1	89.400	0,011	78,416
P1	86.637	0,012	201,961
K1	86.164	0,082	218,698
phi1	85.696	0,003	305,014
J1	83.155	0,001	221,803
SO1	80.713	0,001	112,465
OO1	80.302	0,000	231,064
KQ1	77.682	0,000	209,850
MNS2	47.258	0,009	82,909
mu2	46.338	0,033	103,604
N2	45.570	0,197	118,283
M2	44.714	0,948	131,357
MKS2	44.588	0,004	207,760
L2	43.890	0,023	140,607
S2	43.200	0,302	149,185
K2	43.082	0,088	149,417
MSN2	42.430	0,002	323,172
KJ2	42.316	0,004	133,977
MO3	30.191	0,003	163,913
M3	29.809	0,010	162,450
SO3	29.493	0,001	314,113
MK3	29.438	0,001	214,084
SK3	28.774	0,002	149,494
MN4	22.569	0,003	300,821
M4	22.357	0,006	343,143
SN4	22.177	0,001	76,117
MS4	21.972	0,006	74,298
MK4	21.941	0,001	60,760
S4	21.600	0,002	255,267
SK4	21.570	0,001	250,956
2MK5	17.751	0,001	51,879
2SK5	17.271	0,002	67,579
2MN6	14.999	0,004	35,320
M6	14.905	0,005	70,145
2MS6	14.733	0,004	128,760
2MK6	14.719	0,001	130,944
2SM6	14.564	0,000	275,800
MSK6	14.551	0,000	53,104
3MK7	12.707	0,000	69,268
M8	11.179	0,001	253,458

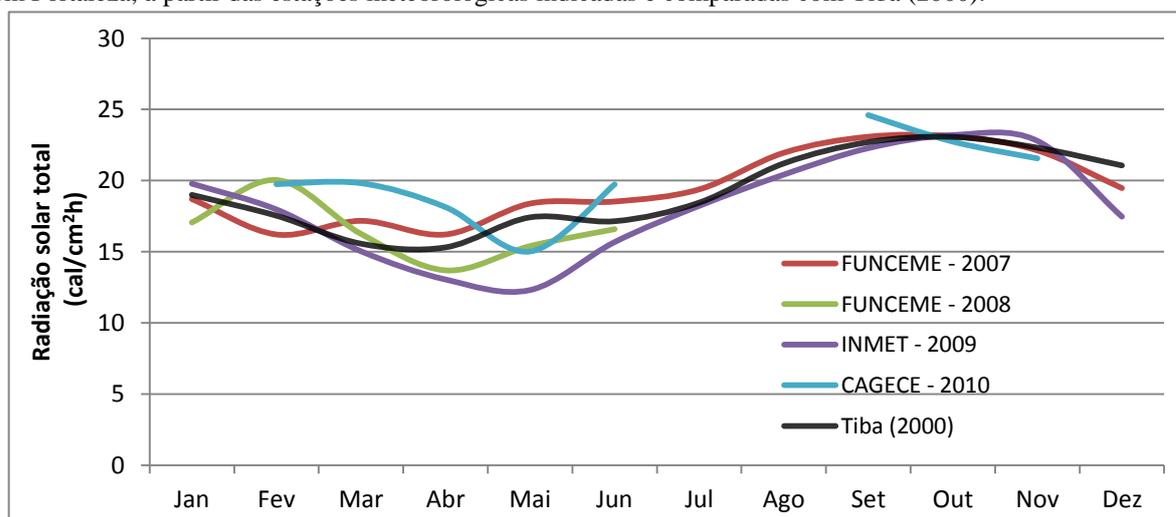
Fonte: o autor.

5.1.3 Radiação solar

A Figura 46 ilustra as médias mensais resultantes dos dados da estação usada durante a pesquisa e dos dados colhidos em estações da FUNCEME e INMET, além de comparar com aqueles encontrados por Tiba (2000) e já ilustrados na Figura 12.

Conforme já mencionado, o primeiro semestre do ano em Fortaleza concentra a quase totalidade das precipitações. A maior quantidade de nuvens e de vapor de água na atmosfera neste período reflete na redução da intensidade de radiação solar total na superfície, em especial entre os meses de fevereiro a maio (Figura 46). Há de se esperar, portanto, que nestes meses haja uma maior persistência de contaminantes fecais presentes em corpos de água normalmente expostos à luz.

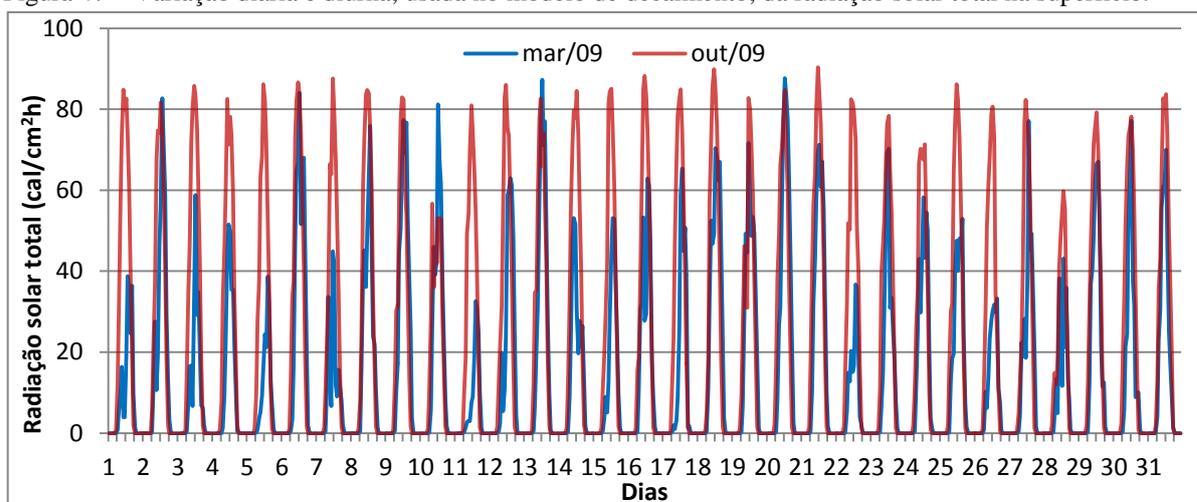
Figura 46 – Comportamento médio observado da variação de radiação solar total na superfície ao longo do ano em Fortaleza, a partir das estações meteorológicas indicadas e comparadas com Tiba (2000).



Fonte: o autor.

Apesar de haver uma significativa diferença sazonal entre as médias mensais, a parcela mais importante de variabilidade de radiação solar está na componente diurna. A Figura 47 ilustra a variação da radiação solar ao longo de dois meses de referência (março e abril de 2009).

Figura 47 – Variação diária e diurna, usada no modelo de decaimento, da radiação solar total na superfície.



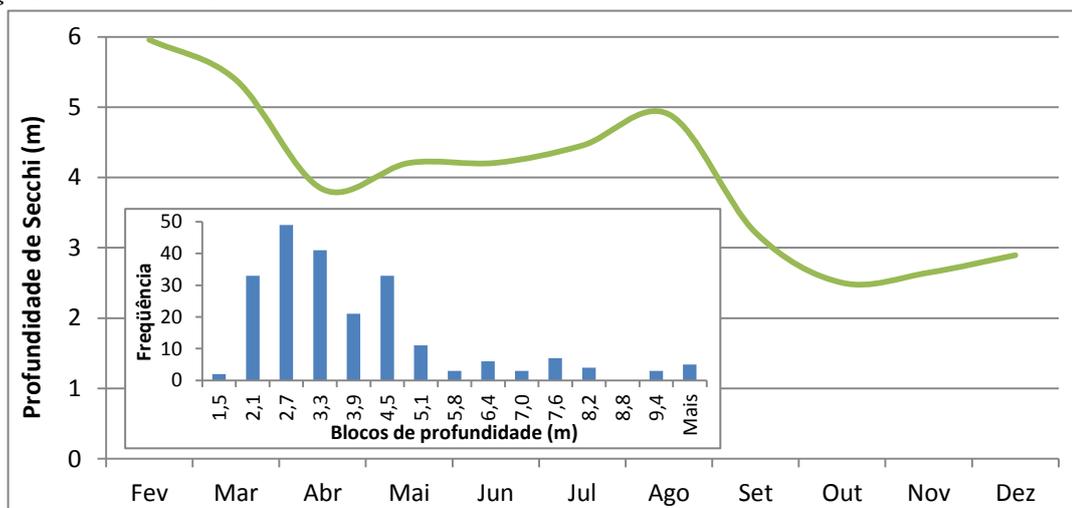
Fonte: o autor.

5.1.4 *Transparência, salinidade e temperatura das águas marinhas*

Avaliando-se os dados do monitoramento do emissário submarino de Fortaleza, verifica-se que a extinção da luz pela água do mar, medida através do disco de Secchi, variou de forma bastante significativa na região, como se observa na Figura 48. Foram encontrados valores entre 1,5 e 10 metros com um pico de ocorrência em torno de 2,7m e outro em torno de 4,5m. Percebe-se pelo gráfico que nos meses de maior intensidade de ventos há uma considerável redução da profundidade, reflexo da maior agitação do mar provocada por estes com conseqüente ressuspensão de material sedimentado. Como nestes meses também se observa uma maior insolação, é possível que ao fato anterior se some uma maior produtividade primária na coluna de água, levando a uma maior absorção de luz pela biomassa fitoplanctônica o que reduz a transparência da água.

Para uma melhor representatividade do efeito da coluna de água sobre extinção da luminosidade, diminuindo assim as incertezas associadas ao modelo de decaimento bacteriano, seria importante monitorar diretamente a radiação solar remanescente ao longo da coluna, de forma a se ter o valor direto do coeficiente de extinção de luz (K_e) usado na formulação indicada no item 4.1.2.2. Na impossibilidade deste monitoramento frequente, poder-se-ia executá-lo pelo menos na profundidade de Secchi de forma a obter uma relação local entre esta profundidade e aquele coeficiente, como a usada aqui e exemplificada na Tabela 11.

Figura 48 – Variação média da profundidade de Secchi ao longo do ano e histograma de frequência das medições na área do emissário.



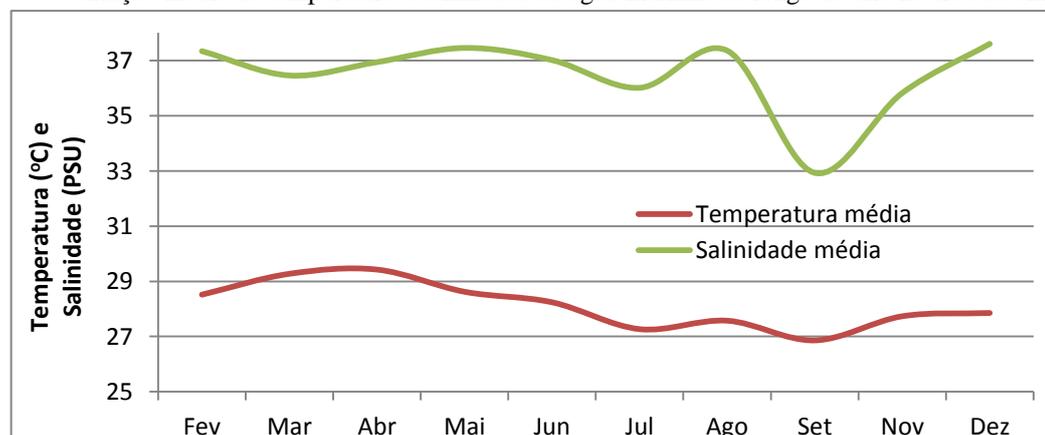
Fonte: o autor.

Na ausência desta relação, adotou-se o valor mencionado na tabela acima e as médias mensais de profundidade exibidas no gráfico da Figura 48 para o mês correspondente de cada simulação.

Com relação à temperatura e salinidade da água, a primeira variou de 26,9 (setembro) a 29,4 (abril), tendo os meses de menor temperatura coincidido com os de ventos mais intensos (Figura 49). Quanto à salinidade, verificou-se um valor médio no mês de setembro muito abaixo dos demais, acreditando-se que o mesmo decorreu de má calibração da sonda e sendo então desconsiderado. Excluindo-se este mês, a salinidade se mostrou bastante uniforme, variando de 35,8 a 37,6 PSU.

À semelhança da profundidade de Secchi, as médias mensais mostradas na Figura 49 foram então usadas no modelo de campo próximo e de decaimento do mês correspondente de cada simulação.

Figura 49 – Variação média da temperatura e salinidade da água marinha ao longo do ano na área do emissário.



Fonte: o autor.

5.1.5 Ensaio de Decaimento

Os ensaios de decaimento de populações de *E. coli* em água marinha e na ausência de radiação solar resultaram em valores de T_{90} de 30 horas em águas próximas ao emissário, enquanto nas águas colhidas próximas às praias os valores se reduziram a: 24,5 no setor leste, 22,4 no setor centro e 21,8 no setor oeste (Tabela 18). Tais valores foram obtidos a partir das curvas mostradas na Figura 50-A. Embora se tenha notado um ligeiro aumento da salinidade das águas próximas à costa, tal diferença não justificaria uma redução tão significativa desses tempos. Como estas águas apresentaram valores de turbidez bem superiores àquela próxima ao emissário, as maiores taxas de decaimento bacteriano observado podem ter sido provocadas por uma mais intensa atividade de predação bacteriana pelos organismos do meio, assumindo-se que tal turbidez tenha sido provocada por uma maior microbiota presente no local.

Para comprovar tal hipótese é necessário excluir este agente. Para tanto está em curso a repetição destes ensaios com águas *in natura* e estéreis das mesmas regiões.

Tabela 18 – Características físico-químicas das águas marinhas utilizadas nos ensaios de decaimento e valores de T_{90} obtidos.

Parâmetros	Emissário	Setor Leste	Setor Centro	Setor Oeste
Salinidade (‰)	35,7	36,5	36,1	36,1
Turbidez (NTU)	2,6	11,4	21,8	26,5
pH	7,9	8,2	8,6	8,1
T_{90} (h)	30,0	24,5	22,4	21,8

Fonte: o autor.

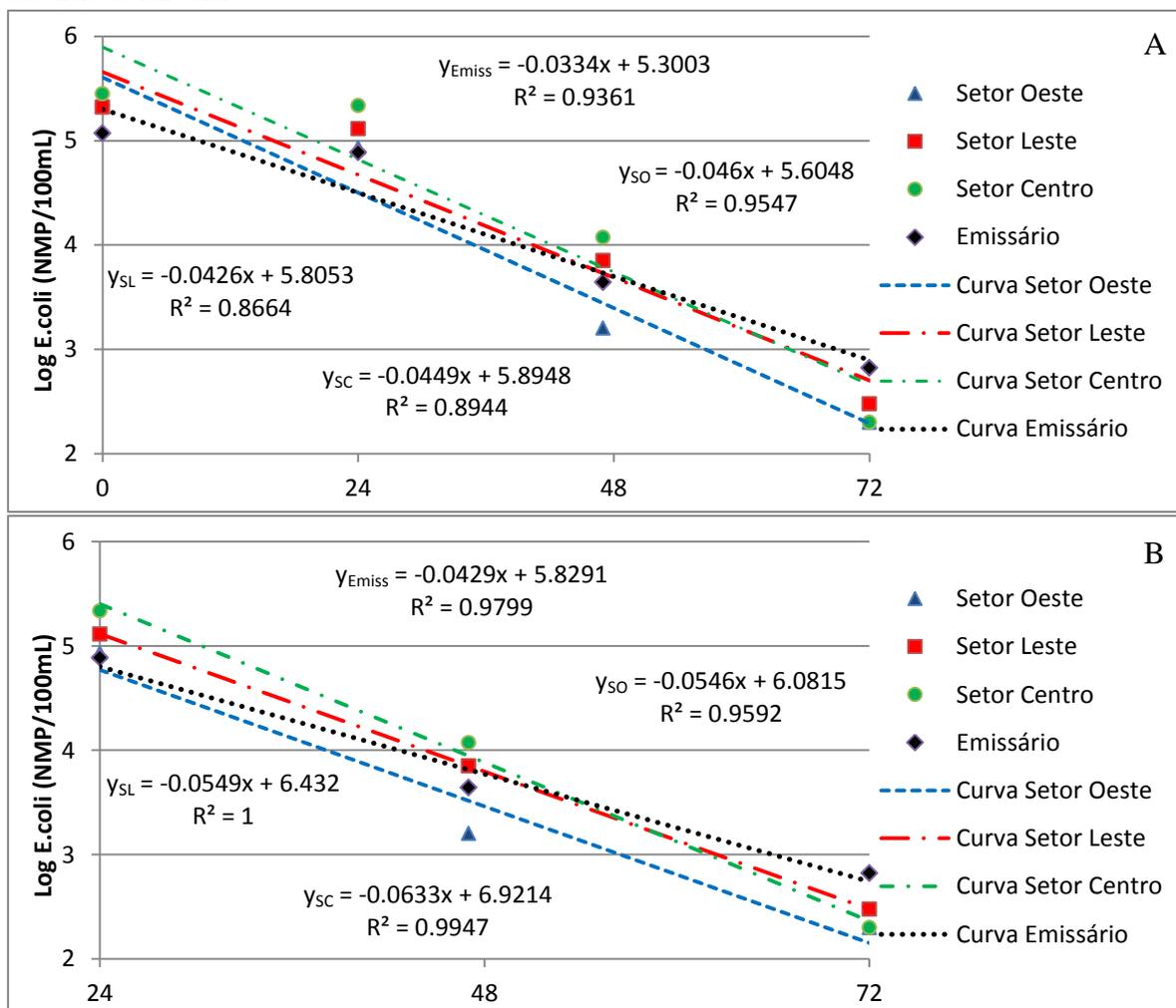
Como se observa na Figura 50, os coeficientes de correlação encontrados variaram de bons ($R_2 = 0,86$) a excelentes ($R_2 = 1$). Este último caso foi obtido quando se excluíram as concentrações mensuradas no instante inicial.

Os valores de T_{90} encontrados nas proximidades do emissário são bastante condizentes com a faixa de variação entre 25,98 a 30,99 relatados por Salas (2006) em ensaios semelhantes aos aqui realizados, porém com águas do mar cantábrico (norte da Espanha) e se utilizando de cepas puras de *E. coli*. Já Pereira e Alcântara (1993), em ensaios com águas do estuário de Aveiro (Portugal) e com uso de culturas de *E. coli* autóctones, encontraram valores entre 35 e 59 horas.

Nos estudos sobre decaimento bacteriano realizados por Sarikaya e Saatçi (1995) com coliformes totais são relatados valores de 21,6 horas a 30°C e 31,6 a 25°C, os quais estão dentro da faixa aqui encontrada para as águas próximas à costa e ao emissário, muito embora os nossos trabalhos tenham se focado em *E. coli*.

Ressalta-se que os valores aqui encontrados são bem superiores àqueles mencionados na Tabela 10, em função de estes representarem as condições noturnas enquanto aqueles as condições diurnas (muito provavelmente em horários em torno do meio-dia).

Figura 50 – Curvas de decaimento de populações de *E. coli* expostas à água marinha das áreas indicadas na ausência de luz solar.



Fonte: o autor.

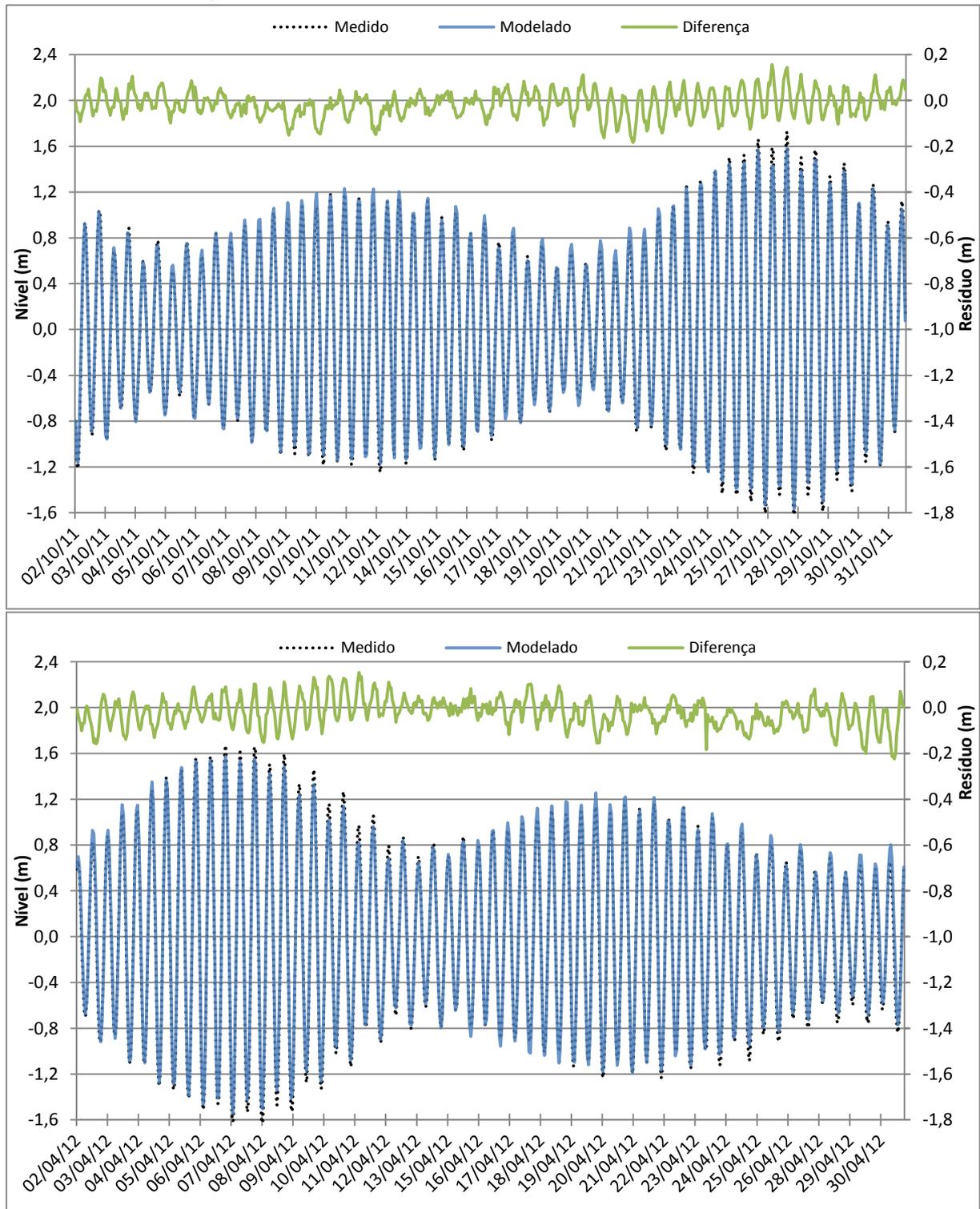
Curvas da figura B obtidas com a exclusão dos valores referentes ao tempo inicial.

5.2 Modelo hidrodinâmico

5.2.1 Níveis modelados

A concordância visual entre observações e os resultados de modelagem para o nível da água foi muito satisfatória tanto em termos de amplitude como de fase. Como valor de coeficiente de eficiência, chegou-se a um valor de 0,998 (Tabela 19) para os resultados mostrados na Figura 51, o que indica uma excelente capacidade do modelo em reproduzir os valores medidos de nível.

Figura 51 – Comparação entre níveis de água gerados pelo modelo e medidos em campo na estação de controle (outubro de 2011 e março de 2012).



Fonte: o autor.

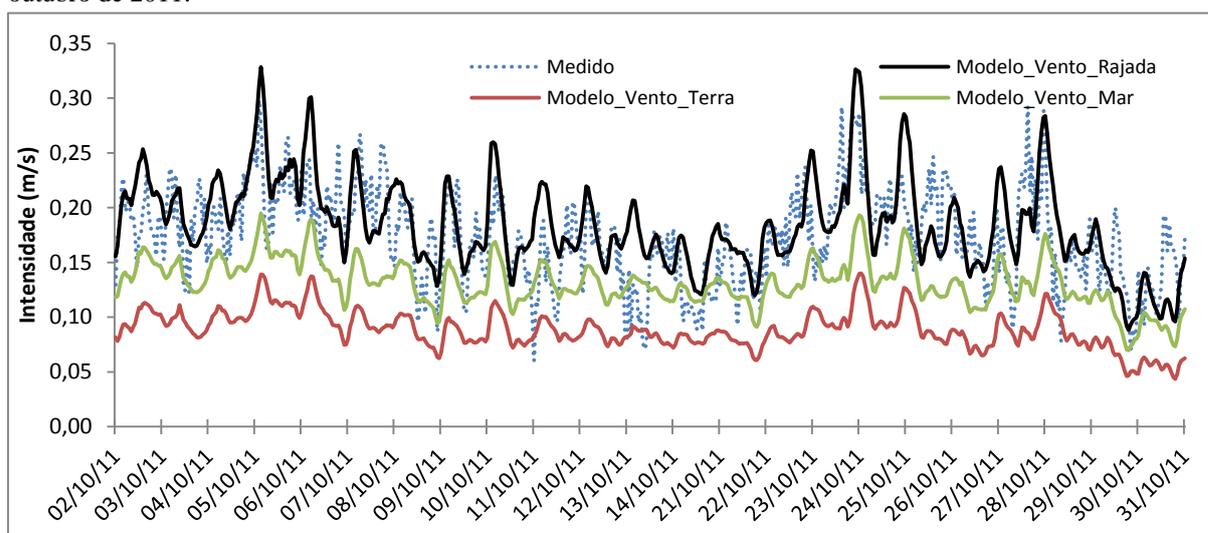
Os gráficos superiores mostram, em escala ampliada, os resíduos entre valores medidos e modelados.

5.2.2 Correntes modeladas

Os dados de corrente obtidos por meio de medições e modelados na presente tese mostram que o regime de correntes da costa de Fortaleza é primariamente comandado pelos ventos, com um papel secundário para as marés.

A Figura 52 mostra as intensidades médias da coluna de água medidas e modeladas no ponto de controle indicado na Figura 34. É evidente uma melhor reprodução dos registros medidos pelo modelo que utilizou como forçante meteorológica os ventos com velocidades de rajada. O modelo forçado com ventos medidos em terra convertidos para vento sobre a superfície do mar (modelo vento mar), ainda resultou em velocidades inferiores às medidas, embora tenha apresentado uma significativa melhora em relação ao modelo forçado com ventos medidos em terra sem transformação.

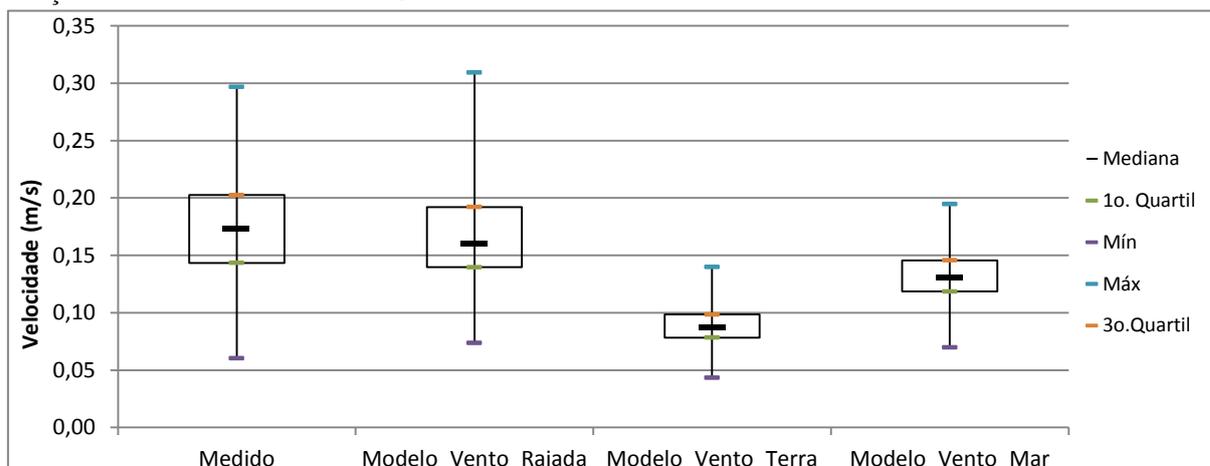
Figura 52 – Intensidades de correntes, promediadas na vertical, medidas e modeladas na estação de controle em outubro de 2011.



Fonte: o autor.

O gráfico *box-plot* da Figura 53 resume o conjunto de dados das intensidades médias da coluna de água medidas e modeladas no ponto de controle. Mais uma vez é evidente uma melhor semelhança entre os parâmetros oriundos dos registros medidos pelo modelo que utilizou como forçante meteorológica os ventos com velocidades de rajada.

Figura 53 – Estatística básica das intensidades das correntes, promediadas na vertical, medidas e modeladas na estação de controle em outubro de 2011.

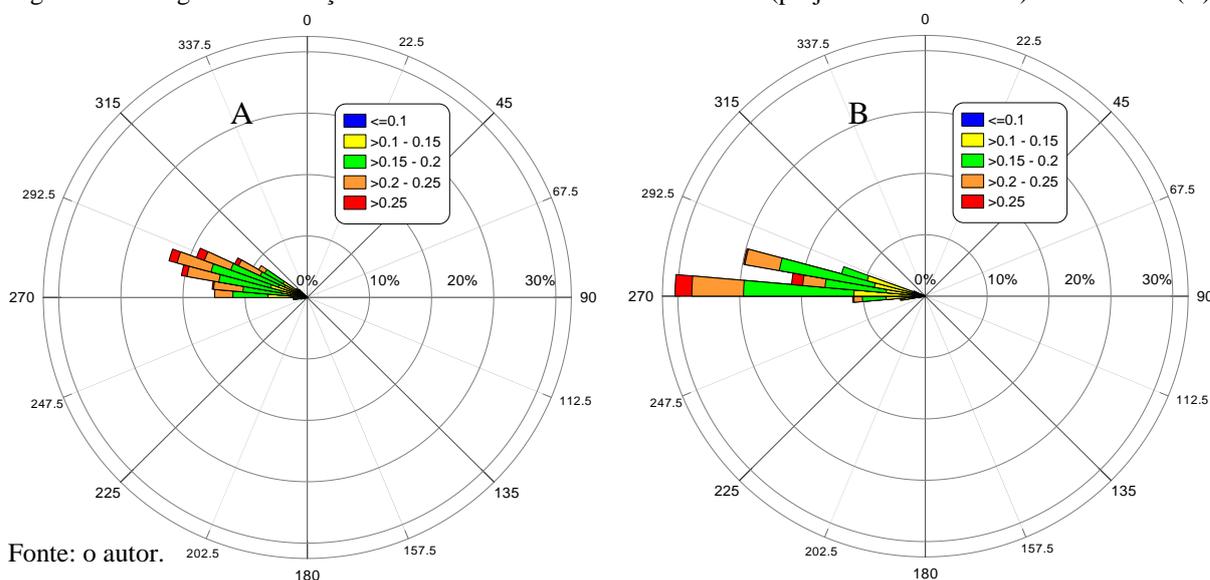


Fonte: o autor.

Quanto à capacidade do modelo de prever os componentes de velocidade e nível, a Tabela 19 sumariza os índices de concordância de Willmott e os coeficientes de determinação (R^2) para os modelos forçados com ventos médios medidos em terra, ventos de rajada e ventos transformados para a superfície do mar. Os modelos apresentam uma excelente capacidade de reproduzir os níveis medidos, independentemente do tipo de vento utilizado. Quanto às componentes de velocidade U e V e intensidade das correntes, observa-se que o modelo que melhor se ajusta aos dados medidos de fato é aquele forçado com ventos com velocidades de rajada, pois ambos os índices foram os maiores encontrados.

Com relação às direções das correntes modeladas (Figura 54), estas apresentaram um desvio médio de 10° a menos em relação aos valores medidos, predominando as correntes medidas em torno de 286° .

Figura 54 – Diagrama de direções e intensidades de correntes medidas (projeto RECOFOR -A) e modeladas (B).



Fonte: o autor.

Tabela 19 – Índices de concordância e coeficientes de determinação dos modelos forçados com diferentes ventos.

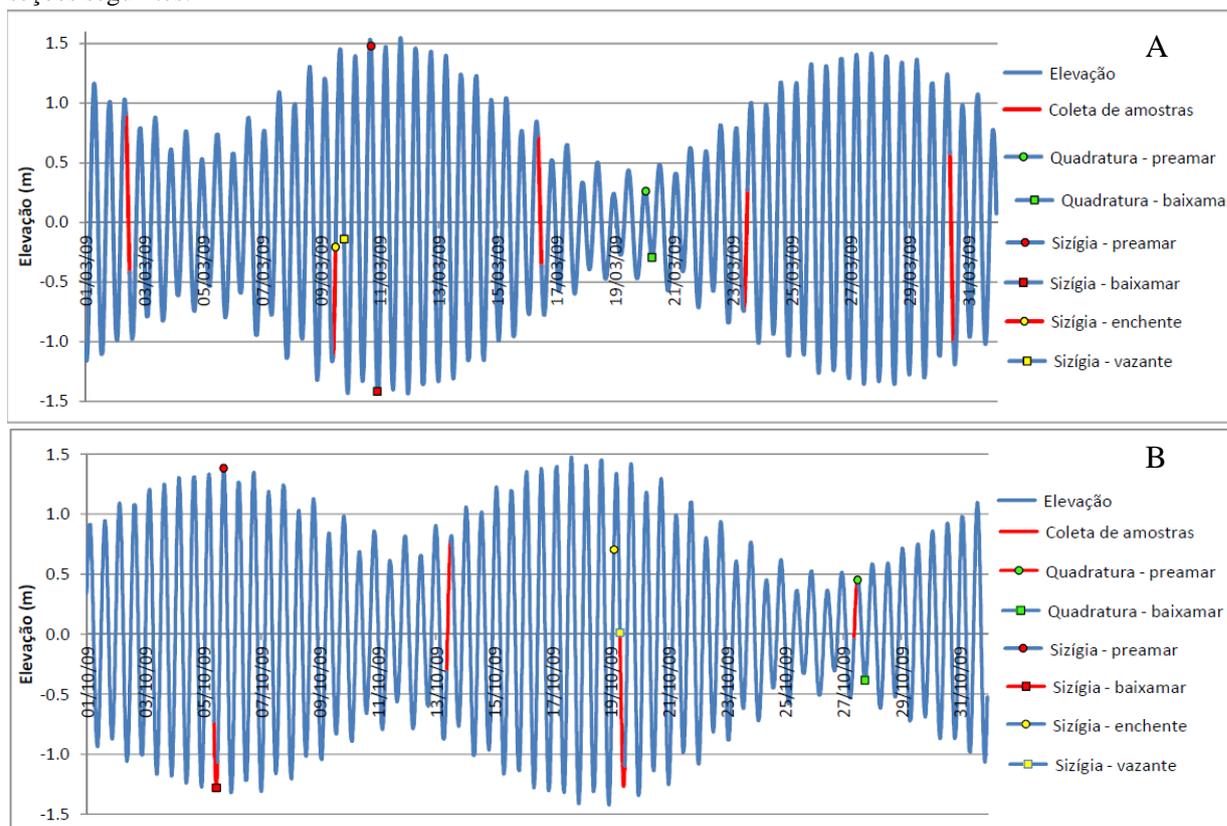
Mês / Ano	Tipo de Erro	Componente	Vento Rajada	Vento Mar	Vento Terra
Outubro /2011	Willmott	U	0,77	0,59	0,46
	Willmott	V	0,64	0,61	0,59
	Willmott	I	0,77	0,56	0,44
	Willmott	Nível	0,998	0,998	0,998
	R ²	U	0,37	0,31	0,31
	R ²	V	0,51	0,47	0,46
	R ²	I	0,36	0,29	0,28
	R ²	Nível	0,994	0,994	0,994

Fonte: o autor.

Em função de se ter obtido uma melhor calibração do modelo hidrodinâmico com velocidades de vento de rajada, foi adotado este método como padrão para os demais períodos de simulação.

Passa-se a seguir a apresentar o comportamento das correntes modeladas nas áreas de interesse e em alguns instantes identificados dos meses de março e outubro de 2009 (Figura 55), tomando-se por base a variação de maré e os intervalos em que houve coleta de amostras pela SEMACE para emissão de boletins de balneabilidade.

Figura 55 – Marés de março (A) e outubro (B) de 2009 com indicação de instantes específicos analisados nas seções seguintes.



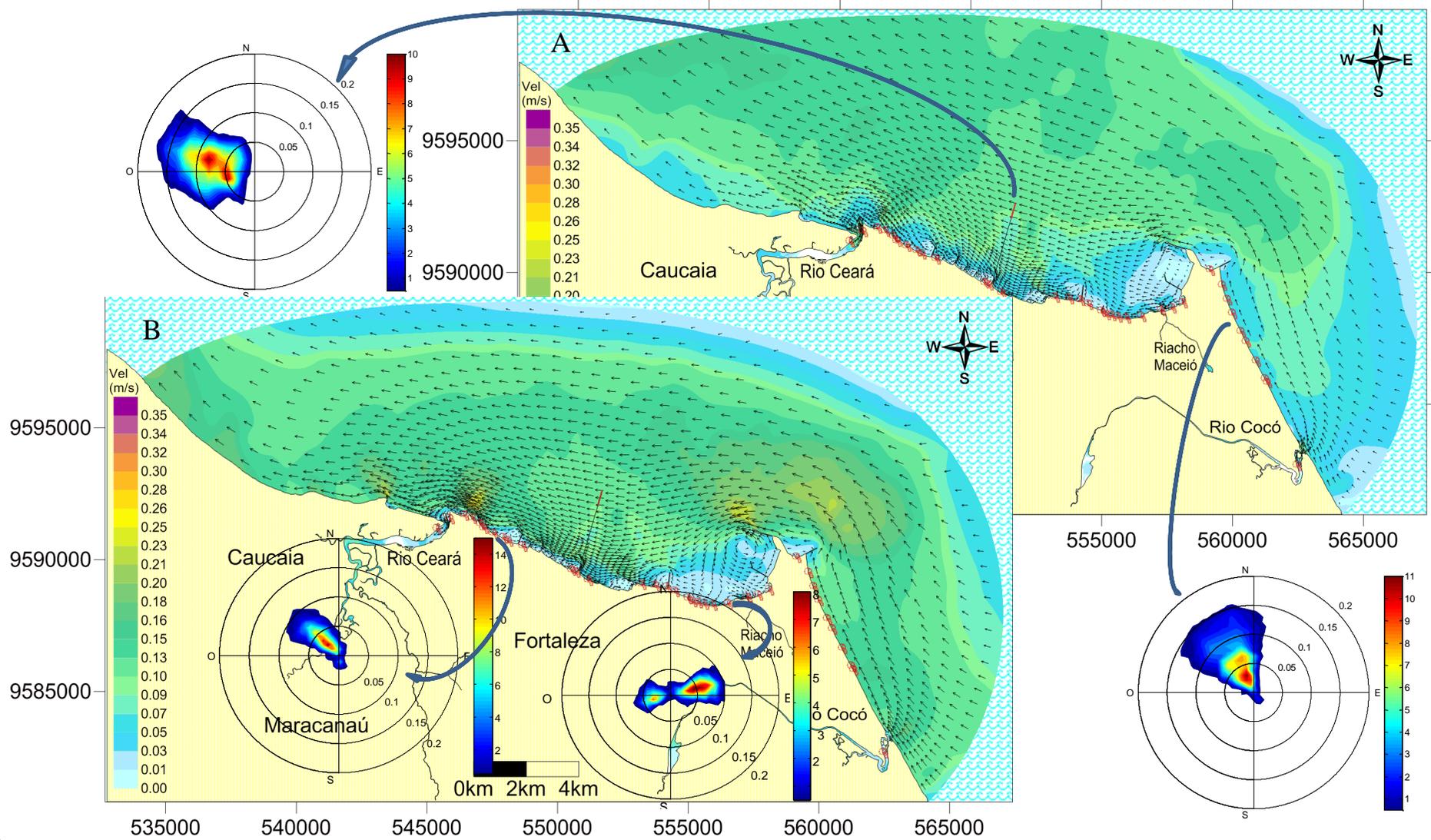
Fonte: o autor.

Linha em vermelho ilustra os intervalos em que houve coleta de amostra pela SEMACE.

As Figuras 56 a 59 mostram sequências de mapas de correntes promediadas na vertical durante os instantes destacados na Figura 55. A direção predominante é para oeste, havendo, no entanto, um padrão mais complexo próximo à costa e à área portuária, em especial nas praias do setor centro em função da influência da Ponta do Mucuripe. Observa-se a formação de um vórtice anti-horário na área portuária e nas proximidades dos maiores espigões das praias do setor centro e leste, com significativa redução das velocidades e consequente tendência a uma menor renovação da água.

Observando-se os gráficos de distribuição de frequência de ocorrência das correntes costeiras das Figuras 56 e 57, pode-se afirmar que as mesmas tendem a assumir a orientação geral da costa, com direção para Norte-noroeste nos setores leste e oeste, enquanto no setor centro (riacho Maceió – praia 14C) há uma inversão de predominância entre Leste-nordeste e Oeste-sudeste, em especial no mês de março (Figura 56). Já nas proximidades do emissário as correntes predominam para Oeste-noroeste, com média de 278°.

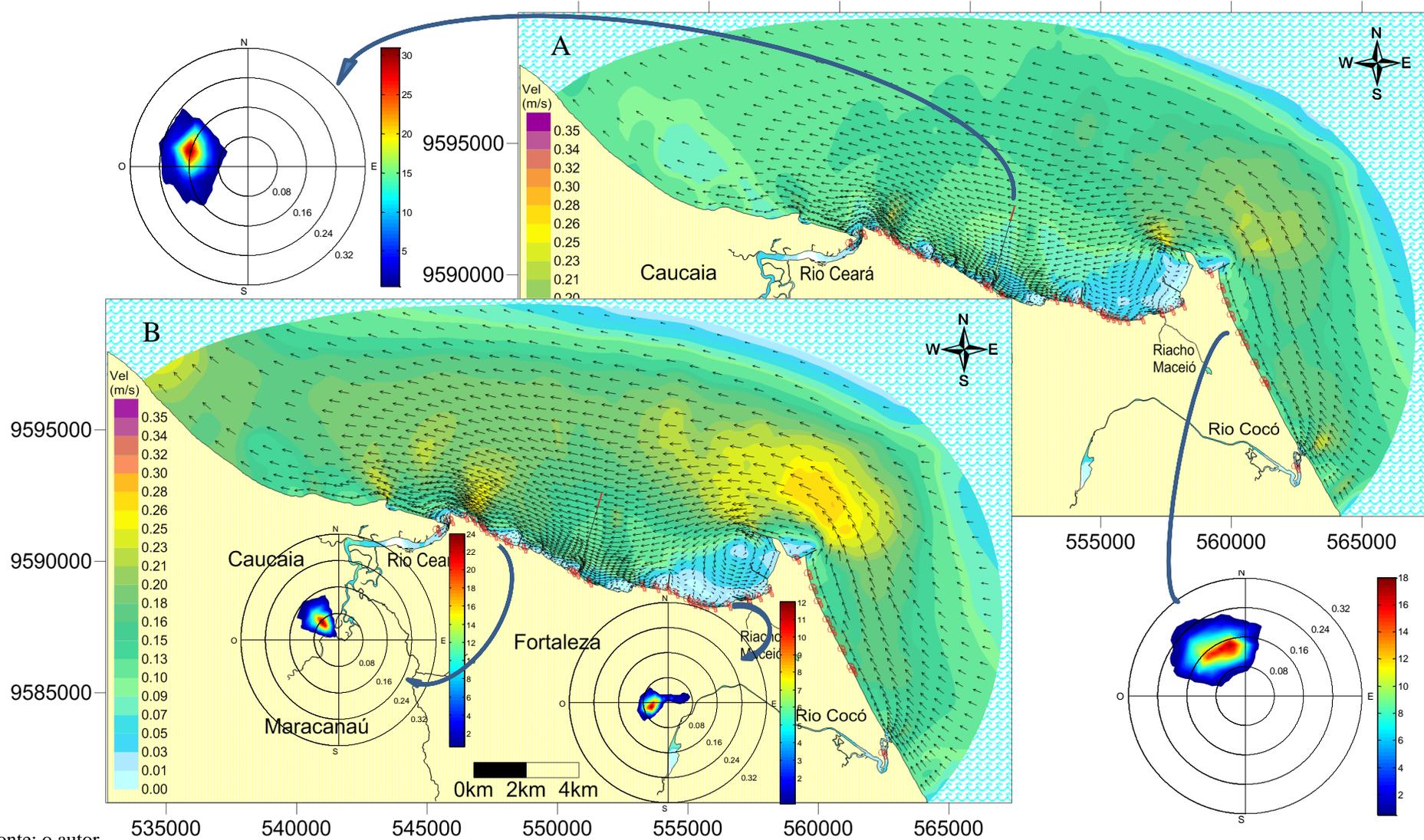
Figura 56 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia no mês de março de 2009.



Fonte: o autor.

Os gráficos inseridos mostram as distribuições de frequência polar das correntes próximas aos locais indicados, durante todo o mês.

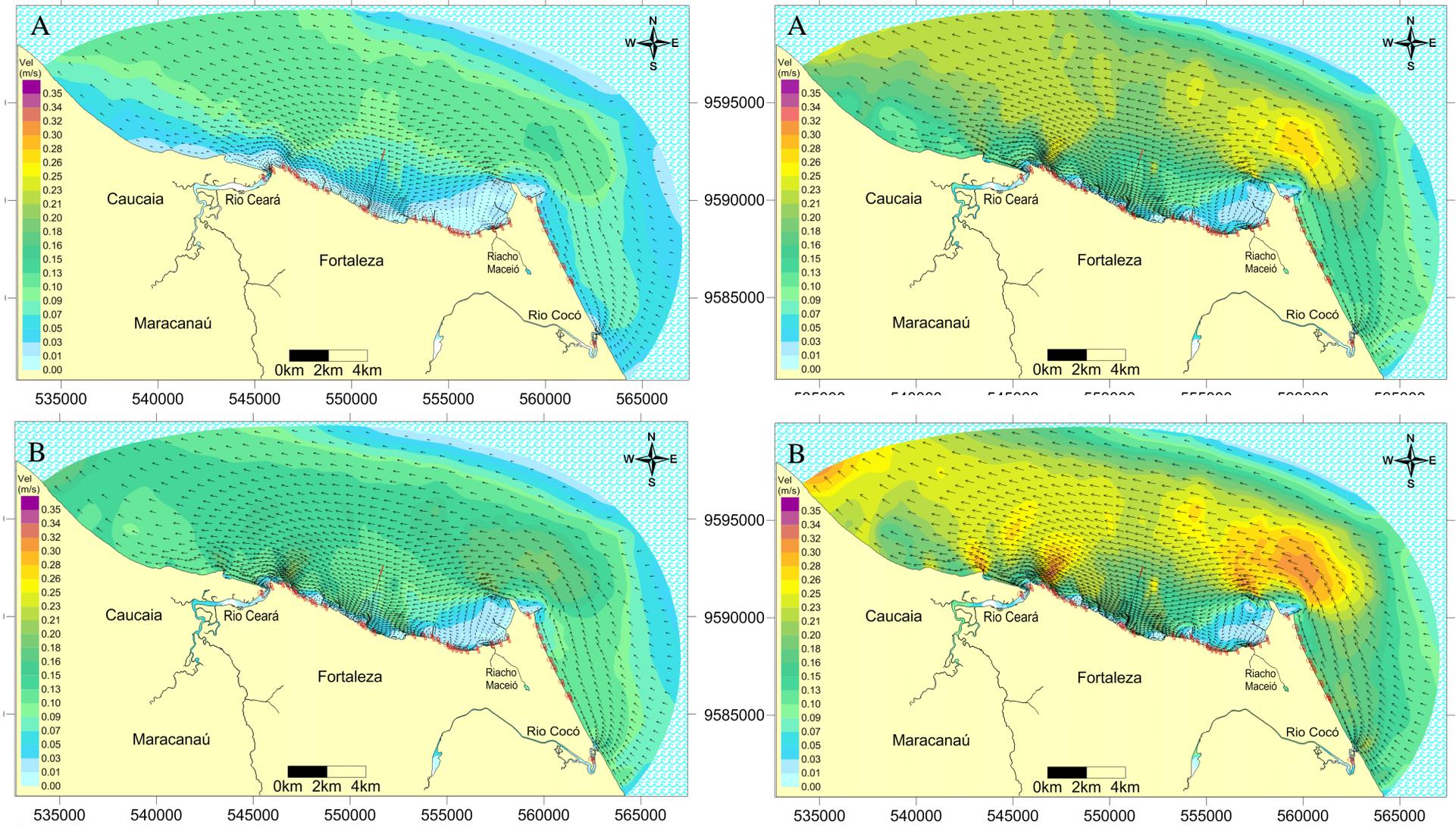
Figura 57 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia no mês de outubro de 2009.



Fonte: o autor.

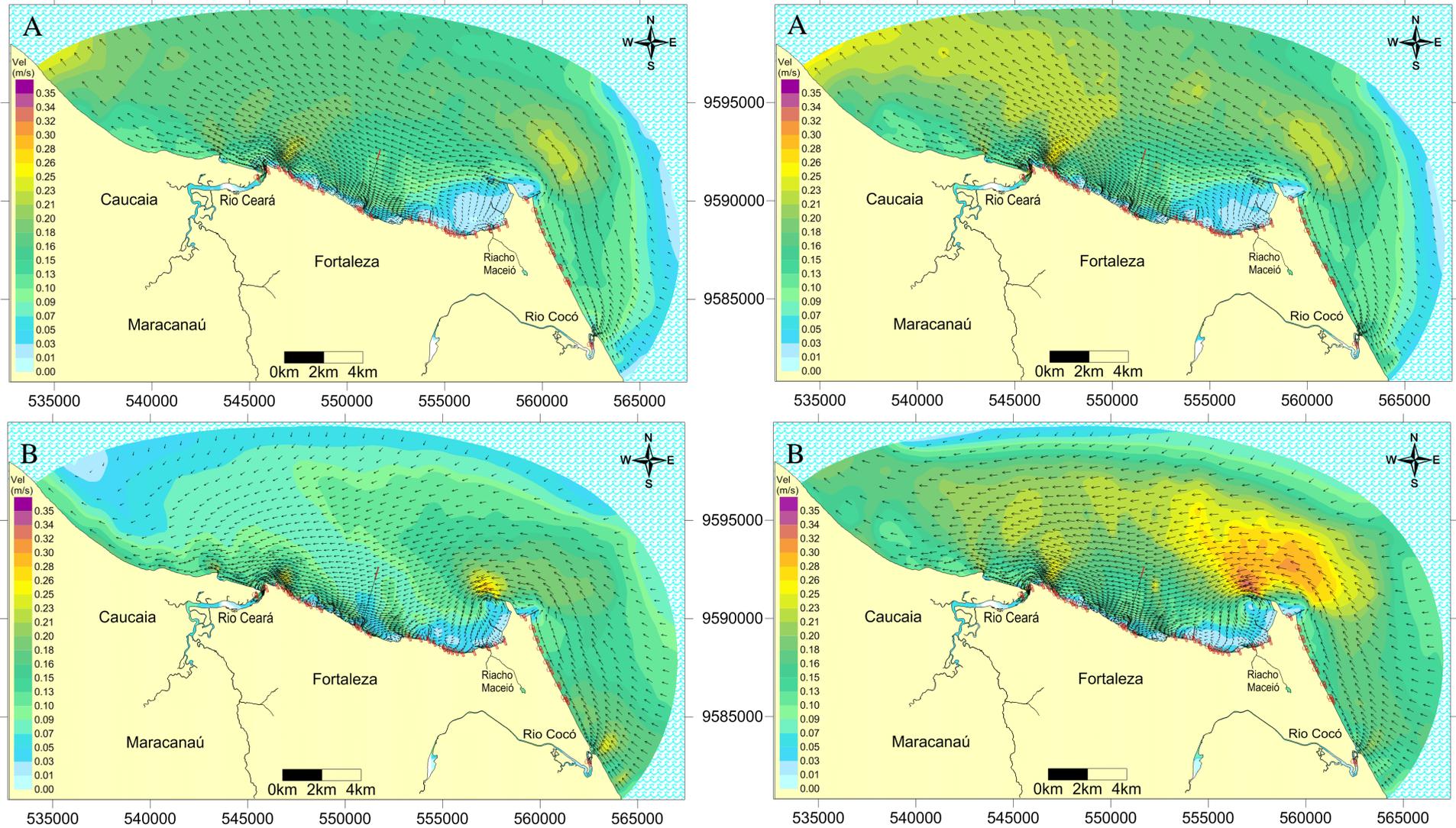
Os gráficos inseridos mostram as distribuições de frequência polar das correntes próximas aos locais indicados, durante todo o mês.

Figura 58 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de quadratura nos meses de março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.



Fonte: o autor.

Figura 59 – Comportamento típico das correntes marinhas da região em vazante (A) e enchente (B) de sizígia nos meses de março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.



Fonte: o autor.

Nas proximidades dos difusores do emissário a intensidade média das correntes foi de 0,15 m/s, com um máximo de 0,24 m/s em outubro, enquanto em março estes valores foram de 0,07 e 0,15 m/s (média e máxima) em março. Já nas proximidades do riacho Maceió a média foi de 0,05 m/s, com máximo de 0,12 m/s em outubro, enquanto em março esses valores foram de 0,04 e 0,10 m/s, (média e máximo). Este comportamento sazonal é explicado pelas mudanças dos ventos, como visto nas Figuras 39 e 40.

Observou-se ainda uma influência de borda nas correntes modeladas no extremo leste do domínio durante alguns instantes do mês de março (Figuras 56-A, 58-A e 59-A), quando da ocorrência simultânea de dois fatores: baixamar ou marés vazantes e redução das velocidades de vento. Tentou-se corrigir este problema forçando os ângulos normais à fronteira na condição de afluxo de água, de modo a que toda a massa de água que entrasse no domínio seguisse uma orientação pré-definida. No entanto este artifício não surtiu resultado, apontando para uma necessidade de ampliação da malha nesta região.

Apesar deste problema, a distribuição de frequência das correntes na Praia do Futuro (setor leste – Figuras 56 e 58) mostra que as mesmas não aparentam ter sofrido tal influência.

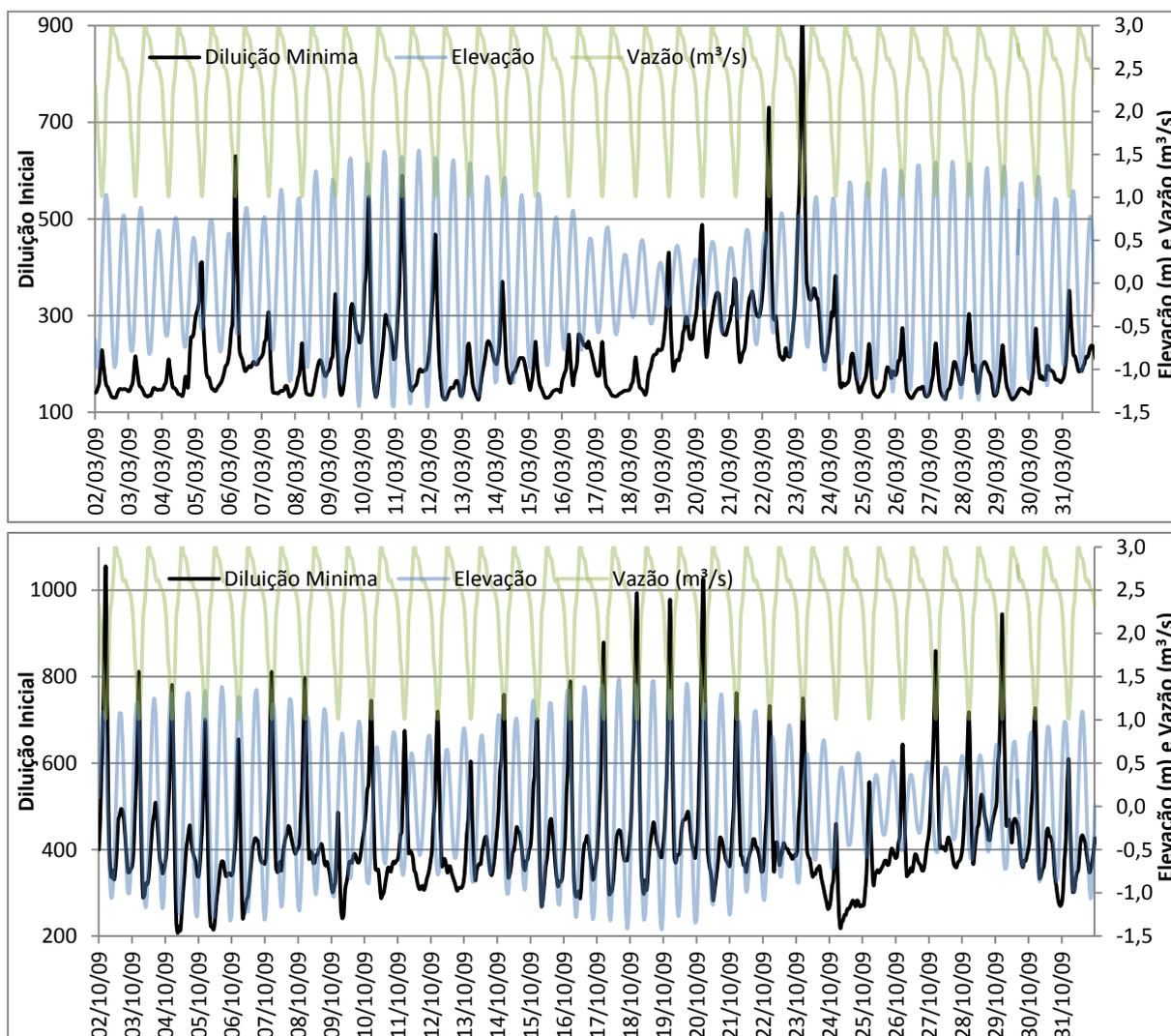
5.3 Modelo de campo próximo e de decaimento

5.3.1 Diluição inicial do emissário submarino de Fortaleza

De acordo com Tian *et al.*, (2004), a diluição inicial no campo próximo depende das correntes marinhas e, obviamente, da coluna d'água acima dos difusores e das vazões lançadas. Esta é a razão da grande variabilidade das diluições mostradas na Figura 60. As maiores diluições ocorrem durante as marés altas, na presença das maiores correntes e durante o lançamento de reduzidas vazões. Em março foram observadas diluições iniciais entre 126 e 910, enquanto que em outubro elas variaram de 208 a 1.047. O motivo de março apresentar menores diluições reside nas menores intensidades de correntes observadas naquele mês.

Os picos de diluição, acima de 800 em outubro e de 700 em março, são explicados pela ocorrência conjunta de correntes acima de 0,14 m/s, vazões mínimas lançadas (entre 1 e 1,2 m³/s) e preamares nos respectivos instantes. Esta última promove uma altura de coluna d'água sobre os difusores de até 17 metros.

Figura 60 – Diluição inicial estimada pelo modelo e vazão lançada pelo emissário submarino de Fortaleza e previsão de maré para os meses de março e outubro de 2009.

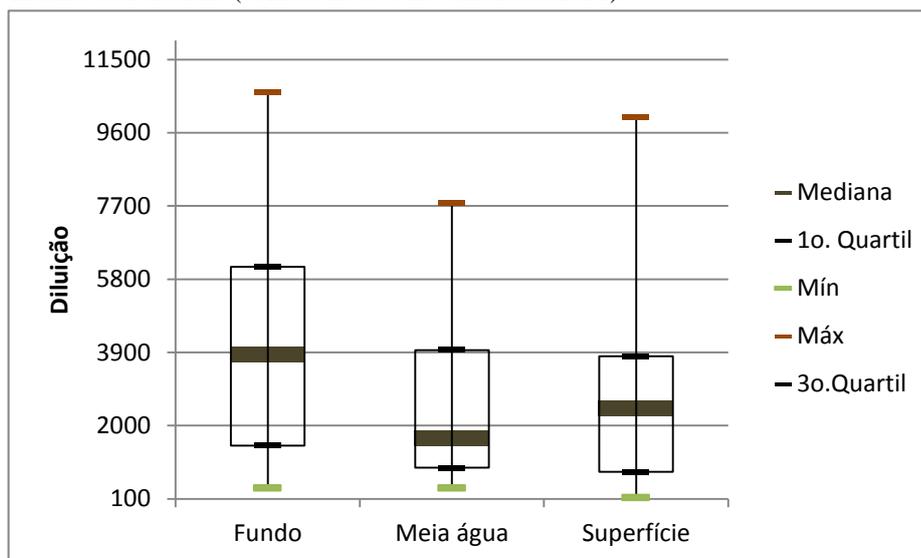


Fonte: o autor.

Avaliando-se os dados produzidos pelo monitoramento do emissário, verifica-se que a diluição sofrida pela pluma de efluentes na área próxima aos difusores (estações A1, B1, B2 e B3) apresentou uma grande variação, indo desde 136, próximo à superfície, até 11.500 no fundo (Figura 61). Restringindo-se esta avaliação apenas às amostras coletadas próximas à superfície da estação A1, localizada a 100 m dos difusores e sendo a mais próxima à área do campo próximo, as diluições, agora iniciais, variaram entre 380 e 2.727. Quando se compara estas diluições com aquelas previstas pelo modelo de campo próximo, para as respectivas condições de corrente, maré e vazões médias lançadas, encontra-se que o modelo previu diluições entre 1,25 e 3,66 vezes menores que estas. Tais diferenças são naturais de ocorrer, uma vez que tanto as condições de coleta e análises de amostras quanto às variáveis de entrada do modelo (cargas instantâneas lançadas e ventos locais) não são as ideais para este

tipo de comparação. O correto seria utilizar dados oriundos de campanhas desenhadas e executadas com este objetivo, envolvendo condições controladas de aplicação de traçadores conservativos (*e.g.* Rhodamina WT) e seu monitoramento ao longo de seções transversais da pluma. Exemplos destes estudos são reportados por Pecly *et al.* (2011), Roldão *et al.* (1995) e Roldão *et al.* (1998).

Figura 61 – Diluições observadas nas estações A1, B1, B2 e B3 durante campanhas de monitoramento do emissário submarino de Fortaleza (abril de 2009 a novembro de 2011).

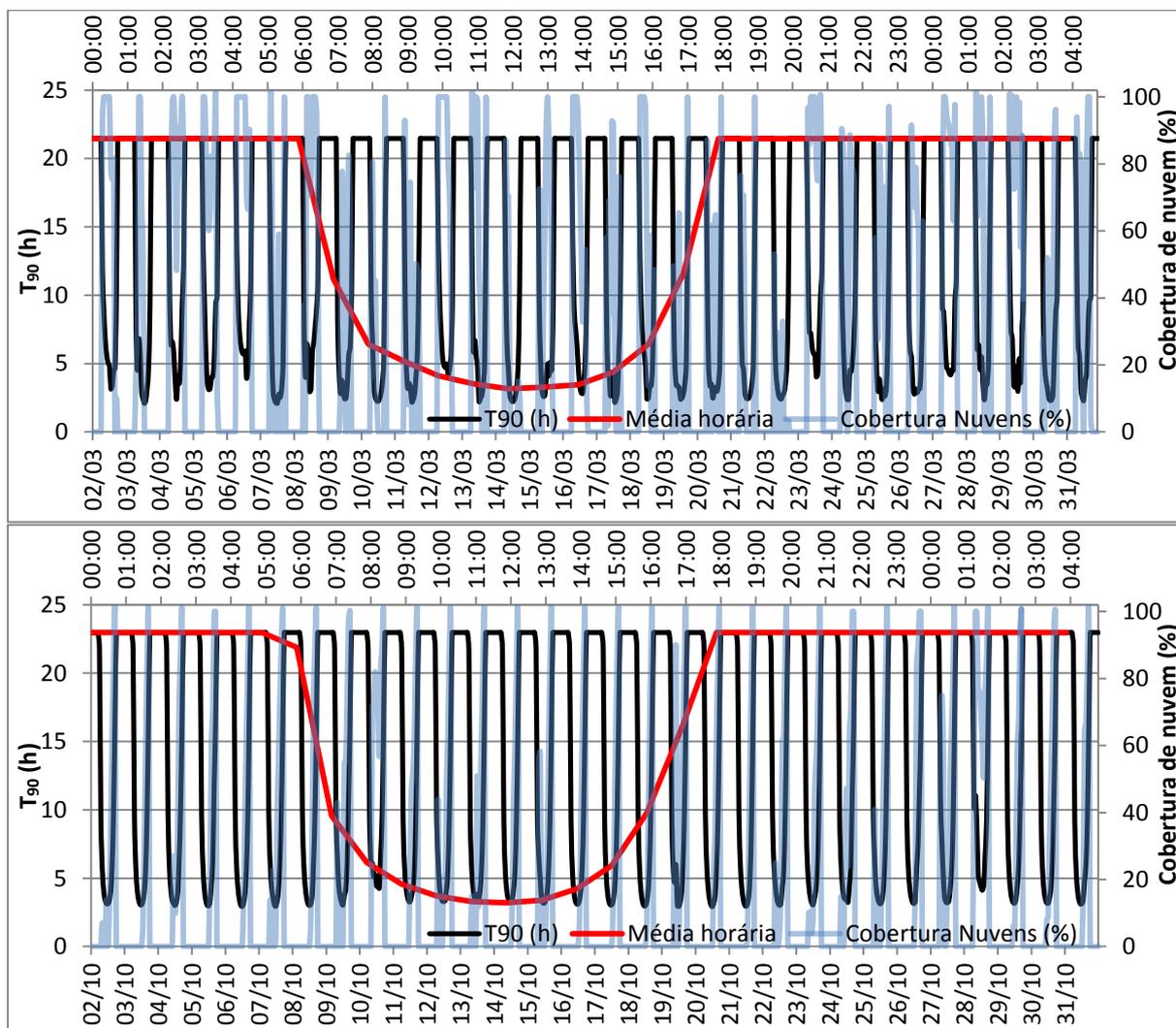


Fonte: o autor.

5.3.2 Taxas de Decaimento

Com relação aos valores de T_{90} estimados pelo modelo de decaimento, os períodos noturnos são aqueles onde se observaram os maiores valores (21,5 horas em março e 23 horas em outubro), em função da ausência da radiação solar. Observando a Figura 62, verifica-se que durante os períodos diurnos, os horários entre 12:00h e 13:00h conduzem aos menores tempos em função das maiores intensidades de radiação se concentrarem neste intervalo, para a região de Fortaleza.

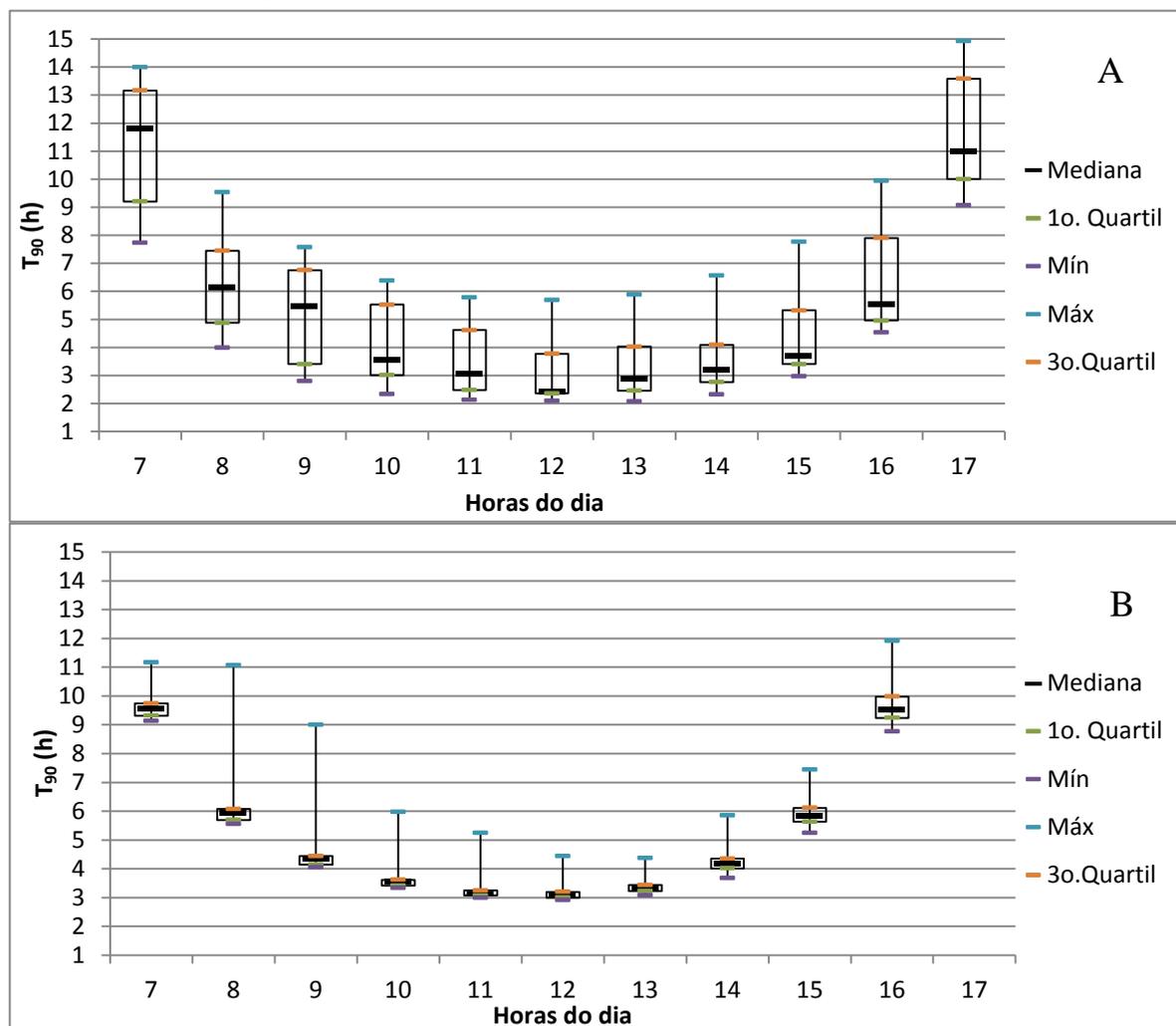
Figura 62 – Valores de T_{90} médios horários e ao longo dos dias de março (superior) e outubro (inferior) de 2009 para o emissário submarino de Fortaleza, acompanhados dos percentuais de cobertura de nuvem utilizados nos modelos.



Fonte: o autor.

Devido à menor cobertura de nuvens dos meses de outubro, observa-se neste uma maior frequência diurna de baixos valores de T_{90} e uma maior homogeneidade da distribuição, estando mais de 75% dos valores (3º. Quartil) abaixo de 4 horas durante o intervalo entre as 10 e 13h (Figura 63 B). Ao passo que em março este intervalo se reduz para 12 às 13h (Figura 63 A). Há de se esperar, portanto, que nos meses chuvosos haja uma maior persistência da contaminação fecal nas águas da região, apesar de se observar que em março foram encontrados valores mínimos de T_{90} de 2,1 horas enquanto em outubro os mínimos valores foram de 2,9 horas. Este fato se explica pela maior transparência da água típica do primeiro semestre (Figura 48) em função da menor turbulência, com conseqüente menor ressuspensão de materiais, provocada pela redução da velocidade das correntes desse período.

Figura 63 – Estatística dos valores de T_{90} ao longo das horas diurnas em março (A) e outubro (B) de 2009 na área do entorno do emissário submarino.



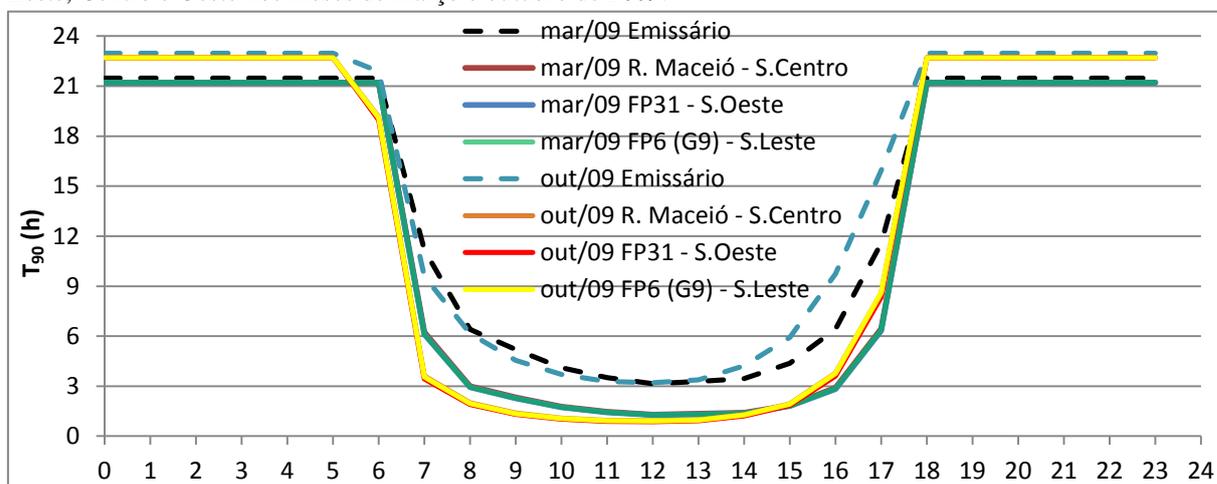
Fonte: o autor.

Comparando-se os valores médios horários produzidos pelo modelo para a região do entorno do emissário e para as praias, observa-se que estes últimos são menores (Figura 64), reflexo de uma menor espessura de coluna d'água disponível para absorção da radiação solar incidente.

A faixa de variação diurna calculada pelo modelo (entre 2,1 e 16,3 horas nas proximidades do emissário e entre 0,8 e 9,5 nas praias) é coerente com aquela encontrada por Pereira *et al.* (2008), entre 0,8 e 9,9 horas, para uma cepa de *E. coli* isolada no Riacho Maceió e incubada em água marinha sob condições de contínua exposição à radiação solar natural, tendo esta água origem na área próxima à desembocadura daquele riacho. Apesar desta semelhança, algumas ressalvas a este estudo devem ser consideradas em função do mesmo se limitar a experimentos de laboratório sem o devido monitoramento das intensidades de

radiação solar incidentes na população exposta, não sendo possível, portanto, precisar a que horários aqueles valores de T_{90} correspondem.

Figura 64 – Valores médios horários de T_{90} para a região do entorno do emissário e para as praias dos setores Leste, Centro e Oeste nos meses de março e outubro de 2009.



Fonte: o autor.

Estudos de campo realizados por Occhipinti (1976) na costa de Fortaleza entre setembro de 1975 e janeiro de 1976 para a elaboração do projeto do emissário de Fortaleza, resultaram em valores de T_{90} para Coliformes totais entre 1 e 1,5 horas. A obtenção de valores tão baixos indica que possivelmente tais ensaios foram conduzidos nos horários de maior insolação ou a profundidades reduzidas, conduzindo provavelmente a uma subestimação deste parâmetro.

Estudos levados a cabo no Mar Vermelho por Sarikaya e Saatçi (1995), resultaram em valores de T_{90} em condições de luminosidade de 0,53 horas, enquanto em ausência de luz os valores aumentavam entre 70 e 80 vezes. Já estudos mais recentes realizados por Yukselen *et al.* (2003) no Mar Negro, encontraram valores de T_{90} 20 vezes maiores em presença de luz que em sua ausência. Já Šolić e Krstulović (1992) obtiveram valores de T_{90} para o Mar Adriático variando entre 0,96 e 4,89 horas, dependendo da intensidade de luz a que os indicadores estavam expostos, enquanto que na ausência de luz se chegou a alcançar valores entre 51,2 e 145,1 horas.

No presente trabalho os valores teóricos gerados pelos modelos em condições de ausência de luz foram até 30 vezes maiores que aqueles produzidos para a condição de máxima luminosidade. De forma análoga, os valores determinados nos ensaios de laboratório em condições noturnas foram até 37 vezes maiores que aqueles relatados por Pereira *et al.* (2008) sob condições de luminosidade local.

Comparando-se os valores de T_{90} encontrados nos ensaios de laboratório e produzidos pelo modelo apresentado em 4.1.2.2, ambos sob as mesmas condições de radiação solar, salinidade e temperatura, nota-se uma excelente coerência para as águas provenientes das praias. Neste caso, os valores calculados estiveram entre 22,5 e 22,7 horas enquanto os ensaiados em laboratório estiveram entre 21,8 e 24,5 horas – (Tabela 20). Já os valores de T_{90} gerados pelo modelo para o entorno do emissário se apresentaram menores que os ensaios de laboratório. Como discutido no item 5.1.5, tal fato pode ter sido devido à atividade de predação encontrada no meio, atividade esta que em geral não é prevista pela formulação adotada no modelo, uma vez que é fortemente dependente da biota local, necessitando ser calibrada para cada região onde o modelo é aplicado.

Tabela 20 – Valores de T_{90} obtidos pelos ensaios de decaimento modelados para as mesmas condições de salinidade e temperatura (28°C).

Parâmetros	Emissário	Setor Leste	Setor Centro	Setor Oeste	Média dos Setores
Salinidade (‰)	35,7	36,5	36,1	36,1	36,2
T_{90} medido (h)	30,0	24,5	22,4	21,8	22,9
T_{90} modelado (h)	22,7	22,5	22,6	22,6	22,6
Diferença (%)	24	8	-1	-4	1

Fonte: o autor.

Visto que o parâmetro T_{90} é de crucial importância à avaliação do comportamento de efluentes sanitários lançados em corpos d'água, recomenda-se que sejam feitos novos ensaios em laboratório e em campo, acompanhados da medição da intensidade de radiação incidente, salinidade e temperatura para construção das curvas de decaimento e, com elas, obtidas as taxas de decaimento e os valores de T_{90} em função dos parâmetros ambientais coletados. Estas taxas devem ser correlacionadas com os parâmetros citados para obtenção de funções que descrevam o comportamento destas bactérias frente aos parâmetros levantados localmente

5.4 Concentrações mensuradas e modeladas

5.4.1 Entorno do emissário

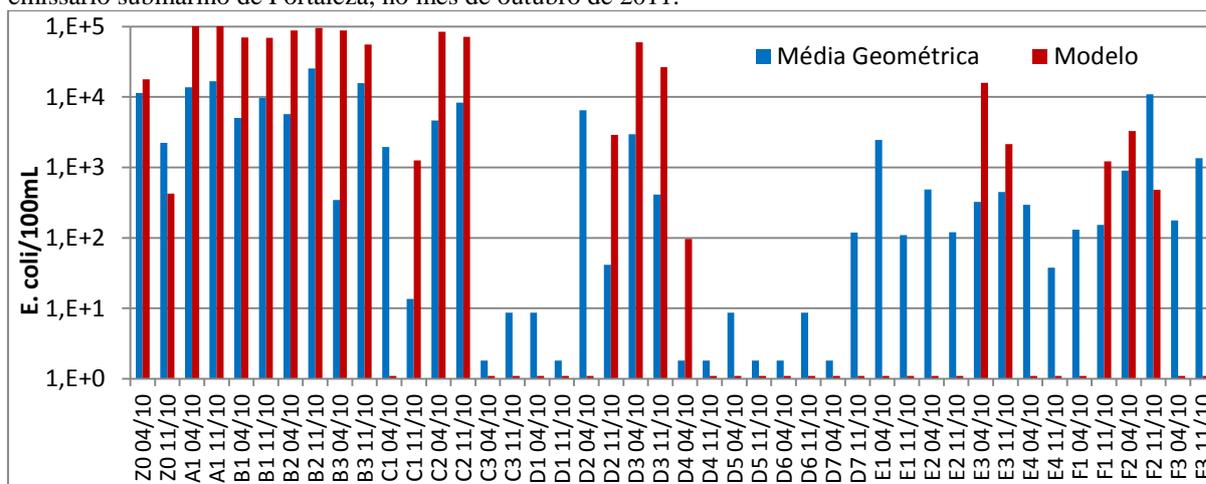
Aplicando-se o teste de análise de variância (ANOVA) aos dados produzidos pelo LABOMAR durante o monitoramento da qualidade bacteriológica das águas da área de influência do emissário submarino, verificou-se não haver diferença estatisticamente significativa (a um nível de significância de 95%) entre as amostras coletadas a diferentes profundidades em toda a área. Tal constatação pode indicar uma coluna d'água bem homogênea ou erro sistêmico devido à contaminação das amostras durante sua coleta. Esta

hipótese não pode ser descartada em função das amostragens terem sido realizadas com o auxílio de uma mesma garrafa de coleta que não passava por processo de descontaminação entre as coletas, permitindo assim que a amostra coletada em um nível que poderia apresentar uma menor concentração de *E. coli* fosse contaminada por uma anterior de eventual maior concentração.

Quanto à variabilidade entre estações, a análises aponta para a existência de diferenças estatisticamente significativas entre elas. No entanto entre as estações localizadas imediatamente à jusante dos difusores (A1, B1, B2 e B3), verificou-se não haver diferença significativa. A área onde se encontram estas estações está sob influência direta da zona de mistura do efluente lançado, o qual já foi submetido à diluição inicial, porém ainda não sujeito aos efeitos do decaimento bacteriano, em função do baixíssimo tempo de exposição a que os contaminantes foram expostos. Salienta-se, contudo, que a hipótese de contaminação cruzada levantada anteriormente também pode ter ocorrido entre estas estações.

Quando se compara as concentrações de *E. coli* monitoradas pelo LABOMAR no entorno do emissário em outubro de 2011 com aquelas geradas pelo modelo para o mesmo período, percebe-se que o modelo superestima os valores em torno da zona de mistura (estações Z0, A1, B1, B2 e B3) e daquelas estações cujas posições se alinham com as direções predominantes das correntes na região (278°), quais sejam C2, D3, E3 e F3 (Figura 65). Tais discrepâncias são indícios da necessidade de calibração do modelo de campo próximo e da difusividade do modelo de transporte, uma vez que os resultados das estações que se localizam às margens da pluma (Figura 65) estão subestimados em relação aos dados medidos. Para tanto ensaios com traçadores devem ser empregados para se avaliar as reais diluições obtidas e a difusão transversal da pluma, uma vez que as limitações típicas dos programas rotineiros de monitoramento impedem que os dados gerados sejam usados para este fim.

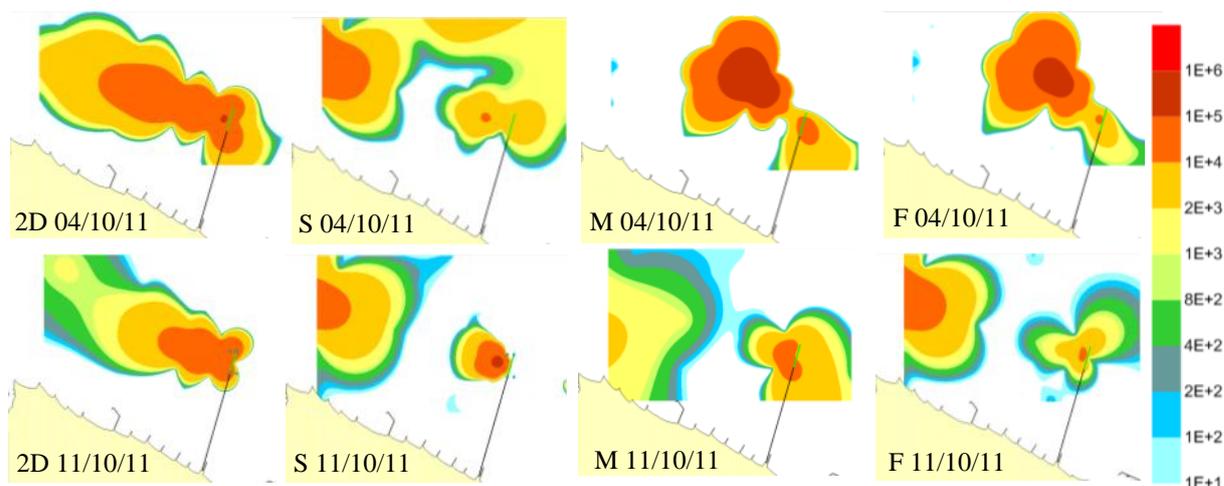
Figura 65 – Concentrações de *E. coli* monitoradas pelo LABOMAR e simuladas pelo modelo no entorno do emissário submarino de Fortaleza, no mês de outubro de 2011.



Fonte: o autor.

Apesar desta discrepância, quando se avalia a tendência de espalhamento dos dados monitorados e modelados, observa-se um comportamento semelhante (Figura 66).

Figura 66 – Distribuição geoestatística das concentrações de *E. coli* modeladas (2D) e monitoradas na superfície (S), meia água (M) e fundo (F) em outubro de 2011.



Fonte: o autor.

5.4.2 Entorno das praias

Apesar da área de praia estar sob influência de fortes turbulências provocadas pela quebra das ondas, tal fato não foi considerado no modelo, de forma semelhante aos trabalhos de Kashefipour *et al.*, (2006) e Martínez (2010). Respaldo a esse procedimento é dado por trabalhos como os de Cea *et al.* (2011), onde demonstram que a contribuição da flutuação da altura de onda e difusão turbulenta implica em menos de 2% da variabilidade dos resultados produzidos por certo modelo de qualidade bacteriológica de águas estuarinas rasas.

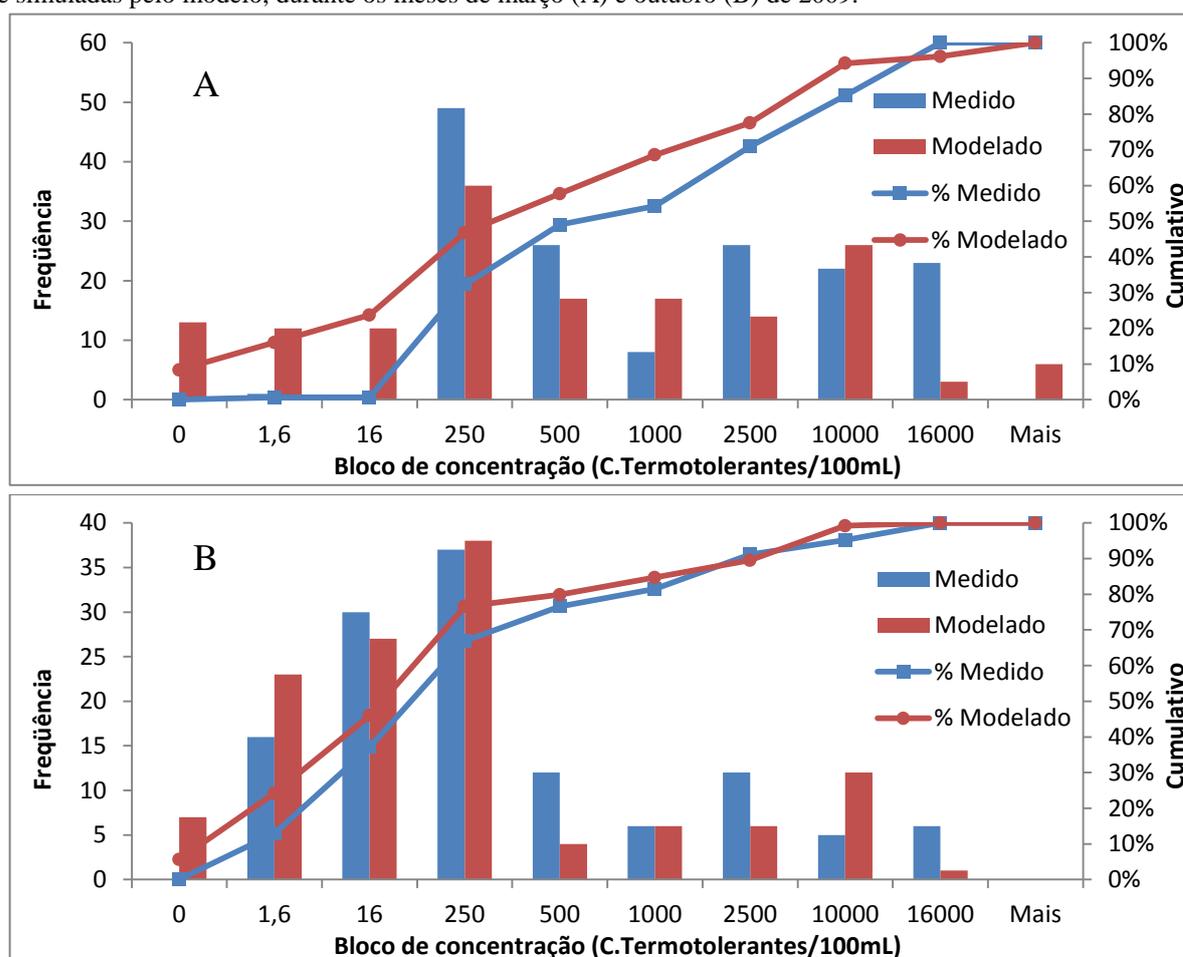
As características gerais de qualidade bacteriológica das águas das praias de Fortaleza previstas pelo modelo e monitoradas pela SEMACE se mostraram semelhantes. Os valores produzidos pelos modelos, para os instantes e locais de monitoramento executado pela SEMACE, foram na maioria das vezes inferiores às concentrações medidas (Figura 68). O motivo para tal é a influência do período chuvoso em março e a provável existência de fontes dispersas não consideradas, em especial nas proximidades do porto do Mucuripe (12C) e no Setor Oeste (22O). Em outubro há a possibilidade de existência de alguns valores mínimos naturais de fundo (*background*) como percebido nas praias do setor Leste (01 a 08L), as quais possuem uma melhor qualidade bacteriológica, não se descartando a possibilidade destes baixos valores serem produtos de erro sistêmico do método de detecção. A discrepância entre os valores modelados e monitorados nesta faixa de baixas concentrações, contudo, não traz prejuízos ao uso dos valores simulados uma vez que em sua maioria estavam abaixo de 100/100 mL em outubro.

Como as concentrações de indicadores de contaminação fecal em ambientes costeiros são fortemente afetadas pela radiação solar, a hora da coleta de amostras pode dramaticamente influenciar as concentrações encontradas. Esta observação leva a duas importantes implicações. Primeiramente a rotina de monitoramento deve considerar a possibilidade de coletar as amostras nas primeiras horas da manhã antes que a radiação solar reduza a eventual população existente no ambiente. Isto por que, sendo os vírus associados à contaminação fecal bem mais resistentes a tal radiação, haveria o risco de sua presença em concentrações não seguras, apesar do indicador de contaminação expressar o contrário. Em segundo lugar, monitoramentos destinados a avaliar fontes de contaminação devem ser cuidadosos ao relacionar locais amostrados a diferentes horários; por exemplo, um aparente gradiente espacial de concentração de coliformes pode estar refletindo na realidade uma variação provocada pelas diferenças entre as horas de coleta (BOEHM *et al.*, 2002) e não devido aos locais amostrados.

Comparando-se as concentrações previstas e medidas frente aos padrões de qualidade (Figura 67-A), observa-se que em março, 32% das amostras analisadas pela SEMACE apresentaram concentrações de até 250/100mL (categoria excelente), 49% até 500/100mL (categoria muito boa) e 54% até 1000/100mL (categoria satisfatória); enquanto que os valores simulados foram respectivamente 47%, 58% e 68%. Já em outubro, 67% das amostras se apresentaram dentro da categoria excelente, 77% na categoria muito boa e 81% na categoria satisfatória; enquanto que os valores simulados foram respectivamente 77%, 80% e 85% (Figura 67-B). Neste aspecto o modelo cometeu em outubro apenas quatro erros de

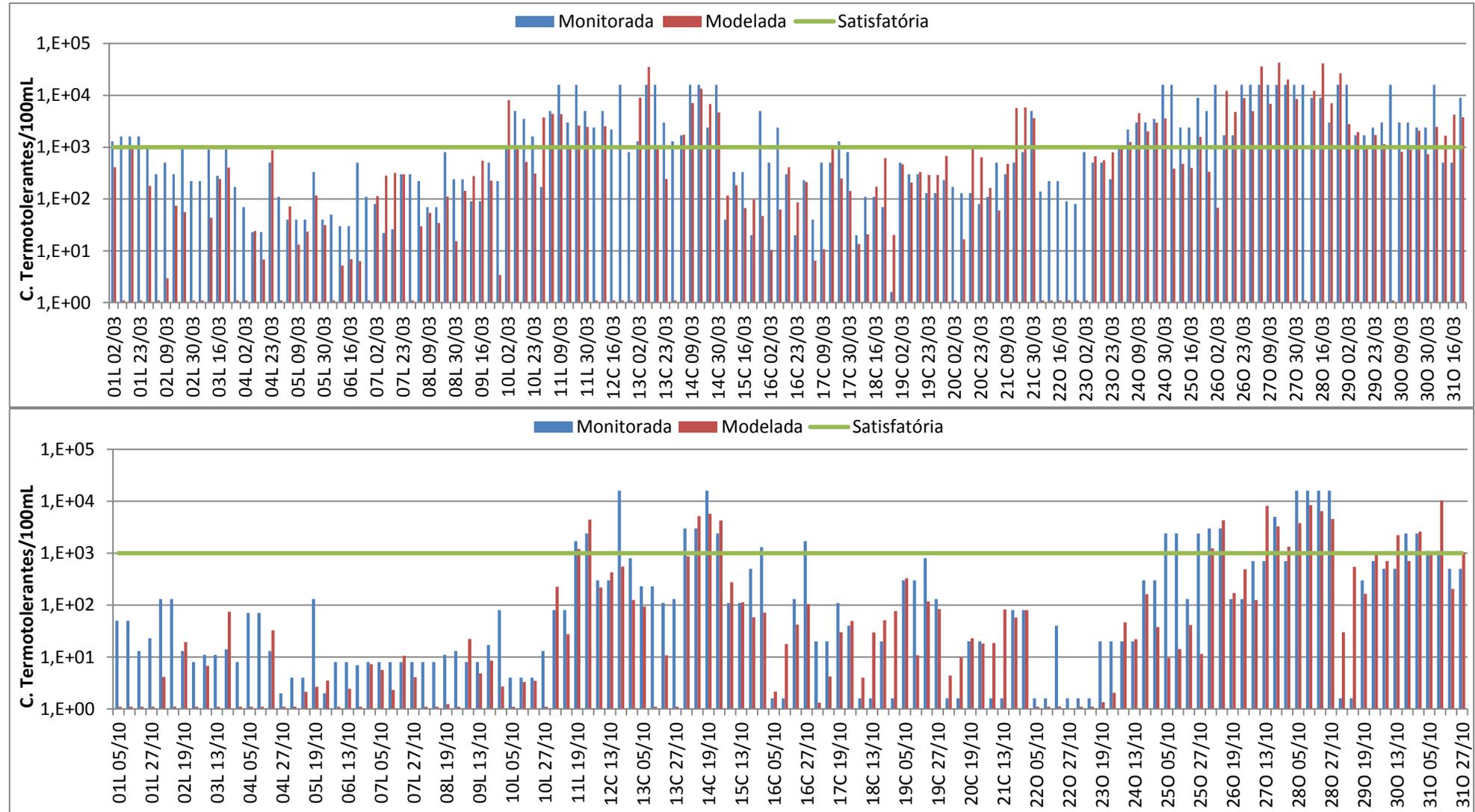
previsão, em relação ao monitoramento, quanto à qualidade satisfatória ao banho, produzindo 105 resultados com concentrações abaixo de 1000 quando o monitoramento encontrou 101 amostras abaixo deste valor (Figura 67-B). Em março, no entanto, a previsão não foi tão boa, havendo uma clara subestimação das praias contaminadas, uma vez que enquanto o modelo indicava 107 resultados satisfatórios, o monitoramento apontava apenas 84 amostras dentro desta categoria (Figura 67-A). Este fato pode ser reflexo da influência do escoamento superficial aliado a possíveis extravasamentos de esgoto provocados por ligações intradomiciliares indevidas de águas pluviais no sistema de coleta de esgoto, saturando assim sua capacidade de projeto de transporte hidráulico. Vale ressaltar que tanto o escoamento superficial quanto estas ligações indevidas carregam, junto com a água, areia e resíduos sólidos para o sistema de coleta, obstruindo a rede e agravando os extravasamentos.

Figura 67 – Histograma de frequências das concentrações do conjunto das 32 praias monitoradas pela SEMACE e simuladas pelo modelo, durante os meses de março (A) e outubro (B) de 2009.



Fonte: o autor.

Figura 68 – Concentrações de Coliformes termotolerantes monitoradas pela SEMACE e simuladas pelo modelo nas praias de Fortaleza (março e outubro de 2009).



Fonte: o autor.

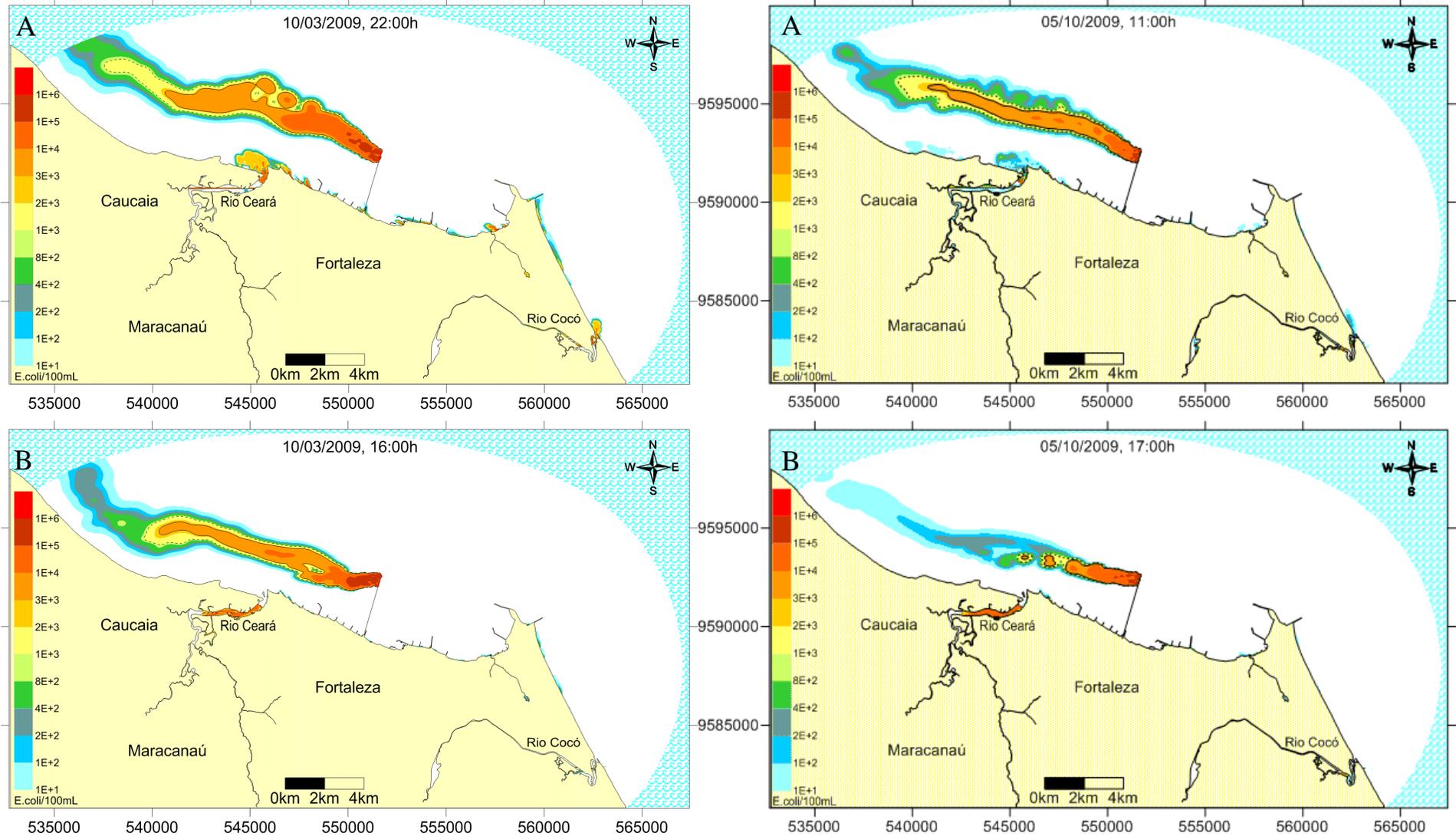
5.4.3 Qualidade Bacteriológica das Águas da Região

As Figuras 69 a 71 mostram os impactos mais relevantes nas águas costeiras de Fortaleza, em decorrência das cargas de *E. coli* lançadas, nos dois distintos cenários de modelagem. Como se observa, a extensão da pluma e concentração de *E. coli* em seu interior é fortemente influenciada pela radiação solar e pelas correntes marinhas.

Durante o dia a radiação UV da forte radiação solar incidente elimina rapidamente parte das bactérias presentes na água, fato representado numericamente nos baixos valores de T_{90} (Figuras 62 a 64). Todavia, durante o período noturno e primeiras horas da manhã, a redução ou ausência da radiação ocasiona uma persistência daqueles microrganismos. Nesses momentos, a salinidade, temperatura e predação respondem pelo decaimento ainda existente, atuando estes fatores de forma mais branda.

Com relação à influência das correntes sobre as plumas, em março, devido às menores intensidades de correntes (Figuras 56 a 59), a extensão da pluma é menor que em outubro, havendo, no entanto, uma maior dispersão lateral e maiores concentrações no interior da pluma. Olhando o mapa de probabilidade de excedência do limite de concentração (Figuras 73 e 74) esta tendência se confirma.

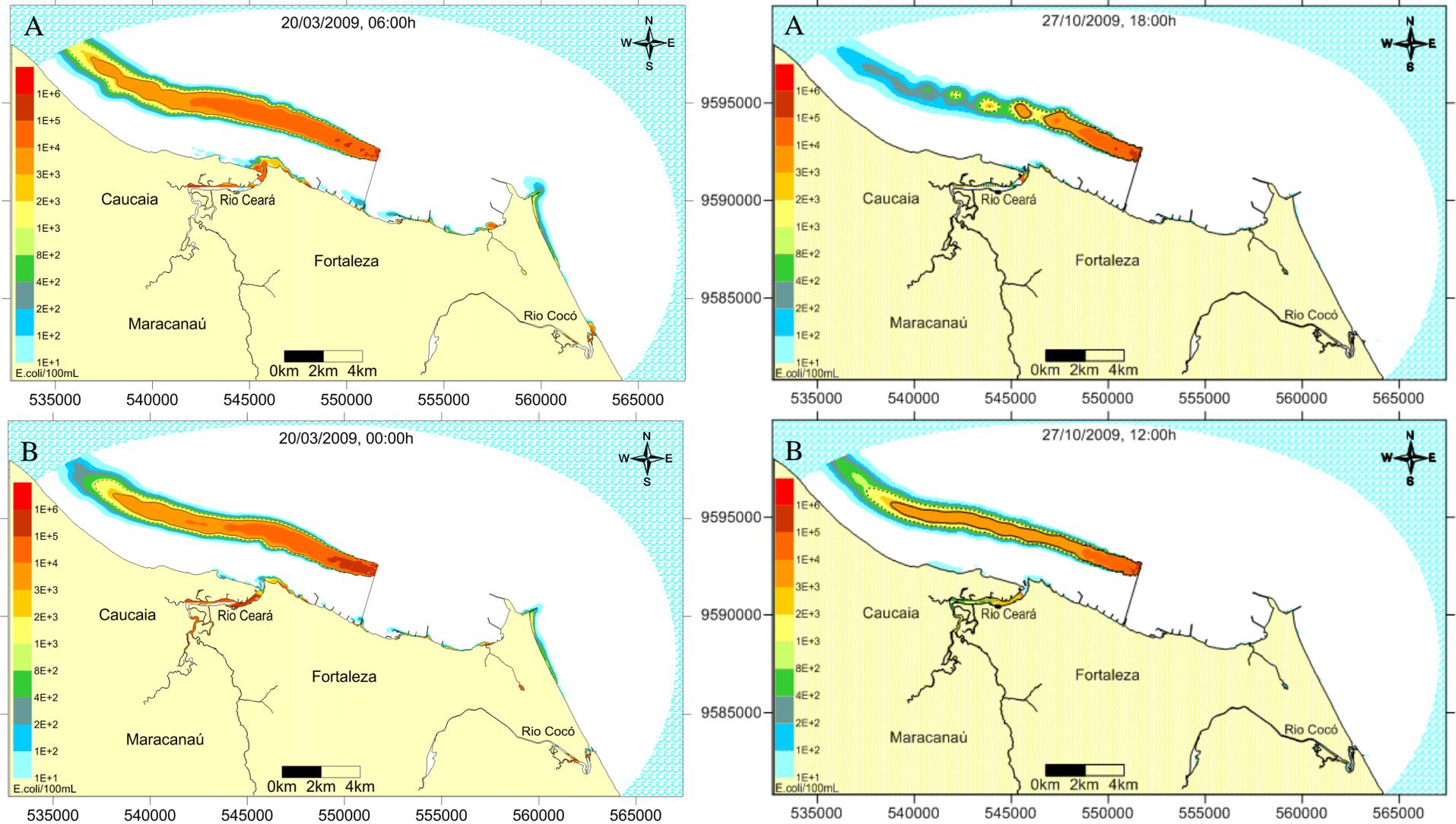
Figura 69 – Concentrações de *E. coli* modeladas para a região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de sizígia em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.



Fonte: o autor.

Os instantes correspondem às condições mostradas nas Figura 56 e Figura 57. Linha pontilhada: limite para águas de banho (800). Linha contínua: limite Classe II (2.500), CONAMA 354.

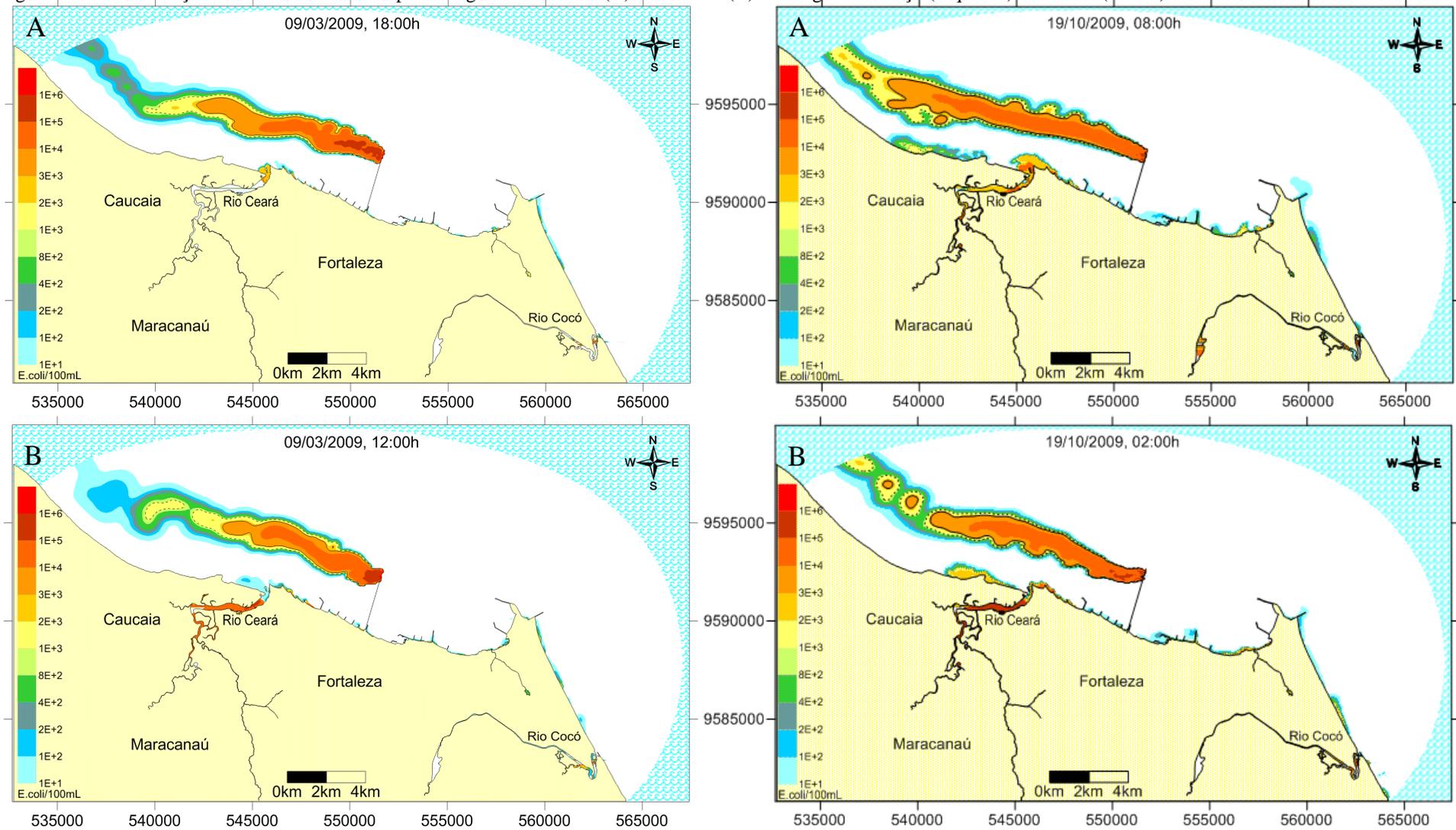
Figura 70 – Concentrações de *E. coli* modeladas para a região em uma baixamar (A) e preamar (B) de maré de quadratura em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.



Fonte: o autor.

Os instantes correspondem às condições mostradas na Figura 58. Linha pontilhada: limite para águas de banho (800). Linha contínua: limite Classe II (2.500), CONAMA 35.

Figura 71 – Concentrações de *E. coli* modeladas para a região em vazante (A) e enchente (B) de sizígia em março (esquerda) e outubro (direita) de 2009.



Fonte: o autor.

Os instantes correspondem às condições mostradas na Figura 59. Linha pontilhada: limite para águas de banho (800). Linha contínua: limite Classe II (2.500), CONAMA 354.

Não se constatou risco da pluma de efluentes do emissário tocar as praias, além disto, as áreas com condições impróprias para o banho estão a 2Km das praias (Figuras 73 e 74). Comparando-se com um valor de referência de 300m adotado no mediterrâneo, (UNEP, 1996; 2004), (posto que não há, nas normas brasileiras, uma recomendação de extensão de praias a proteger), verifica-se que se está em uma situação bastante favorável quanto ao não impacto do emissário na qualidade das água usadas pela população para banho.

Na prática esta situação deve ser ainda melhor, uma vez que as correntes produzidas pelo modelo hidrodinâmico mostraram um tendência de estarem em média 10 graus a menos em relação às medições realizadas (Figura 54), ou seja, a pluma do emissário teria uma orientação ainda mais costa afora.

Quando se avalia o impacto causado pelas demais fontes, a situação já não é tão favorável. Há cinco fontes pontuais que exercem o impacto mais significativo na qualidade da água de banho das praias localizadas na parte central da cidade, sendo elas o riacho Maceió e 4 galerias (G4, G6, G7 e FP14), em ambos os cenários secos e chuvosos (Figuras 73 e 74). A hidrodinâmica nas proximidades destas fontes, devido as correntes forçadas pelo vento e maré, conduz os contaminantes às principais áreas de banho desta região (Figura 72). Contaminantes estes que persistem nos horários de menor radiação ou são reduzidos nos demais horários, diminuindo a extensão de praias impróprias.

Esta observação condiz com o reportado por Cardonha *et al.* (2004), que afirma serem as galerias pluviais das áreas urbanas uma das principais fontes de contaminação microbiana das águas de superfície e responsável por uma parcela significativa da poluição que ocorre em águas costeiras.

Caso os órgãos competentes intervenham nestas fontes com o intuito de reduzir suas cargas de contaminação, seja através de meios que evitem o aporte de esgotos ou através do tratamento ou desvio dos fluxos antes de alcançarem as praias, uma grande melhoria da qualidade das águas de banho deverá ser alcançada. Tais intervenções envolvem o aumento da cobertura da rede de esgoto nas sub-bacias que drenam para estas galerias, combate às ligações clandestinos de esgoto no sistema pluvial e de ligações pluviais no sistema de esgotamento sanitário e, em curto prazo, a desinfecção ou coleta das águas vertidas pelas galerias.

Figura 72 – Nuvens de partículas de contaminantes lançados em um dado instante, ilustrando a contribuição individual de cada fonte nos setores centro (superior) e oeste (inferior).

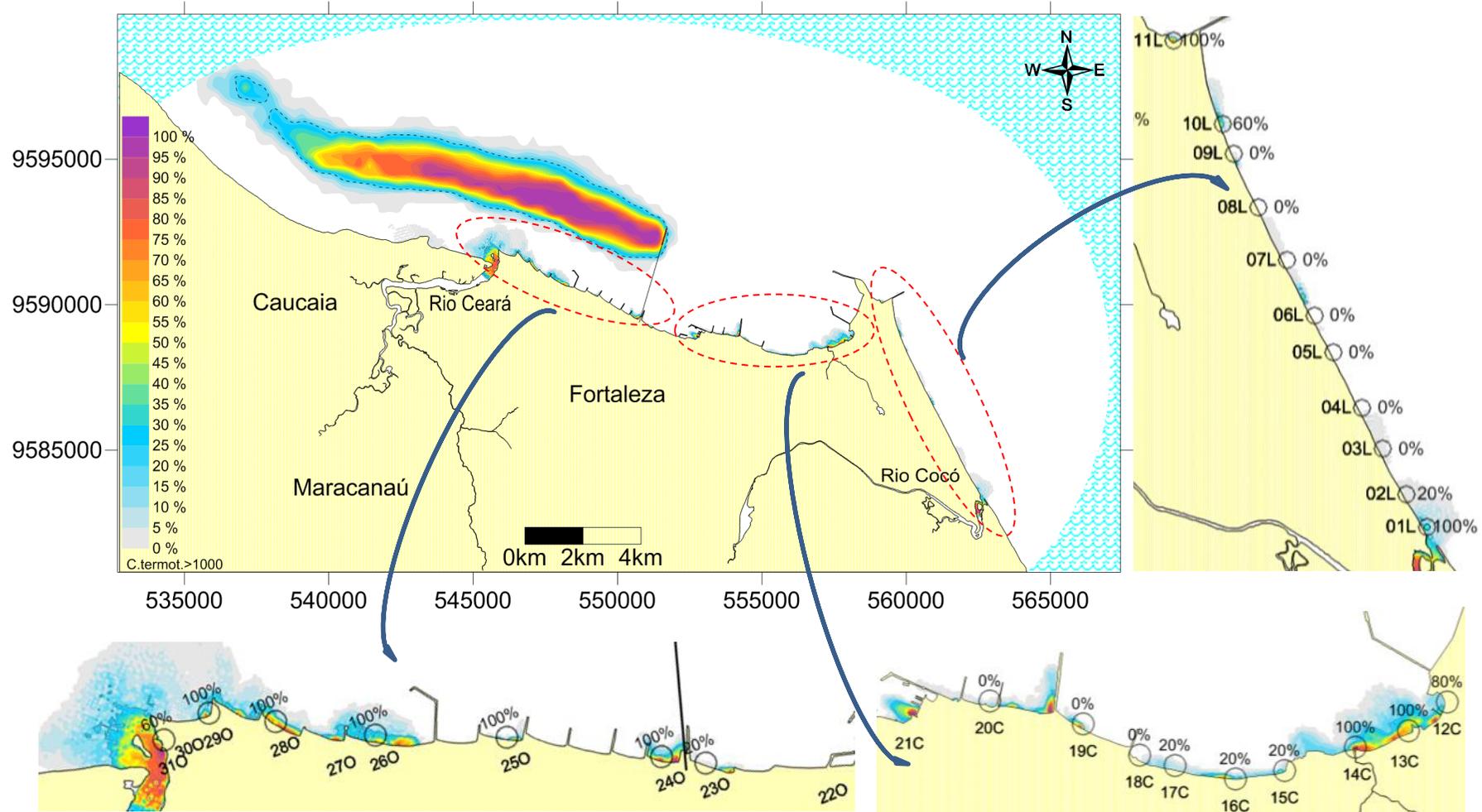


Fonte: o autor.

Comparando-se os dados produzidos pelos modelos com aqueles oriundos do programa de monitoramento de balneabilidade de praias (Figuras 73 e 74), verificam-se algumas similaridades nos percentuais de excedência do limite. Como já mencionada durante a avaliação individual e histórica das praias, os resultados produzidos pelos modelos mostram, porém, uma situação de menor contaminação devido a existências de fontes difusas não consideradas.

Para uma melhor representatividade dos modelos, ajustes e dados adicionais devem ser considerados. Tais ajustes se referem às reais cargas contaminantes lançadas no meio pelas galerias pluviais e rios, aportes adicionais promovidos pelo escoamento superficial, extravasamentos de esgotos devido a falhas das redes coletora e estações elevatórias. Além disto, a calibração do modelo de decaimento em condições diurnas deve ser implementada.

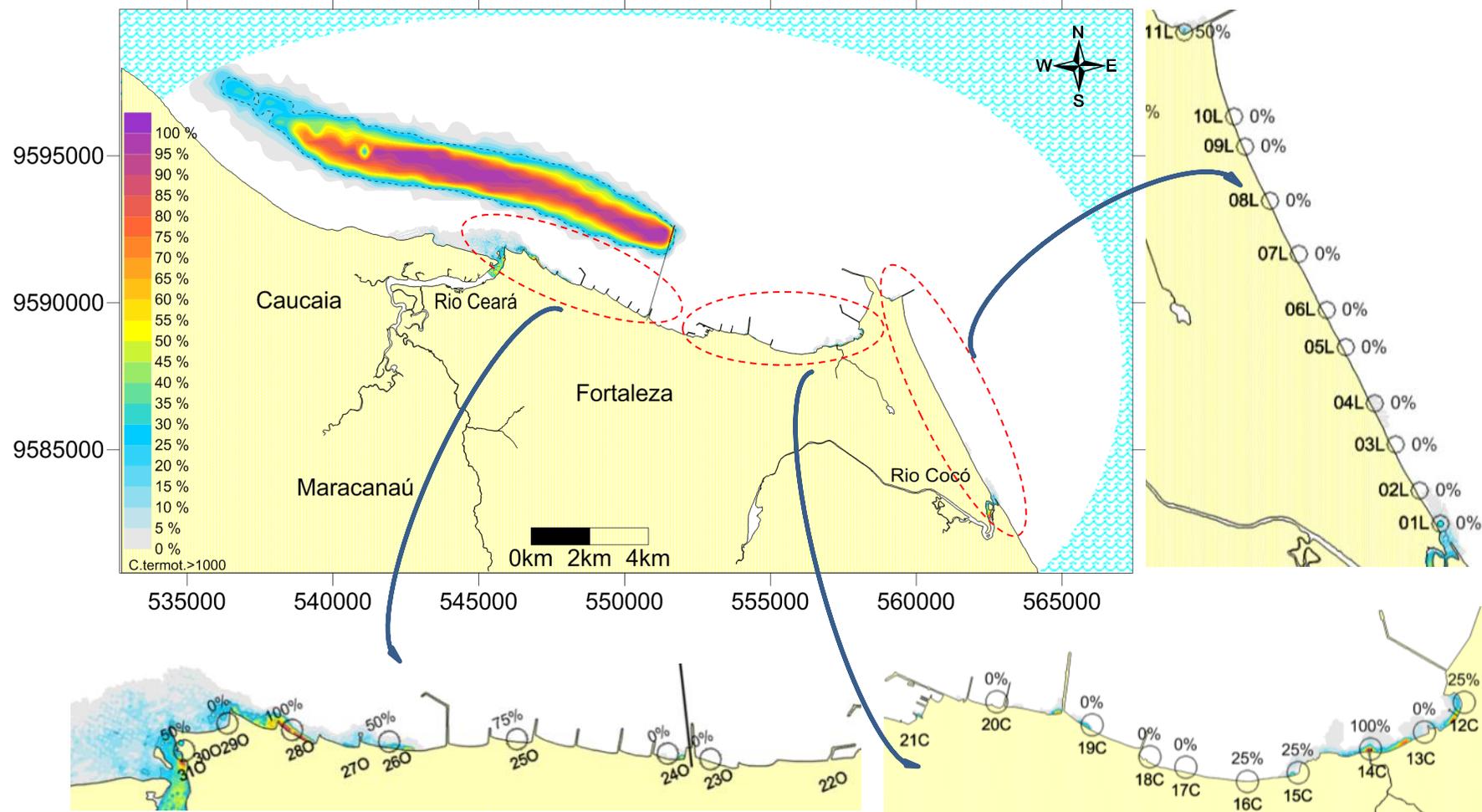
Figura 73 – Probabilidade de ultrapassagem do limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL), gerada pelos modelos (cores) e resultante do monitoramento de balneabilidade (círculos numerados), durante março de 2009.



Fonte: o autor.

Linha pontilhada em negro demarca o limite aceitável para banho pela Resolução CONAMA 274 (20%).

Figura 74 – Probabilidade de ultrapassagem do limite de concentração de coliformes termotolerantes (1000/100mL), gerada pelos modelos (cores) e resultante do monitoramento de balneabilidade (círculos numerados), durante outubro de 2009.



Fonte: o autor.

Linha pontilhada em negro demarca o limite aceitável para banho pela Resolução CONAMA 274 (20%).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Devido à radiação solar e às condições hidrodinâmicas e ambientais, as praias de Fortaleza não sofrem contaminação fecal pelo emissário submarino.

De acordo com os resultados produzidos pelos modelos a área que permanece imprópria ao banho, em virtude da pluma do emissário, está a 2 km das praias, o que representa uma situação bastante favorável a não contaminação das áreas de uso por banhistas.

Em função da existência de ligações clandestinas de esgoto no sistema de drenagem e nos rios, tais fontes descarregam esgoto não tratado diretamente nas áreas de praia, especialmente no período chuvoso.

Embora essas descargas sejam localizadas, elas são transportadas para oeste pelas correntes costeiras, contaminando a faixa de água das praias à esquerda de cada galeria ou rio. Exceção a essa condição se dá apenas nas praias protegidas pela ponta do Mucuripe, onde as correntes formadas em um vórtice anti-horário invertem esse comportamento.

Apesar das simulações terem previsto razoavelmente bem o comportamento dos lançamentos de contaminantes fecais nas praias de Fortaleza, especialmente após ajustes em função das campanhas de monitoramento que puderam calibrar parcialmente o modelo, os resultados do presente trabalho não são conclusivos em sua totalidade, pois dependem de ajustes relacionados a alguns outros dados intervenientes nos processos, os quais ainda não foram totalmente mensurados.

Apesar destas limitações é possível afirmar que o rio cocó no setor Leste, galerias G4, G6, G7 e FP14 e riacho Maceió no setor centro e todas as galerias do setor oeste respondem pelos principais eventos de redução da qualidade das águas banho nas águas costeiras de Fortaleza.

Quanto aos ensaios de decaimento, estes confirmaram a imperiosa necessidade de serem considerados valores de T_{90} mais conservadores e variáveis em função, principalmente, da radiação solar.

Como recomendações:

Infelizmente as boas condições observadas para o emissário não se repetem com as galerias pluviais e rios que deságuam na vertente marítima. Com base neste estudo é

possível afirmar que intervenções feitas nestas fontes trariam grandes ganhos à melhoria da balneabilidade das praias de Fortaleza.

Recomenda-se a negociação entre CAGECE e Prefeitura Municipal de Fortaleza sobre possível coleta, durante os meses secos (agosto a dezembro), das águas vertidas pelas galerias de menores vazões e a instalação de unidades de desinfecção nas fontes de maior vazão e menor turbidez (Riacho Maceió).

Durante o período chuvoso, poderia se adotar a desinfecção ou até mesmo a coleta durante os dias de maior afluxo de banhistas (fins-de-semana e feriados), em especial naqueles meses em que se observa um histórico de baixas precipitações (janeiro, junho e julho).

Tal ação, contudo, não desobriga o órgão responsável (SEMACE) de desaconselhar o banho em dias imediatamente após a ocorrência de chuvas intensas.

Recomenda-se ainda a calibração do modelo de decaimento bacteriano para as condições locais, em especial para os horários diurnos.

Por último, recomenda-se um melhor ajuste e adição de mais dados referentes às reais cargas contaminantes lançadas no meio pelas galerias pluviais e rios, aos aportes adicionais promovidos pelo escoamento superficial e aos extravasamentos de esgotos devido a falhas das redes coletoras e estações elevatórias.

REFERÊNCIAS

- ALKAN, U.; ELLIOTT, D. J.; EVISON, L. M. Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. **Water Research**, v. 29, n. 9, 1995.
- ALMEIDA, M. M. M.; SILVA, F. J. A.; CARVALHO, R. de L. U. Balneabilidade das praias do litoral de fortaleza, nordeste brasileiro. 26 Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). **Anais...**, 1998. Lima: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Disponível em: <www.bvsde.paho.org>.
- ANDREADAKIS, A. D. Wastewater treatment and disposal for the preservation of bathing and coastal water quality in touristic areas. **Marine Chemistry**, v. 58, n. 3-4, p. 389–395, 1997. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304420397000649>>.
- ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. Editora UNISINOS, 2004.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, D.C, 2005.
- ARAÚJO, A. L. C.; MELO, L. E. L.; DINIZ, R. F. A influência da estação chuvosa na balneabilidade. 26o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, 2011. Porto Alegre: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- ARAÚJO, R. DE C. B. Águas doces e salgadas. **As praias e os dias: história social das praias do Recife e de Olinda**. p.71–128, 2007. Recife.
- AURELIANO, J. T. **Balneabilidade das praias de pernambuco: o núcleo metropolitano**, 2000.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: R. F. Gonçalves (Ed.); **Desinfecção de efluentes sanitários**. p.27–88, 2003. Rio de Janeiro: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- BELLAIR, J. T.; PARR-SMITH, G. A.; WALLIS, I. G. Significance of Diurnal Variations in Fecal Coliform Die-off rates in the Design of Ocean Outfalls. **Journal Water Pollution Control Fed.**, v. 49, n. 2, p. 2022–2030, 1977.
- BERZIN, G. Utilização da modelagem matemática para o planejamento e gestão de descargas de águas residuárias utilizando emissários submarinos. “O caso de estudo de Santos”. 22o. Congresso Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, 2003. Joinville: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- BOEHM, A. B.; GRANT, S. B.; KIM, J. H. *et al.* Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California. **Environmental science & technology**, v. 36, n. 18, p. 3885–92, 2002. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12269739>>.

BRASIL. **Resolução No. 274**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2000.

BRASIL. **Resolução No. 357**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2005.

BRASIL. **Resolução No. 430**. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2011.

BRAUNSCHWEIG, F.; LEITAO, P. C.; FERNANDES, L.; PINA, P.; NEVES, R. J. The object-oriented design of the integrated water modelling system MOHID. In: C. T. M. and G. F. P. B. T.-D. in W. Science (Ed.); **Computational Methods in Water Resources: Volume 2** V. 55, p.1079–1090, 2004. Elsevier. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167564804801266>>.

BRITTO, E. R.; JORDÃO, E. P.; SEMERARO, J.; CASTRO, W. M. Ten years of operation of Rio de Janeiro's Ipanema submarine outfall. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 11, p. 177–187, 1986.

BROCK, T. D. Calculating solar radiation for ecological studies. **Ecological Modelling**, v. 14, n. 1–2, p. 1–19, 1981. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0304380081900119>>.

CAMPUZANO, F. J.; MATEUS, M. D.; LEITÃO, PAULO C. *et al.* Integrated coastal zone management in South America: A look at three contrasting systems. **Ocean & Coastal Management**, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0964569111001268>>. Acesso em: 2/9/2011.

CANTERAS, J. C.; JUANES, J. A.; PÉREZ, L.; KOEV, K. N. Modelling the coliforms Inactivation Rates in the Cantabrian sea (bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T_{90} . **Water science and technology**, v. 32, n. 2, p. 37–44, 1995.

CARDONHA, A. M. S.; VIEIRA, R. H. S. dos F.; RODRIGUES, D. P. *et al.* Fecal pollution in water from storm sewers and adjacent seashores in Natal, Rio Grande do Norte, Brazil. **International microbiology : the official journal of the Spanish Society for Microbiology**, v. 7, n. 3, p. 213–8, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15492936>>.

CARVALHO, J. F.; POLISEL, K. C. Padronização de serviços – plano de contingência para extravasamento de esgoto. 23. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, 2005. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

CARVALHO, J. L. B. **Modelagem e análise do lançamento de efluentes através de emissários submarinos**, 2003. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

CASTRO, H. M. P.; VIEIRA, R. H. S. dos F.; FONTELES-FILHO, A. A.; ALBUQUERQUE, W. F. DE; HOFER, E. Efeito da radiação solar na sobrevivência de *Escherichia coli*. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, p. 28–33, 2006. Disponível em: <www.labomar.ufc.br>.

CEA, L.; BERMÚDEZ, M.; PUERTAS, J. Uncertainty and sensitivity analysis of a depth-averaged water quality model for evaluation of *Escherichia Coli* concentration in shallow estuaries. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 12, p. 1526–1539, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815211001848>>. Acesso em: 20/11/2011.

CHAMBERLIM, C. E.; MITCHELL, R. A decay model for enteric bacteria in natural waters. In: R. Mitchell (Ed.); **Water Pollution Microbiology**. p.325–348, 1978. New York: Wiley-Interscience Publication.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

CICCP. **Saneamiento general de la cuenca del río Louro**. La Coruña, 2007.

COLIN, B. **Química Ambiental**. 2nd ed. Porto Alegre: Bookman Companhia Editora, 2002.

CONNOLLY, J. P.; BLUMBERG, A. F.; QUADRINI, J. D. Modeling fate of pathogenic organisms in coastal waters of Oahu, Hawaii. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**, , n. May, p. 398–406, 1999.

CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, M D. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the Fylde coast, UK. **Water research**, v. 35, n. 17, p. 4029–38, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11791832>>.

CROWTHER, J.; KAY, D.; WYER, MARK D. Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. **Water research**, v. 36, n. 7, p. 1725–34, 2002. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12044072>>.

CROWTHER, J.; WYER, M D; BRADFORD, M.; KAY, D.; FRANCIS, C. A. Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data. **Journal of applied microbiology**, v. 94, n. 6, p. 962–73, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12752803>>.

DANTAS, E. W. C. O pescador na terra. In: José Borzacchiello da Silva; T. C. Cavalcante; E. W. C. Dantas (Eds.); **Ceará: um novo olhar geográfico**. p.261–279, 2005. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha.

DESMARAIS, T. R.; SOLO-GABRIELE, HELENA M.; PALMER, C. J. Influence of Soil on Fecal Indicator Organisms in a Tidally Influenced Subtropical Environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 3, p. 1165–1172, 2002. Disponível em: <<http://aem.asm.org/cgi/content/long/68/3/1165>>. Acesso em: 1/1/2013.

EDDY, M. &; TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. McGraw-Hill, 2003.

EFSTRATIOU, M. A; TSIRTSIS, G. Do 2006/7/EC European Union Bathing Water Standards exclude the risk of contact with *Salmonella* or *Candida albicans*? **Marine**

pollution bulletin, v. 58, n. 7, p. 1039–44, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19285694>>. Acesso em: 8/10/2011.

ELMIR, S. M.; WRIGHT, M. E.; ABDELZAHER, A. *et al.* Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. **Water research**, v. 41, n. 1, p. 3–10, 2007. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2633726&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 2/11/2011.

EMERY, W. J.; THOMSON, R. E. Chapter 1 - Data Acquisition and Recording. **Data Analysis Methods in Physical Oceanography**. p.1–158, 2001. Amsterdam: Elsevier Science. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444507563500022>>.

EPA. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. 2nd ed. Athens, 1985.

EPA. **Impacts and Control of CSOs and SSOs**. Washington, 2004.

ERASUN, B. E. **Estudio de los efectos sobre el medio litoral derivados de la implantación de saneamientos integrales en la Costa Cantábrica**, 2007. UNIVERSIDAD DE CANTABRIA.

ESPANHA. **Instrução para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar**. Ministerio de Obras Públicas y Transportes, 1993.

EVANGELISTA-BARRETO, N. S.; SOUSA, D. B. R.; PONTE, V. M. P.; VIANA, C. B. A.; VIEIRA, R. H. S. dos F. Caracterização microbiológica de algumas praias de Fortaleza, Ceará. II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica - CONNEPI. **Anais...** v. 7, 2007. João Pessoa. Disponível em: <www.redenet.edu.br/publicacoes/arquivos/20080213_082144_MEIO-050.pdf>.

FARIAS, E. G. G.; MAIA, L. P. Uso de Técnicas de Geoprocessamento para a Análise da Evolução da Linha de Costa em Ambientes Litorâneos do Estado do Ceará, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 4, p. 521–544, 2010.

FEITOSA, R. C. **Modelagem da pluma do emissário submarino da Barra da Tijuca - RJ com T_{90} variável**, 2003. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

FEITOSA, R. C. **Acoplamento de modelos de campo próximo e campo afastado com cinética de decaimento bacteriano variável - Aplicações em emissários submarinos**, 2007. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

FEITOSA, R. C.; ROSMAN, P. C. C. Emissários submarinos de esgoto: Aspectos de qualidade de água e modelagem computacional. **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**, v. 8, p.209, 2007. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

FERGUSON, C.; RODA HUSMAN, A. M. DE; ALTAVILLA, N.; DEERE, D.; ASHBOLT, N. J. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 3, p. 299–361, 2003. CRC Press LLC. Disponível em: <<http://www.informaworld.com/10.1080/10643380390814497>>. .

FIORAVANTI, O. A.; GARRIDO, S. H.; GUIDO, M. A.; VILAS, M. D. P. Estimating bacterial decay in the Río de la Plata River. International Symposium on Outfall Systems. **Anais...**, 2011. Mar del Plata.

FONSECA, E.; PINTO, V. G. Situação de balneabilidade das praias do litoral paraibano. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, 1997. Foz de Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Disponível em: <www.bvsde.paho.org>. .

FORTIS, R. DE M. **Modelagem computacional da dispersão da pluma do efluente dos emissários submarinos do TEBAR – Petrobrás**, 2005.

FREYRE, G. O Sobrado e o mucambo. **Sobrados e mucambos: decadência do patriarcado rural e desenvolvimento do urbano**. p.152–236, 1936. São Paulo: Companhia Editora Nacional.

FREYRE, G. **Olinda: 2o. guia prático, histórico e sentimental de cidade brasileira**. 6a. ed. São Paulo: Global, 2007.

FRICK, W. E. Visual Plumes mixing zone modeling software. **Environmental Modelling & Software**, v. 19, n. 7-8, p. 645–654, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815203001890>>. Acesso em: 15/7/2011.

FRICK, W. E.; ROBERTS, P. J. W.; DAVIS, L. R. *et al.* Dilution model for effluent discharges (Visual Plumes). 2003. Athens: U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ceampubl/swater/vplume/index.htm>>.

FUJIOKA, R. S.; BYAPPANAHALLI, M. N. Microbial ecology controls the establishment of fecal bacteria in tropical soil environment. In: MATSUO, T.; HANAKI, K.; SATOSHI, K. H. (Eds.); **Advances in Water and Wastewater Treatment Technology: Molecular Technology, Nutrient Removal, Sludge Reduction and Environmental Health**. p.273–283, 2001. Amsterdam: Elsevier Science B.V. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444505637502110>>. .

GERBA, C. P. Assessment of Enteric Pathogen Shedding by Bathers during Recreational Activity and its Impact on Water Quality. **Quantitative Microbiology**, v. 2, n. 1, p. 55–68, 2000. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/v1m142u368n01555/>>.

GOMES, T. A.; RASSI, V.; MACDONALD, K. *et al.* Enteropathogens associated with acute diarrheal disease in urban infants in São Paulo, Brazil. **Brazil. J Infect Dis**, v. 164, p. 331–337, 1991.

GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. DE P. **Disposição oceânica de esgotos sanitários: História, teoria e prática**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1997.

GUILLAUD, J. F.; DERRIEN, A.; GOURMELON, M.; POMMEPUY, M. T_{90} as a tool for engineers: Interest and limits. **Water science and technology**, v. 35, n. 11-12, p. 277–281, 1995.

GUTIÉRREZ, E.; MALGRAT, P.; SUÑER, D.; OTHEGUY, P. Real time management of bathing water quality in Barcelona. International Conferences on sustainable techniques and strategies for urban water management - NOVATECH. **Anais...**, 2010. Lyon.

HAACK, S. K.; FOGARTY, L. R.; WRIGHT, C. *Escherichia coli* and enterococci at beaches in the Grand Traverse Bay, Lake Michigan: sources, characteristics, and environmental pathways. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 15, p. 3275–82, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12966970>>.

HE, L.-M. L.; HE, Z.-L. Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. **Water research**, v. 42, n. 10-11, p. 2563–73, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18242661>>. Acesso em: 2/10/2011.

HEWETT, T. Implications of the revision to the bathing water directive for local authorities in the Solent. **Marine Policy**, v. 31, n. 5, p. 628–631, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308597X07000267>>. Acesso em: 2/10/2011.

HUNTER, C.; PERKINS, J.; TRANTER, J.; GUNN, J. Agricultural land-use effects on the indicator bacterial quality of an upland stream in the Derbyshire peak district in the U.K. **Water Research**, v. 33, n. 17, p. 3577–3586, 1999. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135499000834>>.

IST. **Water Quality Manual**. 2006. Lisboa: Technical University of Lisbon. Disponível em: <www.mohid.com>.

JONES, B. H.; NOBLE, M. D.; ROBERTSON, G. L. Huntington Beach : An in-depth study of sources of coastal contamination pathways and newer approaches to effluent plume to dispersion. International Symposium on Outfall Systems. **Anais...**, 2011. Mar del Plata.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2005.

JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A. Análise crítica. In: R. F. Gonçalves (Ed.); **Desinfecção de efluentes sanitários**. p.409–422, 2003. Rio de Janeiro: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

KAMIZOULIS, G.; SALIBA, L. Development of coastal recreational water quality standards in the Mediterranean. **Environment international**, v. 30, n. 6, p. 841–54, 2004. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15120203>>. Acesso em: 5/9/2011.

KASHEFIPOUR, S. M.; LIN, B.; FALCONER, R. A. Modelling the fate of faecal indicators in a coastal basin. **Water research**, v. 40, n. 7, p. 1413–25, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16537086>>. Acesso em: 2/10/2011.

KAY, D.; AITKEN, M.; CROWTHER, J. *et al.* Reducing fluxes of faecal indicator compliance parameters to bathing waters from diffuse agricultural sources: The Brighthouse Bay study, Scotland. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 1, p. 138–49, 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17055631>>. Acesso em: 2/10/2011.

KAY, D.; WYER, M D; CROWTHER, J.; FEWTRELL, L. Faecal indicator impacts on recreational waters: budget studies and diffuse source modelling. **Journal of applied microbiology**, v. 85, n. 1, p. 70S–82S, 1999. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21182695>>.

KIM, G.; CHOI, E.; LEE, D. Diffuse and point pollution impacts on the pathogen indicator organism level in the Geum River, Korea. **The Science of the total environment**, v. 350, n. 1-3, p. 94–105, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16227076>>. Acesso em: 2/10/2011.

LABOMAR. **Monitoramento e estudo de correntes na área marinha do sistema de disposição oceânica dos esgotos sanitários de Fortaleza – SDOES**. Fortaleza, 2007.

LGCO. **Definição de indicadores e metas de desempenho ambiental para as áreas impactadas do Programa SANEAR II, nas praias das zonas leste a oeste de Fortaleza e nos rios Martanguapinho/Siqueira e Cocó**. Fortaleza, 2008.

LGCO. **Monitoramento dos indicadores de desempenho ambiental do programa SANEAR II nos rios Maranguapinho/Siqueira, Cocó e praias da zona oeste e leste de Fortaleza- CE, Relatório 1**. Fortaleza, 2009.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock**. São Paulo: Prentice Hall, 2004.

MAIA, L. P. **Procesos costeros y balance sedimentario a lo largo de Fortaleza (NE-Brasil): Implicaciones para una gestión adecuada de la zona litoral**, 1998. Universitat de Barcelona.

MAIA, L. P.; BEZERRA, M. O.; PINHEIRO, L.; REDONDO, J. M. Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area : an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). **Journal of Coastal Research**, , n. 64, p. 922–926, 2011.

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

MANSILHA, C. R.; COELHO, C. A; HEITOR, A. M. *et al.* Bathing waters: new directive, new standards, new quality approach. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1562–5, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19732913>>. Acesso em: 18/8/2011.

MARTIN, J. L.; MCCUTCHEON, S. C. **Hydrodynamics and transport for water quality modeling**. Florida: Lewis Publishers, Inc., 1999.

MARTÍNEZ, Y. L. **Metodología para la determinación de perfiles de aguas de baño.**, 2010. Universidad de Cantabria.

MEYER-REIL, L.-A.; KÖSTER, M. Eutrophication of marine waters: Effects on benthic microbial communities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 1–6, p. 255–263, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X00001144>>.

NIKULINA, A.; DULLO, W.-C. Eutrophication and heavy metal pollution in the Flensburg Fjord: A reassessment after 30 years. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 6, p. 905–15, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19268315>>. Acesso em: 2/10/2011.

NOBLE, M. A.; XU, J. P.; ROBERTSON, G. L.; ROSENFELD, L. K. Distribution and sources of surfzone bacteria at Huntington Beach before and after disinfection on an ocean outfall- A frequency-domain analysis. **Marine Environmental Research**, v. 61, n. 5, p. 494–510, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16644005>>. Acesso em: 2/10/2011.

NRC. **Managing wastewater in coastal urban areas**. Washington: National Academy Press, 1993.

OCCHIPINTI, A. G. Investigações e estudos meteorológicos, oceanográficos e de decaimento bacteriano. **Sistema de coleta, transporte e disposição oceânica de esgotos de Fortaleza, Relatório 1, Vol. 2.**, 1976. Companhia de Água e Esgoto do Ceará.

OCCHIPINTI, A. G. Bacterial disappearance experiments in Brazilian coastal waters. Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems. **Anais...**, 1991. Lisboa.

OLIVEIRA, A. C. M. **Estudo da balneabilidade das praias da orla marítima de Fortaleza durante o ano de 2008**, 2010. Faculdade Integrada do Ceará.

ORTIZ, J. P.; ARASAKI, E.; MARCELLINO, E. B. Visão geral dos emissários no litoral paulista. In: C. C. Lamparelli; J. P. Ortiz (Eds.); **Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento**. p.25–42, 2006. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. .

ORTIZ, J. P.; ARASAKI, E.; MARCELLINO, E. B.; SILVA, O. F.; FORTIS, R. de M. Modelagem aplicada à simulação do escoamento da pluma de efluentes de emissários submarinos no litoral paulista. In: C. C. Lamparaelli; J. P. Ortiz (Eds.); **Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento**. p.83–101, 2006. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. .

PECLY, J. O. G. **Metodologia para aquisição, processamento e análise de dados ambientais em suporte à modelagem computacional costeira e estuarina**, 2008. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

PECLY, J. O. G.; ROLDÃO, J. S. F. Dye tracers as a tool for outfall studies: Dilution measurement approach. International Symposium on Outfall Systems. **Anais...**, 2011. Mar del Plata.

PEREIRA, M. G.; ALCÂNTARA, F. Culturability of *Escherichia coli* and *Streptococcus faecalis* in batch culture and “in situ” in estuarine water (Portugal). **Water Research**, v. 27, n. 8, p. 1351–1360, 1993. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135493902235>>.

PEREIRA, S. P.; CLEIDE, M.; XIMENES, A. Programa de monitoramento do sistema de disposição oceânica dos esgotos sanitários de Fortaleza. 24o. Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, 2007. Belo Horizonte: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <www.abes-dn.org.br>. .

PEREIRA, S. P.; VIEIRA, R. H. S. dos F.; CASTRO, H. M. P. Avaliação preliminar do decaimento bacteriano de *Escherichia Coli* nas condições ambientais de Fortaleza - Ce. XI Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental - ENAMA. **Anais...** p.45–47, 2008. Fortaleza: Imprensa Universitária - Universidade Federal do Ceará.

PIMENTA, M. G. R. **Determinação de contaminação por coliformes termotolerantes, fósforo e metais traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimentos de galerias pluviais.**, 2006. Universidade Federla do Ceará.

RICHARDSON, K.; JORGENSEN, B. B. Eutrophication: Definition, history and effects. **Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems**. v. 52, p.1–19, 1996. Washington: AGU. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1029/CE052p0001>>. .

ROBERTS, P. J. W. Line Plume and Ocean Outfall Dispersion. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 105, n. 4, p. 313–330, 1979.

ROBERTS, P. J. W.; SALAS, H. J.; REIFF, F. M. *et al.* **Marine wastewater outfalls and treatment systems**. Londres: IWA Publishing, 2010.

ROBERTS, P. J. W.; SNYDER, W.; BAUMGARTNER, D. Ocean outfalls. I: Submerged wastefield formation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 115, n. 1, p. 1–25, 1989a. American Society of Civil Engineers. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1989\)115:1\(1\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1989)115:1(1))>.

ROBERTS, P. J. W.; SNYDER, W.; BAUMGARTNER, D. Ocean outfalls. III: Effect of diffuser design on submerged wastefield. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 115, n. 1, p. 49–70, 1989b. American Society of Civil Engineers. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1989\)115:1\(49\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1989)115:1(49))>.

RODRIGUES, J.; ACOSTA, V. C.; CANDEIAS, J. M. G.; SOUZA, L. O.; FILHO, F. J. C. Prevalence of diarrheogenic *Escherichia coli* and rotavirus among children from Botucatu, São Paulo State, Brazil. **Brazilian journal of medical and biological research**, v. 35, n. 11, p. 1311–8, 2002. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12426630>>.

ROLDÃO, J. S. F.; PECLY, J. O. G.; VALENTINI, E.; LEAL, L. Evaluation of sewage outfalls by using tracer techniques combined with oceanographics measurements. **Transactions on Ecology and the Environment**, v. 18, n. September, p. 209–218, 1998.

ROLDÃO, J. S. F.; WILSON JR, G.; SOARES, J. H. P.; PECLY, J. O. G.; LEAL, L. C. P. Determinação da capacidade de diluição de um emissário submarino com utilização de traçador fluorescente. XI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** v. 1, p.427–432, 1995. Recife.

ROSA, A. C. P.; MARIANO, A. T.; PEREIRA, A. M. S. *et al.* Enteropathogenicity markers in *Escherichia coli* isolated from infants with acute diarrhoea and healthy controls in Rio de

Janeiro, Brazil. **Journal of medical microbiology**, v. 47, n. 9, p. 781–90, 1998. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9736160>>. .

ROSENFELD, L. K.; MCGEE, C. D.; ROBERTSON, G. L.; NOBLE, M. A.; JONES, B. H. Temporal and spatial variability of fecal indicator bacteria in the surf zone off Huntington Beach, CA. **Marine Environmental Research**, v. 61, n. 5, p. 471–93, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16616361>>. Acesso em: 2/10/2011.

ROSMAN, P. C. C. Subsídios para modelagem de sistemas estuarinos. In: da Silva, R. C. V. (Ed.); **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos**, v. 3. p.231–313, 1997. Rio de Janeiro.

ROSMAN, P. C. C. Referência Técnica do SisBaHiA. 2011. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>>. .

ROZEN, Y.; BELKIN, S. Survival of enteric bacteria in seawater. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 25, n. 5, p. 513–29, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11742689>>.

SALAS, L. M. L. **Estudio de la desaparición de *Escherichia coli* en aguas del Mar Cantábrico. Variaciones espacio-temporales e importancia de la microbiota autóctona**, 2006. Universidad de Cantabria.

SANDERS, B. F.; AREGA, F.; SUTULA, M. Modeling the dry-weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland. **Water research**, v. 39, n. 14, p. 3394–408, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16051310>>. Acesso em: 2/10/2011.

SANTOS, J. S. **Modelagem computacional da dispersão costeira de esgotos sanitários: O caso do emissário do Pecém**, 2002. Universidade Federal do Ceará.

SARIKAYA, H. Z.; SAATÇI, A. M. Bacterial die-away rates in Red Sea waters. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 2, p. 45–52, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0273122395005688>>. .

SCHIFF, K. C.; MORTON, J.; WEISBERG, S. B. Retrospective evaluation of shoreline water quality along Santa Monica Bay beaches. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 1-2, p. 245–53, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12648958>>. Acesso em: 2/10/2011.

SERCU, B.; WERFHORST, L. C. VAN DE; MURRAY, J. L. S.; HOLDEN, P. A. Sewage exfiltration as a source of storm drain contamination during dry weather in urban watersheds. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 17, p. 7151–7157, 2011. American Chemical Society. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es200981k>>.

SILVA, A. C.; PINHEIRO, L. S.; MAIA, L. P.; MORAIS, J. O.; PINHEIRO, L. Estudo hidrodinâmico, climático e bacteriológico associado às fontes pontuais de poluição ao longo do litoral de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 83–90, 2009.

SILVA, J. B.; DANTAS, E. W. C.; ZANELA, M. E.; MEIRELES, A. J. de A. **Litoral e Sertão, natureza e sociedade no nordeste brasileiro**. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006.

SOARES, J. B. **Água: Microbiologia e tratamento**. Fortaleza: Edições UFC, 1999.

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

SOLO-GABRIELE, HELENA M.; WOLFERT, M. A.; DESMARAIS, T. R.; PALMER, C. J. Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 1, p. 230–237, 2000. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=91811&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3rd ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

STEVENSON, A. H. Studies of bathing water quality and health. **American Journal of Public Health and the Nations Health**, v. 43, n. 5, p. 529–538, 1953. American Public Health Association. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2105/AJPH.43.5_Pt_1.529>.

TEIXEIRA, R. F. B. O fenômeno da brisa e sua relação com a chuva sobre Fortaleza-CE. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 3, p. 282–291, 2008.

TIAN, X.; ASCE, A. M.; ROBERTS, P. J. W.; ASCE, F.; DAVIERO, G. J. Marine wastewater discharges from multiport diffusers. I: Unstratified stationary water. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 130, n. 12, p. 1137–1146, 2004.

TIBA, C. **Atlas solarimétrico do Brasil: Banco de dados solarimétricos**. Editora Un ed. Recife, 2000.

TRUJILLO, A. P.; THURMAN, H. V. **Essentials of Oceanography**. 9th ed. New Jersey: Prentice Hall, 2008.

TSUTIYA, M. T.; BUENO, R. C. R. Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no Brasil. **Agua Latinoamérica**, v. 4, n. 4, p. 20–25, 2004. Disponível em: <www.agualatinoamerica.com>.

UC. AQUALAB, **Manual de usuario**. ,2001. Santander. Disponível em: <<http://www.emisarios.unican.es/herramientas.htm>>.

UN. **United Nations Convention on the law of the sea**. 1982.

UNEP. **Guidelines for submarine outfall structures for mediterranean small and medium-sized coastal communities**. Atenas: United Nations Environment Programme, 1996.

UNEP. **Guidelines on sewage treatment and disposal for the Mediterranean region**. Athens: UNEP/MAP, 2004.

UNIÃO EUROPEIA. **Directiva 2006/7/CE**. Relativa à gestão das águas balneares, 2006.

USACE. Meteorology and wave climate. **The Coastal Engineering Manual (CEM)**, 2005.

VIEIRA, R. H. S. dos F.; NASCIMENTO, S. C. O.; MENEZES, F. G. R.; NASCIMENTO, S. M. M. DO; LUCENA, L. H. L. Influência das águas das galerias pluviais como fator da poluição. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 36, n. 1, p. 123–127, 2003. Disponível em: <www.labomar.ufc.br>.

VIEIRA, R. H. S. dos F.; RODRIGUES, D. P.; ROCHA, C. A. S. *et al.* Poluição do mar e das areias de três praias de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 35, p. 113–118, 2002. Fortaleza.

VIEIRA, R. H. S. dos F.; VASCONCELOS, R. H. Balneabilidade das praias de Iracema e do Meireles (Fortaleza – CE) – Isolamento de cepas de *Escherichia coli* e sua sensibilidade a antimicrobianos. **BOLETIM TÉCNICO-CIENTÍFICO DO CEPNOR**, v. 6, n. 1, p. 9–18, 2006. Disponível em: <<http://www4.icmbio.gov.br/cepnor/index.php>>.

WALTERS, S. P.; THEBO, A. L.; BOEHM, A. B. Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California. **Water research**, v. 45, n. 4, p. 1752–62, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21168181>>. Acesso em: 20/7/2011.

WHO. **Monitoring bathing waters – A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes**. London: F & FN Spon, 2000.

WHO. **Guidelines for safe recreational water. Volume 1, coastal and fresh waters**. Genebra, 2003.

WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, J. J.; FEDDEMA, K. M.; KLINK, D. R. Statistics for the Evaluation and Comparison of Models. **Journal of Geophysical Research**, v. 90, n. 5, p. 8995–9005, 1985.

WYER, M D; KAY, D.; CROWTHER, J. *et al.* Faecal-Indicator Budgets for Recreational Coastal Waters: A Catchment Approach. **Water and Environment Journal**, v. 12, n. 6, p. 414–424, 1998. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1747-6593.1998.tb00210.x>>.

YANG, L.; CHANG, W.-S.; HUANG, M.-N. LO. Natural disinfection of wastewater in marine outfall fields. **Water Research**, v. 34, n. 3, p. 743–750, 2000. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135499002092>>.

YAU, V.; WADE, T. J.; WILDE, C. K.; COLFORD, J. M. Skin-related symptoms following exposure to recreational water: a systematic review and meta-analysis. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 1, n. 2, p. 79–103, 2009. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/s12403-009-0012-9>>. Acesso em: 28/10/2011.

YUKSELEN, M. A.; CALLI, B.; GOKYAY, O.; SAATCI, A. Inactivation of coliform bacteria in Black Sea waters due to solar radiation. **Environment International**, v. 29, n. 1, p. 45–50, 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12605936>>.

ZHU, X.; WANG, J. D.; SOLO-GABRIELE, HELENA M.; FLEMING, L. E. A water quality modeling study of non-point sources at recreational marine beaches. **Water research**, v. 45, n. 9, p. 2985–95, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21477839>>. Acesso em: 18/8/2011.