

GUSTAVO MASTROROCCO MARQUES

**Avaliação do campo de toxicidade gerado pelo  
emissário de Santos/São Vicente através de um  
modelo Ecotoxicológico acoplado a modelos  
hidrodinâmico e de dispersão**

Monografia de Bacharelado apresentada ao  
Instituto Oceanográfico da Universidade  
de São Paulo, como parte dos requisitos  
para obtenção do grau de Bacharel em  
Oceanografia.

Orientador:

Prof. Dr. Joseph Harari

Co - Orientadora:

Profa. Dra. Eduinetty Ceci P. Moreira de  
Sousa

S ã O P A U L O

NOVEMBRO DE 2006

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO

*AVALIAÇÃO DO CAMPO DE TOXICIDADE GERADO PELO EMISSÁRIO DE  
SANTOS/SÃO VICENTE ATRAVÉS DE UM MODELO ECOTOXICOLÓGICO  
ACOPLADO A MODELOS HIDRODINÂMICO E DE DISPERSÃO*

**Gustavo Mastrococco Marques**

Monografia de Bacharelado apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de  
São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Bacharel em  
Oceanografia.

Aprovada em \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_ por

---

Prof. Dr. Joseph Harari

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof(a). Dr(a).

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço e dedico esta monografia a minha família e a minha namorada. Agradeço também a todos os professores que tive ao longo da vida pela formação, apoio, incentivo e sugestões. Em especial, ao professor Joseph e a professora Ceci. Agradeço aos colegas de laboratório: Camilo, David, França, Karina, Lelê, Lílian, Luis, Márcia, Marina, Mauro, Raquel, Rose, Rato e Tullus pelas contribuições. Agradeço a todos os participantes do projeto CIRSAN. Por fim, agradeço aos GRANDES amigos que fiz ao longo destes cinco anos de graduação.

# Sumário

<b>ABSTRACT</b>	<b>viii</b>
<b>RESUMO</b>	<b>ix</b>
<b>1 Introdução</b>	<b>1</b>
<b>2 Objetivos</b>	<b>2</b>
<b>3 Justificativa</b>	<b>3</b>
<b>4 Área de Estudo</b>	<b>3</b>
4.1 Características Gerais . . . . .	3
4.2 Clima . . . . .	4
4.3 Hidrografia . . . . .	4
4.4 Principais Fontes de Contaminação . . . . .	5
4.5 Características do Emissário Submarino e da EPC . . . . .	5
<b>5 Material e Métodos</b>	<b>6</b>
5.1 Amostragem e Caracterização Geral das Coletas . . . . .	6
5.1.1 Campanhas Oceanográficas . . . . .	6
5.1.2 Descrição dos equipamentos utilizados . . . . .	8
5.1.3 Parâmetros medidos . . . . .	8
5.1.4 Coleta do Efluente de Santos/São Vicente . . . . .	8
5.2 Processamento dos Dados Hidrográficos e de Correntes . . . . .	9
5.3 Ecotoxicologia . . . . .	9
5.3.1 Organismo Utilizado . . . . .	9
5.3.2 Teste de toxicidade embriolarval com <i>L. variegatus</i> . . . . .	10
5.3.3 Modelo Ecotoxicológico . . . . .	11
5.4 Colimetria . . . . .	12
5.5 Modelos Matemáticos . . . . .	12
5.5.1 Processos de Mistura . . . . .	12
5.5.2 Modelo não Hidrostático . . . . .	13
5.5.3 Modelo Hidrostático . . . . .	13
5.5.4 O modelo de dispersão acoplado ao POM (MAPOM) . . . . .	14
5.5.5 Acoplamento dos modelos . . . . .	14

<b>6</b>	<b>Resultados e Discussão</b>	<b>15</b>
6.1	Toxicidade do Efluente . . . . .	15
6.2	Hidrografia e Correntes . . . . .	22
6.3	Modelo não hidrostático . . . . .	24
6.4	Colimetria . . . . .	28
6.5	Acoplamento dos modelos . . . . .	33
6.5.1	Primeira Simulação . . . . .	34
6.5.2	Segunda Simulação . . . . .	39
6.5.3	Terceira Simulação . . . . .	39
<b>7</b>	<b>Conclusões</b>	<b>41</b>

## Lista de Figuras

1	Área de estudo, com a localização do emissário submarino de Santos/São Vicente - SP - Brasil. . . . .	2
2	Estações de coleta para as duas campanhas realizadas (16 na forma de grade e 3 específicas para o emissário submarino, EM0, EM1 e EM2, sendo que as duas últimas ocorreram apenas na segunda campanha). . . . .	7
3	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente dia - VERÃO. . . . .	18
4	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente dia - INVERNO. . . . .	19
5	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente madrugada - VERÃO. . . . .	19
6	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente madrugada - INVERNO. . . . .	20
7	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente composto - VERÃO. . . . .	20
8	Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de <i>L. Variegatus</i> no efluente composto - INVERNO. . . . .	21
9	Comparação entre o teste de toxicidade realizado com o efluente composto e a equação obtida empiricamente. . . . .	23
10	Perfis verticais de temperatura, salinidade e $\sigma_t$ para a estação EM0, obtidos nos dias 07, 15 de março e 25 de agosto de 2006. . . . .	25
11	Velocidade e direção das correntes na superfície, no fundo e média vertical, observadas ao longo das campanhas oceanográficas (símbolos + indicam ausência de medições). As medições nos pontos 1 a 8 foram simultâneas às dos pontos 9 a 16 (ver figura 2), ao longo de um dia, desde 08:00h até 16:00h, aproximadamente (ver tabela 15). . . . .	26
12	Concentrações de coliformes fecais, na superfície e no fundo, para as diversas estações amostradas ao longo dos dias 07 e 15 de março. . . . .	30
13	Concentrações de coliformes fecais, na superfície e no fundo, para as diversas estações amostradas ao longo dos dias 16 e 25 de agosto. . . . .	31
14	Variação da maré ao longo de 24 horas para as quatro campanhas realizadas, segundo as previsões do LABSIP. . . . .	32
15	Comparação entre os dados de elvação do nível do mar, gerados pelo modelo hidrodinâmico, com os dados da Tábua de Maré . . . . .	34

16	Resultados da porcentagem de larvas normais de <i>L.variegatus</i> gerados pela combinação dos modelos para o dia 15/03/06 das 10 às 13 horas. . . . .	36
17	Resultados da porcentagem de larvas normais de <i>L.variegatus</i> gerados pela combinação dos modelos para o dia 15/03/06 das 14 às 17 horas. . . . .	37
18	Gráficos de dispersão e respectivos coeficientes de correlação entre os resultados obtidos pelo modelo com parâmetros reais medidos ao longo do dia 15 de março de 2006. . . . .	38
19	Resultados da porcentagem de larvas normais de <i>L.variegatus</i> gerados pela combinação dos modelos para o dia 26/08/06 em diferentes horários. . . . .	40
20	Resultados da porcentagem de larvas normais de <i>L.variegatus</i> gerados pela combinação dos modelos para o estudo de caso realizado. . . . .	42

## Lista de Tabelas

1	Coordenadas geográficas das estações de coleta. . . . .	7
2	Horários em que o efluente foi coletado na EPC de Santos durante o verão e o inverno. . . . .	9
3	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente DIA coletado durante o verão. . . . .	16
4	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente DIA coletado durante o inverno. . . . .	16
5	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente MADRUGADA coletado durante o verão. . . . .	17
6	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente MADRUGADA coletado durante o inverno. . . . .	17
7	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente COMPOSTO coletado durante o verão. . . . .	17
8	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente COMPOSTO coletado durante o inverno. . . . .	18
9	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração, no teste referência com DSS em mg/L, realizado no verão (C.artificial=controle artificial). . . . .	21
10	Número de larvas normais de <i>L. variegatus</i> obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração, no teste referência com DSS em mg/L, realizado no inverno (C.artificial=controle artificial). . . . .	22
11	Intensidade (cm/s) e direção (°) das correntes na superfície, no fundo e média vertical, medidas na estação EM0. . . . .	24
12	Dados ambientais utilizados em cada simulação.(* dados medidos com o sensor de TS do correntômetro - ** dados estimados). . . . .	27
13	Dados dos difusores e de características operacionais (fornecidos pelo centro de controle da EPC de Santos). . . . .	27



14	Características da pluma ao final do campo próximo segundo os 5 experimentos realizadas com o UM3. . . . .	28
15	Hora de início das estações oceanográficas ao longo das quatro campanhas realizadas (* indica que não houve amostragem nesta estação) . . . . .	33
16	Valores do teste t obtidos para as variáveis correlacionadas. . . . .	35

# ABSTRACT

To examine the toxicity field of Santos / São Vicente ocean sewage outfall, an empirical ecotoxicological model was constructed based on toxicity tests with the species of sea urchin *L. variegatus*. This model was coupled to the three-dimensional hydrodynamic and dispersion models that were previously implemented in this area. The mathematical model UM3 was used to estimate the near field plume dilutions. Three simulations were performed, the first one during 07/03/2006 and 15/03/2006 (summer), the second one during 16/08/2006 and 25/08/2006 (winter) and the third one for an extreme hypothetical case. The results of toxicity tests suggest that this effluent have a high toxic potential to embryos of *L. variegatus*, as much in summer as in winter. On the other hand, the results got by the coupling of the models suggest that toxicity field generated by the outfall is strongly influenced by the process that occurs in the near field. However, in unfavourable conditions to the primary dilution, the plume's toxicity apparently is far to reach the Bay's beaches. Although, because of the few number of samples, it wasn't possible to validate it with bases on statistics analysis of the ecotoxicological data generated by the model, the results are satisfactory and suggest that environmental programs in this area could be optimized with this new technique.

Keywords: coupled ecotoxicological hidrodinamic models; sewage outfall; water quality; plume dispersion; near field and far field; toxicity tests; Santos Bay.

# RESUMO

Para avaliar o campo de toxicidade gerado pelo emissário submarino de Santos / São Vicente, um modelo ecotoxicológico empírico foi elaborado com base em testes de toxicidade com a espécie de ouriço do mar *L. variegatus*. Este modelo foi acoplado a modelos tri-dimensionais hidrodinâmico e de dispersão previamente implementados nesta região. O modelo matemático UM3 foi utilizado para estimar a diluição da pluma ao final do campo próximo. Foram realizadas três simulações, a primeira entre os dias 07/03/2006 e 15/03/2006 (verão), a segunda entre 16/08/2006 e 25/08/2006 (inverno) e a terceira para uma condição hipotética extrema. Os resultados dos testes de toxicidade sugerem que o efluente possui um elevado potencial tóxico aos embriões de *L. variegatus*, tanto no verão quanto no inverno. Já os resultados obtidos pelo acoplamento dos modelos sugerem que o campo de toxicidade gerado pelo emissário submarino é fortemente influenciado pelo processo de mistura primária da pluma. No entanto, mesmo em condições desfavoráveis à diluição primária, a pluma de toxicidade aparentemente está longe de atingir as praias da Baía. Embora, devido ao pequeno número amostral, não tenha sido possível validar estatisticamente os dados ecotoxicológicos gerados pelo modelo, os resultados são bastante satisfatórios e sugerem que programas de monitoramento na região poderiam ser otimizados com o emprego dessa nova técnica.

Descritores: modelos ecotoxicológico e hidrodinâmico acoplados; emissário de esgotos; qualidade da água; campo próximo e campo distante; testes de toxicidade; Baía de Santos.

# 1 Introdução

A maior parte da população mundial habita a zona costeira. Diversas atividades econômicas (navegação, pesca e lazer) se desenvolvem preferencialmente nesta estreita faixa de terra. Conseqüentemente, essa área sofre uma intensa ação antrópica, resultando, muitas vezes, em prejuízos para os ecossistemas locais. Até recentemente, os oceanos eram considerados como locais apropriados para o depósito de dejetos produzidos pelo homem, pois não havia preocupação com sua capacidade de suporte. Atualmente, com o aumento do interesse em relação aos problemas ambientais, há uma conscientização de que esta capacidade de receber dejetos é limitada.

O capítulo 17 da Agenda 21 dispõe sobre a proteção e gerenciamento dos oceanos. Entre as várias fontes de poluição marinha, o documento indica que a disposição de rejeitos (sólidos e líquidos) urbanos, juntamente com as operações de navios, são as atividades de maior responsabilidade pela poluição marinha mundial. Em todo o mundo, principalmente na América do Norte, se utilizam sistemas de disposição oceânica, ou emissários submarinos, para resolver a questão dos rejeitos urbanos nas cidades litorâneas (Rachid 2002).

Segundo CETESB (2004), emissários submarinos são sistemas destinados a lançar os esgotos sanitários no meio marinho, visando aproveitar a grande capacidade de depuração do oceano, em função de seu enorme volume de água. Entre os sistemas de disposição oceânica no Brasil, destacam-se os emissários de Belém do Pará, Fortaleza, Salvador, Vitória, os de Ipanema e Barra da Tijuca, no Rio de Janeiro, Niterói, Porto Alegre e os sete em funcionamento no litoral paulista: dois em Praia Grande; um em Santos; um no Guarujá; dois em São Sebastião e um em Ilhabela.

Um dos principais objetivos da Oceanografia moderna é adquirir e processar dados de forma operacional, ou seja, em tempo quase real. Para isso, além de instrumentos de medição especializados, são utilizadas técnicas computacionais, entre as quais destaca-se a modelagem numérica.

Diversos modelos ecológicos acoplados a hidrodinâmicos vêm sendo desenvolvidos nos últimos anos e utilizados como ferramentas de avaliação de risco nos diferentes ecossistemas (Kim et al. 2004). No entanto, a grande maioria desses modelos tem o objetivo apenas de quantificar o fluxo de contaminantes (Polder et al. 1998; Cahill et al. 2003).

O presente trabalho pretende utilizar, de forma combinada, testes ecotoxicológicos, observações hidrográficas e modelos hidrodinâmicos, para avaliar o campo de toxicidade gerado pelo emissário submarino de Santos/São Vicente (Figura 1).

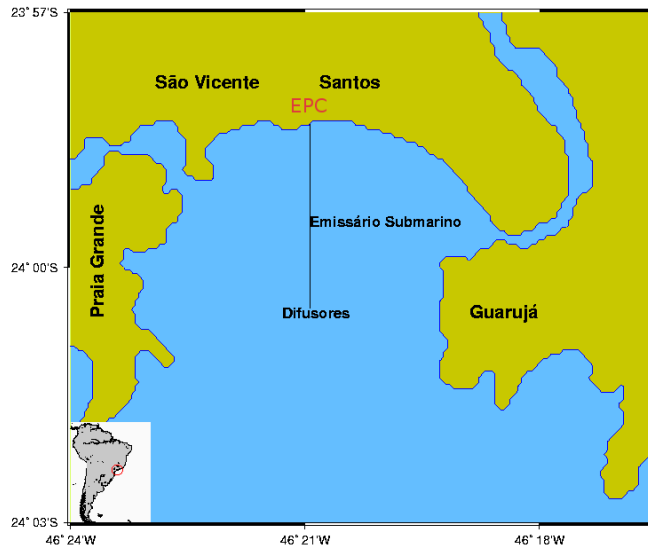


Figura 1: Área de estudo, com a localização do emissário submarino de Santos/São Vicente - SP - Brasil.

## 2 Objetivos

O objetivo principal deste projeto foi avaliar o campo de toxicidade gerado pelo emissário submarino de Santos/São Vicente, através da elaboração de um modelo ecotoxicológico acoplado a modelos numéricos hidrodinâmico e de dispersão, anteriormente implementados.

Para alcançar o objetivo principal foram atingidos objetivos intermediários, a saber:

- Obtenção de uma equação que relaciona o desenvolvimento embrio-larval da espécie de ouriço *Lytechinus variegatus* com a concentração do efluente, de modo a estabelecer um "modelo ecotoxicológico".
- Modelagem da mistura primária através do software UM3 (Visual Plumes), utilizando os dados obtidos em campanhas oceanográficas.
- Utilizando os resultados do UM3 e a maré como forçante, modelagem da mistura secundária, através da rotina de dispersão do POM - MODIF.
- Avaliação dos processos de mistura primária com base nos dados de hidrografia e colimetria obtidos nas campanhas oceanográficas.
- Acoplamento do modelo ecotoxicológico aos resultados dos modelos de mistura primária e secundária, de modo a avaliar o campo de toxicidade.

- Validação do modelo ecotoxicológico, comparando os resultados obtidos com dados reais.

### 3 Justificativa

Rachid (2002) realizou um estudo ecotoxicológico nos emissários do Estado de São Paulo e verificou que o efluente mais tóxico é o de Santos / São Vicente. Ainda segundo este autor, os responsáveis por causar toxicidade no efluente são: a amônia, os sólidos e os compostos orgânicos.

Vários projetos de pesquisa e estudos foram realizados na região próxima ao emissário de Santos (Rachid 2002; Castelão 2001; Gordon 2000; Harari and Camargo 1998; Harari and Gordon 2001). Estes trabalhos foram fundamentais para o entendimento da hidrodinâmica local, especialmente os relacionados à sua modelagem numérica, bem como de ecotoxicidade da coluna d'água e características químicas e ecotoxicológicas de efluentes. Porém, informações detalhadas sobre o comportamento da pluma de dispersão, primária e secundária, gerada pelo emissário submarino de esgotos, em função de marés e dos padrões meteorológicos e hidrodinâmicos sazonais, ainda não foram obtidas.

Evidentemente, a integração de informações ecotoxicológicas e de dispersão da pluma com os demais parâmetros ambientais pode vir a ser fundamental em estudos que visem avaliar o funcionamento do emissário submarino de esgotos, bem como dimensionar corretamente áreas que podem vir a ser impactadas, de forma operacional.

## 4 Área de Estudo

### 4.1 Características Gerais

A área de estudo corresponde à Baía de Santos, localizada na porção central do Litoral do Estado de São Paulo, entre as latitudes 23.95° - 24.05°S e longitudes 46.27° - 46.40°W, limitada pelos municípios de Santos, São Vicente, Guarujá e Praia Grande (Figura 1). Essa região possui grande importância econômica, devido a seu grande potencial turístico, ao Porto de Santos, ao pólo industrial de Cubatão e aos recursos naturais proporcionados pelos manguezais adjacentes. A Baía possui cerca de 7 Km de largura na parte central e 11 Km na parte final, entre as Pontas de Itaipu a oeste e do Manduba a leste (CETESB 2005). Esta é uma área parcialmente protegida da ondulação oceânica, possui baixa declividade, profundidade média de 5 a 10m e formação predominante de areia fina a muito fina, sendo encontrada uma pequena porcentagem de lama na sua região oeste (Fúlvaro and Ponçano 1976).

## 4.2 Clima

Inserida dentro da Baixada Santista, esta área está sob influência da Alta sub tropical do Atlântico Sul e dos sistemas de baixa pressão formados ao sul, em médias e altas latitudes, resultando em um clima tropical quente e úmido. A umidade do ar fica em torno de 80%, a temperatura média anual por volta de 22 °C e os totais pluviométricos médios oscilam entre 2.000 a 3.000 mm/ano, com fortes variabilidades ano a ano (Santos 1965). Segundo este mesmo autor, durante o verão e a primavera, o padrão de ventos predominantes é de Leste, enquanto que no outono e inverno esse padrão torna-se de Sul/Sudeste.

## 4.3 Hidrografia

Quanto aos parâmetros hidrográficos, existem poucos trabalhos disponíveis nesta região. A maioria dos dados são resultados de coletas pontuais, sendo que não existem séries temporais desses parâmetros na Baía da Santos, o que dificulta uma caracterização mais precisa. No entanto, de uma forma aproximada, se observa no verão uma maior estratificação das águas, com as temperaturas tendendo a valores entre 21,58 e 28,40 °C e as salinidades entre 29,09 e 35,8. Já no inverno a variação é relativamente menor, e a coluna apresenta-se mais homogênea, com temperaturas entre 17,56 e 22,85 e salinidades entre 32,4 e 34,89 (CETESB 2004; Bosquilha 2002; Andutta et al. 2006; David 2003).

Andutta et al. (2006), detectaram valores de temperatura e salinidade próximo ao fundo de respectivamente 22,5 e 35,8, representando um sinal da contribuição da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), que freqüentemente aflora nesta região durante o verão (Miranda et al. 2003).

A circulação da Baía é influenciada pelo efeito baroclínico das descargas fluvias dos dois principais canais existentes (Canal do Porto e Canal de São Vicente), pela maré, pela geomorfologia costeira e pelo vento sinótico (Harari and Camargo 1998). Na porção mediana da Baía, em situação de maré alta, há uma corrente superficial da costa em direção ao mar aberto. Já em baixa-mar, há evidências de ocorrência de movimentos anti-horários no interior da Baía, em função principalmente da geomorfologia e do efeito dinâmico do fluxo do canal do Porto (Fúlvaro and Ponçano 1976). A onda de maré apresenta uma oscilação com período semidiurno e se propaga simultaneamente pelos canais do Porto, de São Vicente e de Bertioga, com as amplitudes médias variando entre 27cm na quadratura e 123 cm na sizígia (Harai et al. 2000).

Moser (2002) realizou medições da vazão nos dois principais canais para a Baía e encontrou valores de 180 a 1650 m<sup>3</sup>/s para o Canal de São Vicente durante as marés de quadratura e sizígia, e vazão de 225 a 3800 m<sup>3</sup>/s para o Canal do Porto nas mesmas

situações.

#### 4.4 Principais Fontes de Contaminação

Atualmente, as principais fontes conhecidas de contaminantes para a Baía de Santos são o Porto de Santos, o pólo industrial de Cubatão, as ligações clandestinas de esgoto, os lixões e o emissário submarino (Abessa 2002; CETESB 2005; Martins 2005).

Dentre as indústrias, as três principais (COSIPA, Ultrafértil e Refinaria Presidente Bernardes) são responsáveis por mais de 90% da carga tóxica despejada no ambiente (CETESB 2005; Martins 2005). Diversos estudos que foram realizados na região concluíram que as águas da Baía de Santos encontram-se bastante comprometidas (Rachid 2002; CETESB 2005; Martins 2005). Abessa (2002) realizou uma avaliação temporal da toxicidade dos sedimentos localizados próximo ao emissário submarino de Santos e comprovou a contaminação e toxicidade ao redor dos difusores, sendo que os compostos mais relacionados à toxicidade foram a amônia, o enxofre, o mercúrio e os detergentes. Já Rachid (2002) avaliou os possíveis efeitos ecotoxicológicos na coluna de água e na água intersticial devido ao efluente lançado pelo emissário. Este autor concluiu que tais efluentes apresentam elevado potencial para causar efeito deletério à biota, sendo os sólidos totais, a amônia e os compostos orgânicos os grupos mais suspeitos por esse efeito.

#### 4.5 Características do Emissário Submarino e da EPC

O emissário submarino de Santos/São Vicente, construído no ano de 1978, foi concebido para dispor os esgotos gerados na Ilha de São Vicente, com uma capacidade máxima de 7,0 m<sup>3</sup>/s.

Este emissário, que possui extensão total de 4.007 m, é parte integrante do Sistema de Disposição Oceânica (SDO) que inclui também uma estação de pré-condicionamento (EPC) dos esgotos, localizada na praia de José Menino, em Santos (Figura 1). O emissário foi construído pela Sabesp, em tubos de aço com diâmetro externo de 1,75 m e revestido externamente de concreto, de modo a garantir um peso aderente de 150 kg/m na água do mar (CETESB 2004). Os 200 metros finais do emissário foram projetados para ter 40 difusores do tipo riser, subindo cerca de 0,50 m do fundo, espaçados a cada 5,0 metros e com diâmetro de 30 cm, sendo que 20 foram abertos para operar na primeira etapa (3,5 m<sup>3</sup>/s), ficando o restante flangeado para abertura em etapa posterior. Pelo projeto, tal estrutura assegura diluição inicial mínima de ordem de 30 vezes (Documento fornecido por Marcelino, E.B. (SABESP)). No entanto, em 1997 foi realizada uma inspeção subaquática pela empresa MARSUB para a verificação das condições operacionais do trecho difusor, tendo sido constatado que dos 20 difusores com risers (tubos acensores),



apenas 02 encontravam-se obstruídos, 14 encontravam-se desobstruídos porém amassados ou degolados, 03 desobstruídos em perfeitas condições e 01 flangeado com flange interno (Documento fornecido por Marcelino, E.B. (SABESP)).

Em maio de 2001 a TecSub instalou 04 risers nos flanges n. 20, 21, 22 e 23, e 01 riser no fim do emissário, perfazendo um total de 23 difusores abertos. Dessa forma, havia a seguinte situação no ano de 2001: 23 difusores operando, sendo que apenas 10 possuíam risers e os outros 13 possuíam somente os bocais de 30 cm por onde saíam os esgotos; havia 17 difusores flangeados.

A estação de Pré-Condicionamento de Santos/São Vicente recebe afluentes de 2 interceptores e diversas estações elevatórias. A EPC é constituída de unidade de gradeamento grosseiro, com grades de espaçamentos de 10 e 4 cm entre barras, 10 peneiras rotativas com malha de 1,5mm, 4 caixas de areia e pontos de pré e pós cloração (Rachid 2002).

## 5 Material e Métodos

### 5.1 Amostragem e Caracterização Geral das Coletas

#### 5.1.1 Campanhas Oceanográficas

Foram realizadas quatro campanhas oceanográficas, no âmbito do projeto "Análise da variabilidade sazonal da circulação no estuário de Santos - SP (CIRSAN)", aprovado pela FAPESP segundo o Processo 03/13747-5, sob coordenação do Professor Dr. Joseph Harari: nos dias 07/03/2006 (primeira campanha) e 16/08/2006 (terceira campanha), em condições de maré de quadratura, e nos dias 15/03/2006 (segunda campanha) e 25/08/2006 (quarta campanha), na maré de sigízia. A primeira e a segunda campanhas representam as condições de verão, enquanto que a terceira e quarta representam as condições de inverno. Em todas as campanhas foram utilizadas duas embarcações de médio porte, o Bpq. Ilhas do Sul (responsável pelas estações mais rasas, 1 - 8) e o Bpq. Lugano (responsável pelas estações mais profundas, 9 - 16), com o intuito de realizar uma amostragem simultânea da Baía, e assim medir os gradientes das propriedades (Figura 2). Os dois barcos fizeram medições nas estações próximas ao emissário submarino de esgotos, ficando EM e EM1 a cargo do barco Ilhas do Sul e EM e EM2 sob responsabilidade do barco Lugano. As coordenadas das estações foram obtidas por consulta à carta náutica nº 1711, da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). Durante a coleta, o posicionamento foi feito com o auxílio de equipamentos GPS (Global Position System), presentes nas duas embarcações. As coordenadas das estações podem ser observadas na tabela (1) e na figura (2).

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações de coleta.

Estação	Latitude	Longitude	Estação	Latitude	Longitude
E1	-23.984	-46.325	E9	-24.016	-46.325
E2	-23.984	-46.341	E10	-24.016	-46.341
E3	-23.984	-46.357	E11	-24.016	-46.357
E4	-23.984	-46.373	E12	-24.016	-46.373
E5	-24.000	-46.373	E13	-24.032	-46.373
E6	-24.000	-46.357	E14	-24.032	-46.357
E7	-24.000	-46.341	E15	-24.032	-46.341
E8	-24.000	-46.325	E16	-24.032	-46.325
EM	-24.008	-46.349	EM2	-24.0240	-46.3490
EM1	-23.9920	-46.3490			

## Estações Oceanográficas

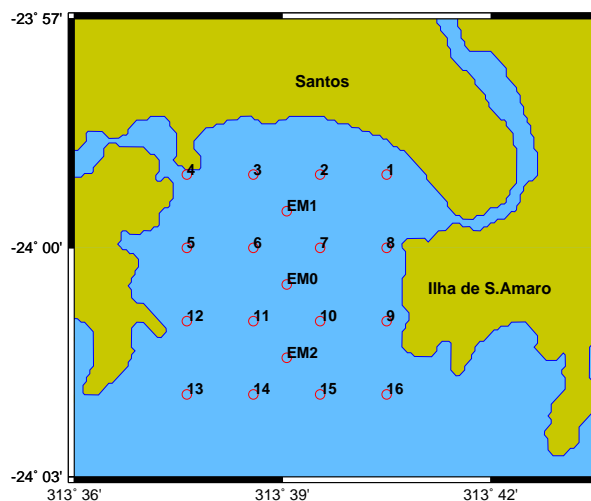


Figura 2: Estações de coleta para as duas campanhas realizadas (16 na forma de grade e 3 específicas para o emissário submarino, EM0, EM1 e EM2, sendo que as duas últimas ocorreram apenas na segunda campanha).

### **5.1.2 Descrição dos equipamentos utilizados**

Para as campanhas de verão, cada embarcação foi equipada com 01 CTD, 01 correntômetro, 01 disco de Secchi, 02 garrafas de Niskin com capacidade de 5 L, 01 guincho mecânico, 01 balde, 01 bomba de sucção, 01 gerador, 01 notebook e 01 rádio. Para as estações mais rasas utilizou-se um CTD Seabird modelo SEACAT SBE 19-03, enquanto que para as estações mais profundas utilizou-se um CTD Seabird, modelo SEACAT SBE 19-02. Nas duas embarcações foram utilizados correntômetros RCM7 Aanderaa.

Já para as campanhas de inverno os equipamentos utilizados foram praticamente os mesmos, com exceção dos correntômetros, onde o barco fundo (responsável pelas estações 9 a 16, ver figura 2) foi equipado com um ADP Sontec modelo 500 MHz e o barco raso (responsável pelas estações 1 a 8, ver figura 2) com Valepor modelo 308. Cabe ressaltar também que na última campanha o barco raso foi equipado com uma sonda YSI modelo 550 devido a problemas no CTD.

### **5.1.3 Parâmetros medidos**

Com exceção dos perfis verticais de temperatura, salinidade e pressão medidos com CTD, todas as outras medidas foram obtidas em duas profundidades: superfície e fundo. Para isso, o correntômetro permaneceu por cerca de 5 minutos em cada profundidade. Os parâmetros medidos com estes equipamentos foram: salinidade, temperatura, velocidade e direção das correntes. Além disso, foram coletadas amostras de água do mar para serem analisadas pelas equipes pertencentes ao Projeto Cirsan. Tais análises correspondem a colimetria, ecotoxicologia, concentração de amônia e concentração de sólidos em suspensão, cujos resultados são utilizados no presente projeto.

### **5.1.4 Coleta do Efluente de Santos/São Vicente**

Amostras do efluente de esgoto doméstico foram coletadas na Estação de Pré Condicionamento de Santos/São Vicente entre os dias 06/01/2006 e 07/01/2006, para caracterizar as condições de verão, e em 26/07/2006 e 27//07/2006, para caracterizar as condições de inverno. As coletas foram autorizadas pela SABESP da Baixada Santista e contaram com a participação de um técnico da estação.

As amostragens ocorreram após a passagem do material por todas as etapas de tratamento do esgoto, inclusive após as duas etapas de cloração, ou seja, imediatamente antes da entrada do efluente no emissário. Foram utilizados frascos do tipo ambar de 250 mL, mantidos em caixa de isopor com gelo. Conforme mostra a tabela (2), as amostras foram realizadas a cada 3 horas para o verão e a cada 4 horas para o inverno, de maneira a caracterizar a variação diurna da toxicidade do efluente.

Tabela 2: Horários em que o efluente foi coletado na EPC de Santos durante o verão e o inverno.

VERÃO								
<b>Hora</b>	12:15	15:05	18:00	21:10	24:00	03:00	06:00	09:00
INVERNO								
<b>Hora</b>	15:00	19:00	23:00	03:00	07:00	11:00		

## 5.2 Processamento dos Dados Hidrográficos e de Correntes

Os dados de temperatura, salinidade e pressão obtidos através do CTD foram processados segundo as seguintes etapas:

- (1) Remoção de Picos (spikes): com o objetivo de eliminar os dados espúrios desenvolveu-se uma rotina, em Matlab, para filtrar os dados. Para isso, assumiu-se uma distribuição normal dentro de um intervalo de 0.5m, sendo que os dados que não estavam dentro da (média  $\pm$  desvio padrão) foram descartados.
- (2) Média em Caixa: nesta etapa foi obtida a média dos parâmetros em intervalos de 0.5m.
- (3) Alisamento por Janela Móvel: por fim, foi utilizada uma janela móvel do tipo "hanning" a cada 5 pontos. Esta etapa tem como função realizar a média ponderada de cada ponto central e, conseqüentemente, promover o alisamento dos dados.

Para o cálculo da densidade como uma função da temperatura, salinidade e pressão, foram utilizadas as equações apresentadas por Fofonoff and Millard (1983).

Já para os dados de corrente foram preparados programas, em FORTRAN, com a finalidade de decompor o vetor velocidade, em componentes u e v, segundo as direções EW e NS e, assim, calcular a média dos valores para cada profundidade.

## 5.3 Ecotoxicologia

### 5.3.1 Organismo Utilizado

A espécie utilizada nos experimentos com o efluente de Santos/São Vicente foi o equinóide *Lytechinus variegatus*, Lamark, 1816, com o nome popular de ouriço-roxo. Os embriões desta espécie são freqüentemente usados em testes de toxicidade com amostras líquidas por ter sua metodologia normatizada por ABNT (2006). Como exemplo de utilização, se tem a avaliação de toxicidade de efluentes urbanos lançados por emissário

submarino da Baixada Santista (Rachid 2002), de substâncias químicas como tensoativos aniônicos (Mastroi 1997) e de amostras de água intersticial (Zaroni 2006).

A notada sensibilidade de seus gametas e embriões, sua ampla distribuição, o fato de se apresentarem férteis o ano todo, seu rápido desenvolvimento e a fácil identificação de suas fases embriolarvais, fazem desta espécie uma das mais utilizadas em avaliações ecotoxicológicas (Zaroni 2006).

### 5.3.2 Teste de toxicidade embriolarval com *L. variegatus*

Para os testes, aproximadamente 20 ouriços adultos foram coletados, por meio de mergulho livre, no costão da praia do Flamenguinho, em Ubatuba, e mantidos em tanque com água do mar e aeração constante por cerca de dois dias.

Um dia antes dos testes, foram preparadas as concentrações das amostras de efluente a serem testadas. Com as amostras coletadas na EPC de Santos foram preparadas três soluções de 100 mL: uma com as amostras que foram coletadas entre 09 e 19 horas (amostra dia), outra com as amostras que foram coletas entre 21 e 07 horas (amostra madrugada), e por fim uma contendo todas as amostras (amostra composta), sendo que nas três soluções as amostras foram adicionadas de forma proporcional. Cada solução foi salinizada artificialmente, até cerca de 35 ppm, utilizando-se o sal marinho da marca Red Sea, permanecendo em repouso até o dia seguinte.

No dia do teste, foram preparadas, para cada solução, quatro réplicas com as seguintes concentrações: 0,5%, 1%, 3%, 5%, 10%, 15%, 25%, 50% e 100%. Para fazer as soluções utilizou-se água do mar, de boa qualidade e salinidade próxima a 35 ppm, filtrada em Millipore HA R 0,45 Micrometros, para que todas as partículas fossem eliminadas. Os testes foram conduzidos em tubos de ensaio de 20 mL, contendo 10 mL de cada concentração das amostras. Conforme dito anteriormente, foram utilizadas quatro réplicas por amostra.

Soluções com uma substância de referência foram preparadas com o tensoativo aniônico Dodecil Sulfonato de Sódio (DSS), em 5 diferentes concentrações de 0,32; 0,63; 1,25; 2,5 e 5,0 mg/L de DSS, além da solução controle utilizando somente água do mar filtrada.

Antes do início dos testes, foram separados os 6 maiores indivíduos e levados ao Laboratório de Ecotoxicologia do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Estes animais foram induzidos a liberar seus gametas injetando-se 4,0 mL de KCl (cloreto de potássio 0,5 M) na região peri-oral de cada organismo. A coleta dos ovos foi feita com a superfície aboral do animal voltada para baixo, em um béquer de 400 mL com água do mar filtrada em Millipore HA RE 0,45 Micrometros. Foram utilizados óvulos de três fêmeas, sendo estes previamente selecionados pela observação de seu grau de maturação

sob microscópio com aumento de 100 vezes. Posteriormente, os óvulos foram lavados com o auxílio de uma peneira, e então colocados num béquer com água do mar filtrada. O líquido espermático de, no mínimo, três machos foi coletado a seco com o auxílio de um conta gotas, e colocado em um béquer com capacidade para 25 mL, mantido em um isopor com gelo até o momento da ativação dos espermatozoides. A ativação da solução espermática deu-se pela diluição de 1,0 mL do líquido espermático total em 49 mL de água do mar filtrada. Em seguida, foi avaliada a fecundação dos ovos e a concentração de ovos / mL. Posteriormente, foram adicionados, com o auxílio de uma pipeta automática, cerca de 300 ovos em cada tubo de ensaio.

Aproximadamente 24 horas após o início dos testes, verificou-se que mais de 80% dos embriões da amostra controle haviam atingido o estágio de pluteus, o experimento foi então encerrado e o material de cada réplica foi fixado em formol, para posterior contagem das 100 primeiras larvas encontradas. A contagem foi feita em microscópio óptico com aumento de 100 vezes e auxílio de uma câmara de contagem do tipo Sedgwick-Rafter.

Após a contagem, as porcentagens de larvas normais das amostras foram comparadas com o controle. Assim, utilizando o programa Trimmed Spearman Karber (Hamilton et al. 1977) foi possível calcular a CE50-24h, ou seja, a concentração que causa efeito letal em 50% da larvas. Tal procedimento também foi realizado comparando-se o controle com as concentrações da substância (DSS), de maneira a avaliar o lote de organismos testados.

Os dados foram também submetidos a análise de variância ANOVA e posteriormente a outros testes de comparação pareada contidos no programa TOXSTAT versão 3.3. Tais análises possibilitaram o cálculo de dois índices importantes: a Concentração de Efeito Observado (CEO), ou seja, a menor concentração que causa efeito adverso, e a Concentração de Efeito Não Observado (CENO), ou seja, a maior concentração que não causou efeito adverso.

### **5.3.3 Modelo Ecotoxicológico**

Na tentativa de prever a toxicidade gerada pelo efluente foram criadas duas equações, uma para o verão e outra para o inverno, que fornecem a porcentagem de embriões bem desenvolvidos em função da concentração de efluente. Para isso, nas condições de verão e inverno, foram utilizados os resultados dos testes com o efluente COMPOSTO, na tentativa de representar a toxicidade média ao longo do dia. As equações foram obtidas com o auxílio do software Matlab, o qual ajustou um polinômio de 2<sup>o</sup> grau aos dados fornecidos.

## 5.4 Colimetria

Nas quatro campanhas, foram determinadas as concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli*, em todas as estações, em duas profundidades: superfície e fundo. Foram coletados 100 mL de água, sendo que na superfície foi utilizado um balde previamente higienizado para a coleta, enquanto que as amostras de fundo foram obtidas com o auxílio de uma garrafa de Niskin de 5 litros. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, estéreis e com capacidade de 150 mL, sendo posteriormente mantidas sob refrigeração em isopores contendo gelo. O tempo decorrente entre a coleta e a incubação das amostras não ultrapassou 10 horas. Todo o procedimento analítico foi realizado no Laboratório de Microbiologia Ambiental do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo (ICB II / USP) sob supervisão da técnica de laboratório Sra. Rosa Gamba. Para determinar o número mais provável por 100 mL (NMP/100 mL), seguiu-se o método dos Tubos Múltiplos, descrito em American Public Health Association - APHA (1995). Para cada amostra foram realizadas três diluições com cinco réplicas, sendo posteriormente adicionado o substrato Colilert (Indextx Laboratórios, Inc., Westbrook, USA). Para determinar o NMP/100 mL em cada diluição, utilizou-se a tabela referência padrão contida em American Public Health Association - APHA (1995), a qual assegura um intervalo de confiança de 95%.

## 5.5 Modelos Matemáticos

### 5.5.1 Processos de Mistura

Os processos de mistura do efluente na água do mar ocorrem em diferentes escalas de tempo e espaço. A diluição inicial ocorre em distância de até 100 m e num intervalo de poucos minutos após a saída do difusor (Carvalho et al. 2002). Este processo é chamado de fase primária da mistura e a região em que isto ocorre é chamada de Campo Próximo ("Near Field"). A fase primária da mistura, responsável por grande parte da diluição do efluente, pode ser dividida em jato e pluma. No jato o movimento é impulsionado e a dispersão ocorre devido à turbulência; já na pluma o movimento é gerado pelo empuxo e a dispersão ocorre devido a turbulência e advecção. Os modelos utilizados para simular esta fase são chamados de modelos não hidrostáticos, ou seja, permitem aceleração na vertical; alguns exemplos são: CORMIX, NRFIELD, UM3 e DELPH.

O campo próximo termina quando a força de empuxo entra em equilíbrio com a força gravitacional, pois neste caso a aceleração vertical torna-se muito inferior à aceleração horizontal, sendo então possível adotar a aproximação hidrostática. Atinge-se então a região denominada Campo Distante ("Far Field"). Os processos que ocorrem nesta região

são chamados de fase secundária, os quais possuem escalas de tempo e espaço superiores aos que ocorrem no campo próximo. Além disso, a fase secundária é caracterizada por uma baixa diluição da pluma quando comparada à fase primária (Carvalho et al. 2002), sendo a dispersão o resultado da difusão, advecção e decaimento. Para simular estes processos são utilizados modelos hidrostáticos acoplados a rotinas de dispersão, por exemplo POM, UM3 e HYCOM.

### 5.5.2 Modelo não Hidrostático

O modelo não hidrostático utilizado foi o UM3, um sucessor do Update Merge (UM). Este modelo faz parte do pacote Visual Plumes, distribuído pela U.S. EPA, e foi desenvolvido por Frick et al. (2001). As equações para conservação de massa, momento e energia são resolvidas a cada passo de tempo, resultando na diluição ao longo da trajetória da pluma. Para determinar o crescimento de cada elemento, o UM3 usa as hipóteses de entranhamento de Taylor e de entranhamento da área projetada (Frick et al. 2001). O resultado do modelo contém as características da pluma, como diluição média, tamanho e altura, ao longo de sua trajetória.

### 5.5.3 Modelo Hidrostático

O modelo numérico implementado na área é baseado no Princeton Ocean Model (POM), desenvolvido por Blumberg and Mellor (1987) e apresentado em detalhes por Mellor (1993). Este modelo permite determinar a evolução temporal dos campos de elevação, temperatura, salinidade e correntes, a partir da especificação da batimetria, condições meteorológicas na superfície e condições oceanográficas nos contornos abertos.

Foi utilizada uma versão do POM adaptada por Harari and Camargo (1998), cujas principais características são as seguintes: é tridimensional; não linear; com as equações hidrodinâmicas completas escritas na forma de fluxo; possui aproximações de Boussinesq e hidrostática; considera um fechamento turbulento de segunda ordem para os coeficientes de viscosidade e difusão na vertical; parametrização do tipo Smagorinsky para a viscosidade e a difusão horizontal; separação dos modos internos e externo, cuja evolução temporal é determinada com passos de tempos diferentes; utilização do esquema de leap-frog para a integração no tempo e na horizontal, enquanto que a integração na vertical é efetuada com um esquema implícito; os sistemas de coordenadas horizontais seguem as coordenadas cartesianas, no entanto, a coordenada  $z$  é convertida para  $\sigma$ , sendo escalonada de acordo com a profundidade da coluna de água segundo a seguinte relação:

$$\sigma = \frac{(z - \eta)}{D} \quad (1)$$



onde  $D$  é a profundidade local e  $\eta$  é a elevação da superfície.

Na versão utilizada, o modelo pode ser processado considerando forçantes de maré, vento ou densidade, separadamente ou de forma combinada.

O POM é um modelo hidrodinâmico intensamente utilizado pela comunidade científica. Maiores detalhes de seu desenvolvimento matemático e exemplos de sua utilização em estudos costeiros são apresentados em Harari and Camargo (1998) e Harari, Camargo e Cacciari (2000).

#### 5.5.4 O modelo de dispersão acoplado ao POM (MAPOM)

Foi utilizado o modelo de dispersão acoplado ao POM (MAPOM), descrito em Harari and Gordon (2001). Este modelo utiliza rotinas que calculam a advecção, difusão e decaimento para o caso específico de substâncias inertes, totalmente miscíveis na água do mar e que não se separam da mesma por gravidade. A solução do MAPOM utiliza coordenadas sigma e coeficientes de difusão dados pelo fechamento turbulento de segunda ordem.

Basicamente, para os cálculos específicos de concentração de efluente, foram repetidas as subrotinas que resolvem a equação de conservação de salinidade e calor, com os termos de variações locais, advectivas e difusivas. Porém, incluiu-se um termo de decaimento e um termo de fonte, resultando numa equação similar a (2), mas em coordenadas sigma.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} (K_h \frac{\partial c}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_h \frac{\partial c}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (K_v \frac{\partial c}{\partial z}) - K_d + Q \quad (2)$$

onde  $c$  é a concentração da substância,  $t$  é o tempo,  $(x,y,z)$  compõem o sistema de coordenadas (para leste, norte e para baixo) com componentes de velocidade  $(u,v,w)$ ,  $K_h$  e  $K_v$  são os coeficientes de difusão turbulenta horizontal e vertical,  $K_d$  é o coeficiente de decaimento e  $Q$  é uma fonte da substância.

#### 5.5.5 Acoplamento dos modelos

Foram realizados 5 processamentos com o UM3, a fim de obter a diluição da pluma ao final do campo próximo. Os dados obtidos ao longo das quatro campanhas oceanográficas foram utilizados como entrada do modelo. Posteriormente, os valores de diluição foram fornecidos ao Modelo de Dispersão acoplado ao POM (MAPOM), ao qual também foi ajustada a equação ecotoxicológica obtida empiricamente. Este último modelo foi processado entre os dias 01/03/2006 e 15/03/2006, representando as condições de verão, entre os dias 10/08/2006 e 25/08/2006, representando as condições de inverno e finalmente para uma situação hipotética utilizando elevações especificadas nas bordas.

## 6 Resultados e Discussão

### 6.1 Toxicidade do Efluente

Os resultados dos testes ecotoxicológicos de verão e inverno, com as três classes de efluentes avaliadas (dia, madrugada e composto), são apresentados nas tabelas (3) a (8) e nas figuras (3) a (8).

Tanto os experimentos realizados no verão quanto os realizados no inverno indicaram que este efluente possui um grande potencial de efeito tóxico. Tal fato também foi observado por Rachid (2002); no entanto, este autor utilizou apenas três diluições do efluente (100%, 50% e 10%), encontrando um valor de  $CE_{50(24h)}$  igual a 19,18%, enquanto que no presente trabalho foram obtidos os seguintes valores, com os respectivos desvios padrão:

- Efluente dia(verão):  $CE_{50(24h)}=5.46(5.22-5.71)\%$ ;
- Efluente dia(inverno):  $CE_{50(24h)}=6.29(6.13-6.45)\%$ ;
- Efluente madrugada(verão):  $CE_{50(24h)}=7.53(7.18-7.89)\%$ ;
- Efluente madrugada(inverno):  $CE_{50(24h)}=5.74(5.54-5.95)\%$ ;
- Efluente composto(verão):  $CE_{50(24h)}=3.71(3.51-3.91)\%$ ;
- Efluente composto(inverno):  $CE_{50(24h)}=6.63(6.51-6.75)\%$ ;

A princípio este aumento da toxicidade do efluente, em relação aos valores de  $CE_{50(24h)}$  obtidos por Rachid (2002), pode estar relacionado com um provável aumento da adição de cloro ao efluente. Atualmente, injeta-se 0.015 mg de cloro por litro de efluente, no entanto, não foi possível obter dados pretéritos da concentração de cloro neste efluente. Dados do relatório interno da Sabesp, referentes ao ano de 2005, mostram que a concentração de amônia no efluente (de 33,88 a 47,60 mg/L) não variou significativamente em relação à concentração obtida por este autor (54,9 mg/L).

De maneira geral, todas as classes de efluente apresentaram resultados de  $CE_{50(24h)}$  semelhantes, variando de 3.71(3.51-3.91) a 7.53(7.18-7.89)% no verão e 5.74(5.54-5.95) a 6.63(6.51-6.75)% no inverno. Os valores de  $CE_{50(24h)}$  e os valores de CEO (concentração de efeito observado - ver figuras 3 a 8) obtidos para as três classes de efluente sugerem que, tanto o efluente coletado durante o dia quanto o efluente composto, foram mais tóxicos no verão, enquanto que o efluente coletado durante a madrugada foi mais tóxico no inverno.

Para o verão, os valores de  $CE_{50(24h)}$  e de CEO obtidos para os três experimentos sugerem que o efluente da madrugada é o que apresenta menor toxicidade, enquanto que o efluente composto apresenta a maior toxicidade; os resultados encontrados para

Tabela 3: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente DIA coletado durante o verão.

Toxicidade do efluente DIA - VERÃO											
	Controle	0.25%	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	96	89	94	91	77	63	0	0	0	0	0
R2	97	96	97	85	69	66	0	0	0	0	0
R3	90	95	92	95	93	61	0	0	0	0	0
R4	90	71	88	85	75	70	0	0	0	0	0
MÉDIA	93.25	87.75	92.75	89.00	78.50	65.00	0	0	0	0	0
D.P.	3.77	11.59	3.77	4.90	10.25	3.92	0	0	0	0	0

Tabela 4: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente DIA coletado durante o inverno.

Toxicidade do efluente DIA - INVERNO										
	Controle	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	93	86	93	92	68	0	0	0	0	0
R2	93	90	90	93	75	0	0	0	0	0
R3	85	80	94	95	70	0	0	0	0	0
R4	92	86	94	90	75	0	0	0	0	0
MÉDIA	90.75	85.50	92.75	92.50	72.00	0	0	0	0	0
D.P.	3.34	3.57	1.64	1.80	3.08	0	0	0	0	0

o efluente composto (verão) não eram esperados, pois esta amostra foi elaborada com proporções iguais do efluente dia e do efluente madrugada. Portanto, eram esperados valores de toxicidade entre os dois efluentes utilizados (dia e madrugada).

Para o inverno, os valores de  $CE_{50(24h)}$  e de CEO obtidos para os três experimentos sugerem que o efluente composto é o que apresenta menor toxicidade, enquanto que o efluente madrugada é o que apresenta maior toxicidade; novamente não foi encontrado um resultado intermediário para o efluente composto, como era de ser esperar.

Tanto no verão quanto no inverno, a diferença de toxicidade entre dia e madrugada não parece estar relacionada com a concentração de cloro no sistema, pois dados fornecidos pela EPC mostram que a concentração de cloro (incluindo pré e pós cloração) é praticamente a mesma ao longo de 24 horas, para ambas estações, cerca de 0.015 mg/L. Um monitoramento horário das propriedades físico-químicas do efluente se faz necessário, o que poderia explicar estas variações de toxicidade.

Tabela 5: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente MADRUGADA coletado durante o verão.

<b>Toxicidade do efluente MADRUGADA - VERÃO</b>											
	Controle	0.25%	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	96	79	81	80	85	64	20	0	0	0	0
R2	97	80	79	72	91	65	45	0	0	0	0
R3	90	69	83	95	94	76	30	0	0	0	0
R4	90	73	73	91	92	81	24	0	0	0	0
MÉDIA	93.25	75.25	79.00	84.50	90.50	71.50	29.75	0	0	0	0
D.P.	3.77	5.19	4.32	10.47	3.87	8.35	10.97	0	0	0	0

Tabela 6: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente MADRUGADA coletado durante o inverno.

<b>Toxicidade do efluente MADRUGADA - INVERNO</b>										
	Controle	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	93	89	93	63	84	0	0	0	0	0
R2	93	93	94	81	90	0	0	0	0	0
R3	85	95	94	60	85	0	0	0	0	0
R4	92	93	95	80	84	0	0	0	0	0
MÉDIA	90.75	92.50	94.00	71.00	85.75	0	0	0	0	0
D.P.	3.34	2.18	0.71	9.57	2.49	0	0	0	0	0

Tabela 7: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente COMPOSTO coletado durante o verão.

<b>Toxicidade do efluente COMPOSTO - VERÃO</b>											
	Controle	0.25%	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	96	79	81	72	81	25	0	0	0	0	0
R2	97	81	81	83	78	10	0	0	0	0	0
R3	90	93	89	84	81	7	0	0	0	0	0
R4	90	77	84	81	83	5	0	0	0	0	0
MÉDIA	93.25	82.50	83,75	80.00	80.75	11.75	0	0	0	0	0
D.P.	3.77	7.19	3,77	5.48	2.06	9.07	0	0	0	0	0

Tabela 8: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração do efluente COMPOSTO coletado durante o inverno.

Toxicidade do efluente COMPOSTO - INVERNO										
	Controle	0.50%	1%	3%	5%	10%	15%	25%	50%	100%
R1	93	85	91	94	70	0	0	0	0	0
R2	93	93	93	93	82	0	0	0	0	0
R3	85	95	94	93	90	0	0	0	0	0
R4	92	93	97	85	82	0	0	0	0	0
MÉDIA	90.75	91.50	93.75	91.25	81.00	0	0	0	0	0
D.P.	3.34	3.84	2.17	3.63	7.14	0	0	0	0	0

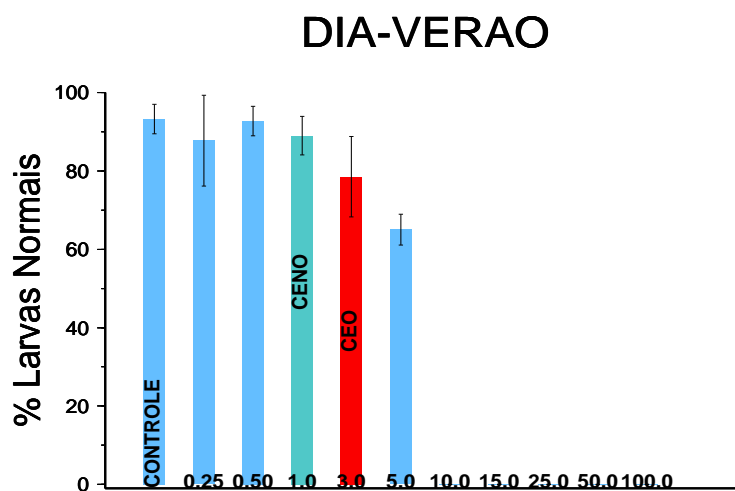


Figura 3: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente dia - VERÃO.

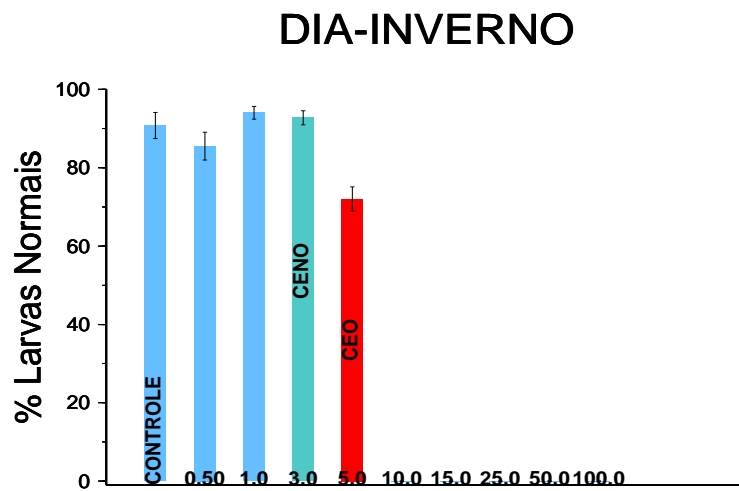


Figura 4: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente dia - INVERNO.

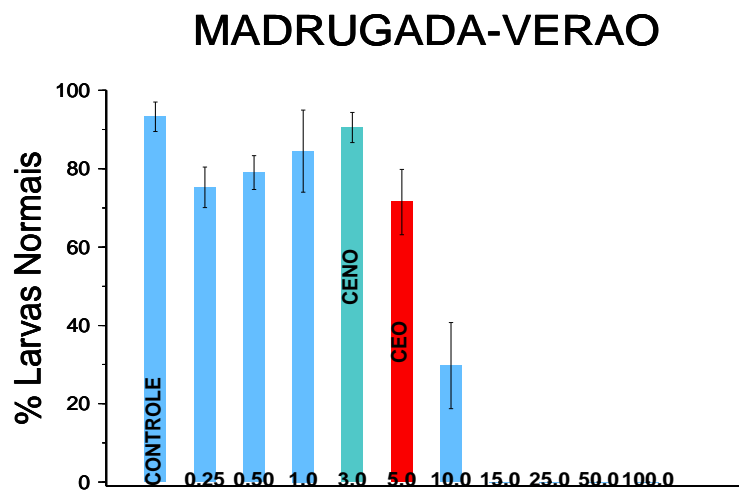


Figura 5: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente madrugada - VERÃO.

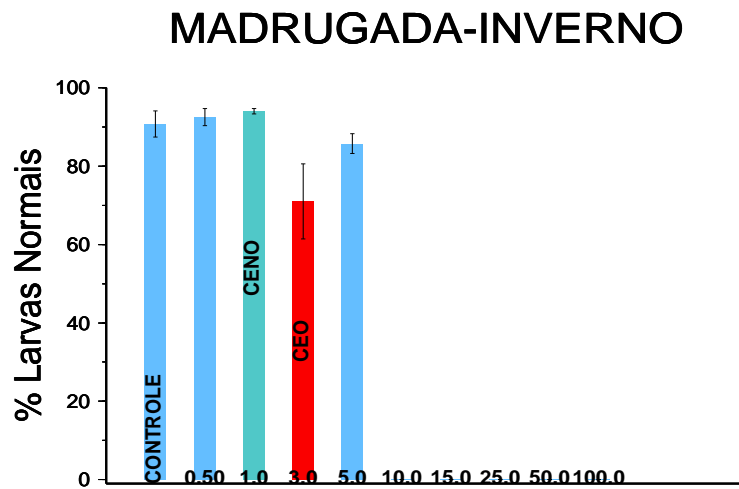


Figura 6: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente madrugada - INVERNO.

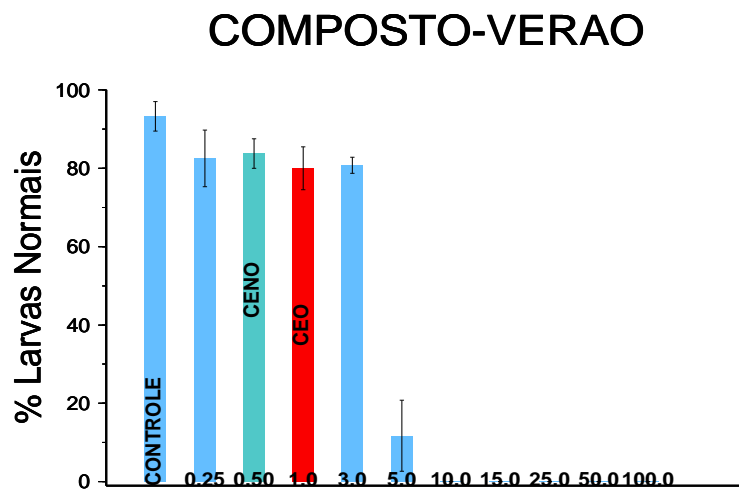


Figura 7: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente composto - VERÃO.

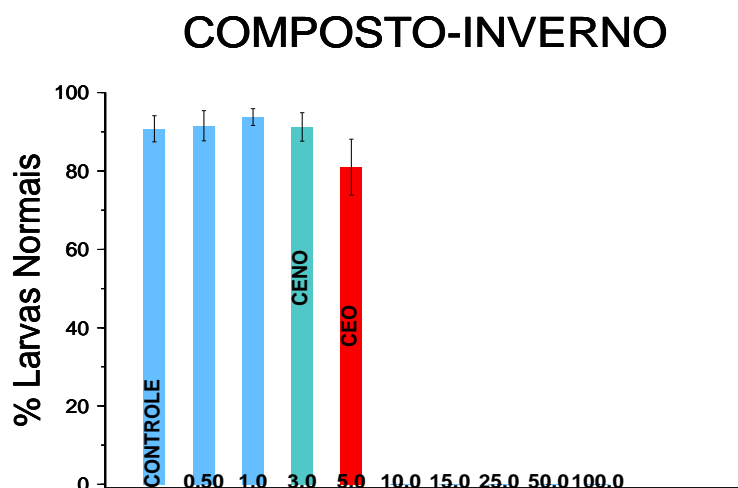


Figura 8: Porcentagens médias de desenvolvimento embriolarval normal de *L. Variegatus* no efluente composto - INVERNO.

Nas tabelas (9) e (10) estão as porcentagens de larvas normais obtidas nos testes com substância referência, para verão e inverno, respectivamente. A partir deste dados foi possível avaliar a sensibilidade dos lotes de organismos utilizados, onde ambos os testes apresentaram valores dentro dos limites aceitáveis para embriões de *L. variegatus*. Para o teste de verão obteve-se a  $CE_{50(24h)}$  de 1.12(1.08 - 1.17)mg/L de DSS, enquanto que para o teste de inverno a  $CE_{50(24h)}$  foi 1.69(1.64 - 1.74)mg/L de DSS.

Com o intuito de modelar a toxicidade da Baía de Santos devido ao efluente lançado pelo emissário submarino, durante um período de verão e um de inverno, foram obtidas,

Tabela 9: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração, no teste referência com DSS em mg/L, realizado no verão (C.artificial=controle artificial).

DSS	5	2,5	1,25	0,63	0,32	Controle	C.artificial
R1	0	0	44	88	72	89	96
R2	0	0	38	90	81	89	97
R3	0	0	40	0	86	93	90
R4	0	0	26	86	83	79	90
Média	0	0	37,00	66,00	80,50	87,50	93,25
D.P.	0	0	7,75	44,03	6,02	5,97	3,77



Tabela 10: Número de larvas normais de *L. variegatus* obtidos em cada réplica, com suas respectivas médias e desvios padrão (D.P.) para cada concentração, no teste referência com DSS em mg/L, realizado no inverno (C.artificial=controle artificial).

DSS	5	2,5	1,25	0,63	0,32	Controle	C.artificial
R1	0	0	80	92	88	93	89
R2	0	3	86	88	90	93	94
R3	0	7	86	84	91	85	95
R4	0	8	78	86	89	92	86
Média	0	4.50	82.50	87.50	89.50	90.75	91.00
D.P.	0	3.70	4.12	3.42	1.29	3.34	4.24

a partir dos testes com o efluente (composto), as seguintes equações:

$$Toxicidade - verao(c) = \begin{cases} 0,4771c^2 - 14,3930c + 93,2316 & se \ 0 < c \leq 10 \\ 0 & se \ c > 10 \end{cases} \quad (3)$$

$$Toxicidade - inverno(c) = \begin{cases} -1,4209c^2 + 5,2865c + 89,3169 & se \ 0 < c \leq 10 \\ 0 & se \ c > 10 \end{cases} \quad (4)$$

onde T representa a porcentagem de larvas normais em função da concentração (c) de efluente.

Tais equações compõem a base do modelo ecotoxicológico utilizado para avaliar o campo de toxicidade da Baía de Santos e que será apresentado mais adiante.

A figura (9) apresenta uma comparação entre as equações ajustadas e os valores reais obtidos. Nesta figura fica evidente que o modelo ecotoxicológico obtido para o verão (linha azul) possui um maior efeito tóxico que o modelo de inverno (linha vermelha), sendo também este último mais preciso (comparar linha azul com pontos amarelos).

## 6.2 Hidrografia e Correntes

Cabe ressaltar os diversos problemas ocorridos com os equipamentos utilizados. Na campanha do dia 07 de março houve problemas técnicos tanto no correntômetro do barco responsável pelas estações 9 a 16 (Lugano), como no CTD do barco responsável pelas estações 1 a 8 (Ilhas do Sul). Na campanha do dia 16 de agosto houve problemas técnicos nos CTD's dos dois barcos e, por fim, na campanha do dia 25 de agosto o CTD do barco fundo (Lugano) foi perdido próximo ao emissário submarino. Sendo assim, para a campanha do dia 7 de março foram obtidos perfis verticais de salinidade, temperatura e densidade ( $\sigma_t$ ) para as estações (9 a 16 e EM0) e direção e velocidade de corrente para

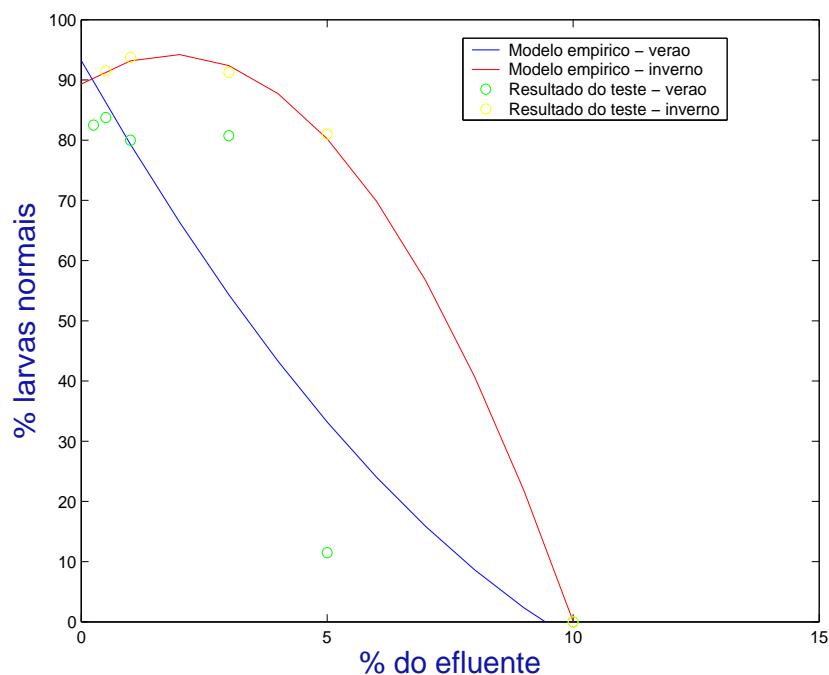


Figura 9: Comparação entre o teste de toxicidade realizado com o efluente composto e a equação obtida empiricamente.

as estações (1 a 8 e EM0). Já na última campanha, utilizou-se um YSI para obter os perfis de temperatura e salinidade das estações amostradas pelo barco raso (Ilhas do Sul), sendo estes os únicos dados de temperatura e salinidade obtidos ao longo do inverno. Na presente monografia serão apresentados apenas os perfis verticais de hidrografia e correntes referentes à estação realizada sobre o emissário submarino, uma vez que este ponto é o foco deste trabalho.

A figura (10) apresenta os perfis de temperatura, salinidade e densidade ( $\sigma_t$ ) obtidos para a estação EM0 nos dias 07, 15 de março e 25 de agosto. Estes perfis indicam que, na primeira campanha (07/03), a temperatura e a salinidade variaram entre 28,24 / 28,29 °C e 32,32 / 34,03, respectivamente. Na segunda campanha (15/03) essa variação foi de: 26,55 / 24,4°C e 33,27 / 35,66, respectivamente. Finalmente na quarta campanha (25/08) a temperatura e a salinidade variaram entre 21,9 / 21,7°C e 33,5 / 34,9, respectivamente. Os valores de  $\sigma_t$  variaram entre 20,3 e 21,6 na primeira campanha, 21,4 e 24 na segunda campanha e 23,11 e 24,23 na quarta campanha. Já a figura (11) apresenta a intensidade e direção das correntes medidas na Baía de Santos. A tabela (11) apresenta os valores de intensidade e direção das correntes obtidas na estação EM0.

Os parâmetros hidrográficos caracterizam duas situações: uma de menor estratificação vertical (primeira, terceira e quarta campanha) e outra de maior estratificação vertical

Tabela 11: Intensidade (cm/s) e direção (°) das correntes na superfície, no fundo e média vertical, medidas na estação EM0.

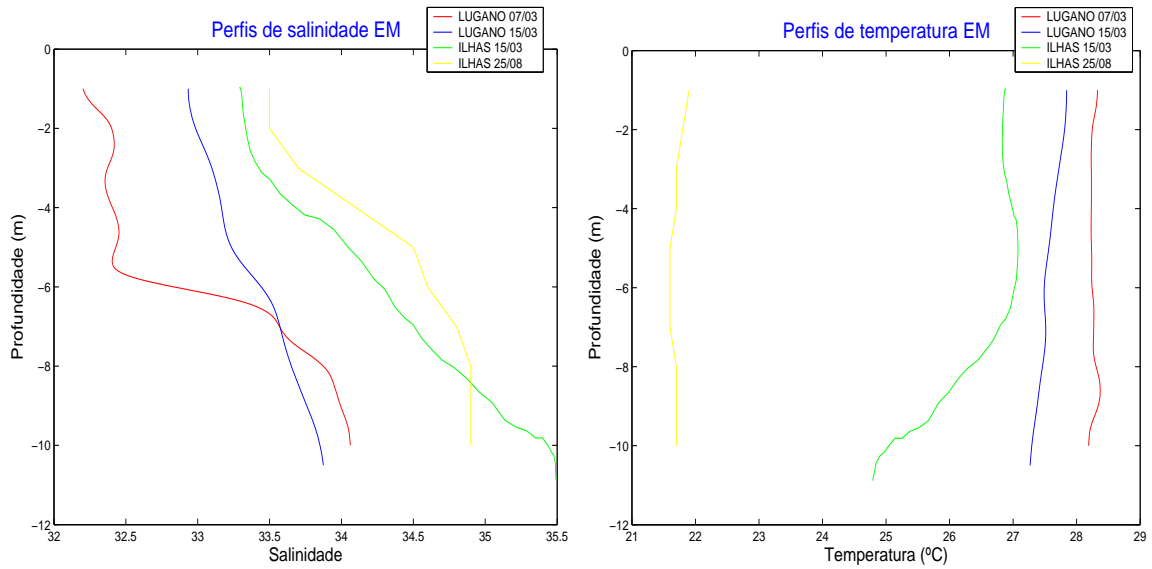
Data	Hora	Int. Sup.	Dir. Sup.	Int. Fun.	Dir. Fun.	Int. Méd.	Dir. Méd.
07/03	14:20	13.38	299.05	16.74	319.36	14.83	310.35
15/03	12:04	5.13	236.93	7.40	0.77	3.11	317.60
15/03	15:18	5.02	12.65	9.17	346.12	6.92	355.86
16/08	13:48	0.07	164.05	0.01	45.00	0.03	161.57
16/08	11:29	0.14	270.00	0.16	230.19	0.14	248.96
25/08	10:39	0.09	49.40	0.04	104.04	0.06	59.04
25/08	11:44	0.17	72.65	0.21	100.78	0.19	90.00

(segunda campanha). Na segunda e na quarta campanhas, os valores de densidade encontrados ( $\sigma_t \geq 24$ ) evidenciam a intrusão da Água Central do Atlântico Sul nas camadas mais profundas da Baía (Miranda 1985; Andutta et al. 2006).

### 6.3 Modelo não hidrostático

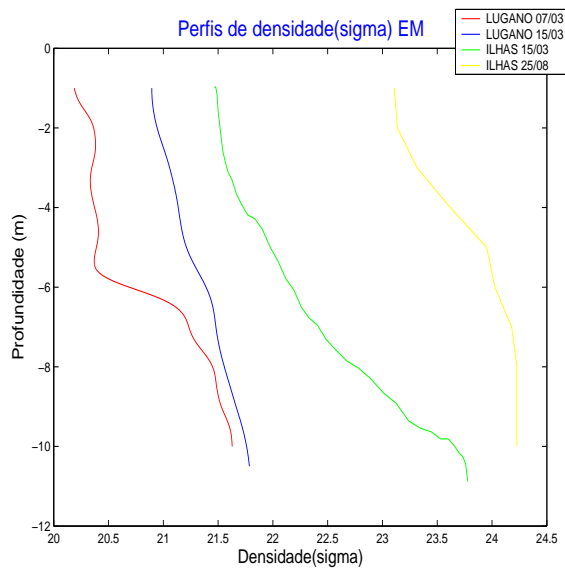
Conforme descrito anteriormente, nesta etapa foi utilizado o modelo UM3. Foram realizados 5 processamentos utilizando os dados ambientais obtidos na estação EM0 (Tabela 12), durante as campanhas oceanográficas (dois experimentos para a primeira e para a segunda campanhas e um experimento para a quarta campanha). Além disso, também foram incluídas as características dos difusores e do efluente obtidas junto à SABESP (Tabela 13).

A tabela (14) mostra os resultados, segundo as previsões do UM3, do tamanho médio da pluma, sua diluição ao final da mistura primária e se houve o afloramento da mesma na superfície, para os cinco processamentos realizados. Nos experimentos 1, 2 e 5 a diluição ao final do campo próximo foi significativamente maior que nos experimentos 3 e 4. As diluições da pluma nos experimentos 3 e 4 foram menores do que a proposta inicial do projeto de construção deste emissário, a qual assegurava uma diluição mínima da ordem de 30 vezes (Documento fornecido por Marcelino, E.B. (SABESP)). Foi observado no experimento 5 a maior diluição após a mistura primária (56.43 vezes). Tal fato deve-se à maior homogeneidade da coluna d'água neste experimento, o que pode ser observado através da pequena variação nos valores de salinidade e temperatura utilizados (Tabela 12). Os resultados demonstram, portanto, que este experimento foi mais eficiente na diluição ao longo do campo próximo. Os experimentos 1 e 2 também apresentaram elevados valores de diluição em função da homogeneidade da coluna d'água observada no dia 07/03. As informações sobre o tamanho da pluma foram similares para todos os experimentos (cerca



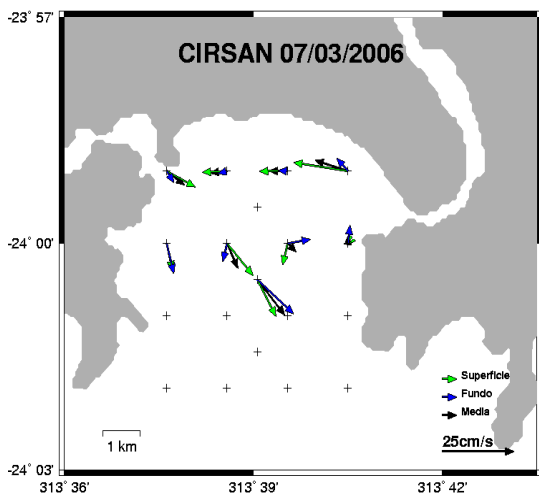
(a) Salinidade

(b) Temperatura

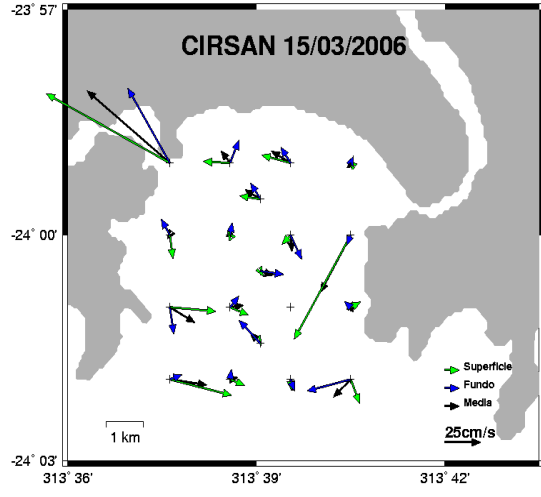


(c) Densidade(sigma)

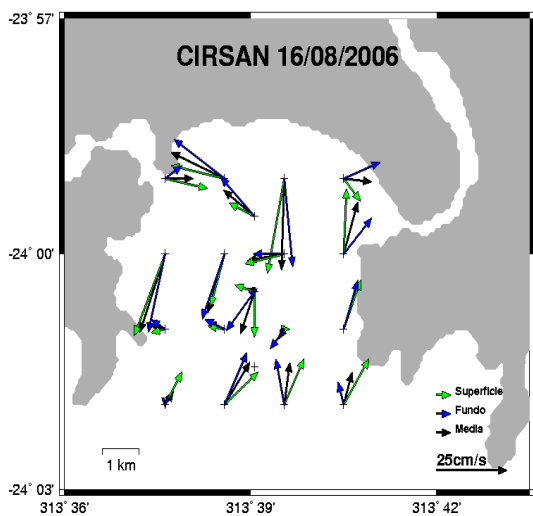
Figura 10: Perfis verticais de temperatura, salinidade e  $\sigma_t$  para a estação EM0, obtidos nos dias 07, 15 de março e 25 de agosto de 2006.



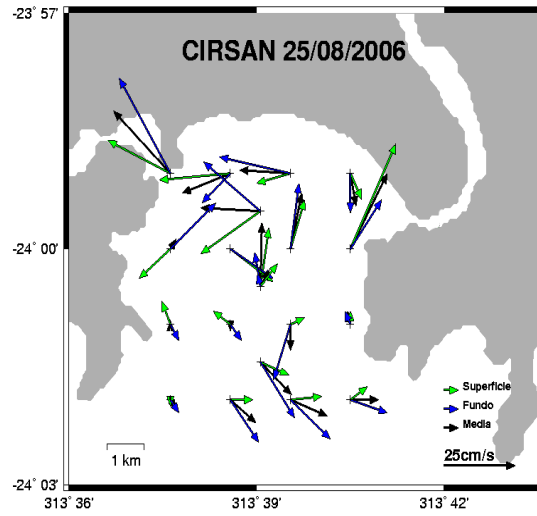
(a) correntes 07 de março



(b) correntes 15 de março



(c) correntes 16 de agosto



(d) correntes 25 de agosto

Figura 11: Velocidade e direção das correntes na superfície, no fundo e média vertical, observadas ao longo das campanhas oceanográficas (símbolos + indicam ausência de medições). As medições nos pontos 1 a 8 foram simultâneas às dos pontos 9 a 16 (ver figura 2), ao longo de um dia, desde 08:00h até 16:00h, aproximadamente (ver tabela 15).

Tabela 12: Dados ambientais utilizados em cada simulação. (\* dados medidos com o sensor de TS do correntômetro - \*\* dados estimados).

Experimento	Prof.(m)	Temperatura (°C)	Salinidade	Correntes	
				Intensidade(m/s)	Direção
1	0	28.89 *	32.52 *	0.13	299.05
	5				
	10	28.04 *	34.35 *	0.17	319.36
2	0	28.32	32.32	0.13 **	299.05 **
	5	28.27	33.55		
	10	28.19	34.05	0.17 **	319.36 **
3	0	27.13	33.24	0.051	236.93
	5	27.22	34.14		
	10	24.38	35.5	0.07	1
4	0	27.75	32.66	0.05	12.65
	5	26.64	34.52		
	10	25.19	35.23	0.09	346.12
5	0	21.9	33.5	0.17	72.65
	5	34.5	34.52		
	10	21.7	34.9	0.21	100.78

Tabela 13: Dados dos difusores e de características operacionais (fornecidos pelo centro de controle da EPC de Santos).

	Dia 07/03	Dia 15/03	Dia 25/08
<b>Díâmetro (m)</b>	0.3	0.3	0.3
<b>Elevação (m)</b>	0.5	0.5	0.5
<b>Ângulo Vertical</b>	90	90	90
<b>Ângulo Horizontal</b>	0	0	0
<b>Número de Portas</b>	23	23	23
<b>Espaço entre as portas (m)</b>	5	5	5
<b>Profundidade (m)</b>	9.5	9.5	9.5
<b>Fluxo real médio (m<sup>3</sup>/s)</b>	1.827	1.806	2.301
<b>Salinidade</b>	0	0	0
<b>Temperatura (°C)</b>	27	27	27
<b>Concentração (ppm)</b>	100	100	100

Tabela 14: Características da pluma ao final do campo próximo segundo os 5 experimentos realizadas com o UM3.

<b>Experimento</b>	<b>Tam. da pluma</b>	<b>Diluição inicial</b>	<b>Afloramento na superfície</b>
01	cerca de 10 m	54.39 vezes	Sim
02	cerca de 10 m	54.38 vezes	Sim
03	cerca de 10 m	19.41 vezes	Sim
04	cerca de 10 m	19.8 vezes	Sim
05	cerca de 10 m	56.43 vezes	Sim

de 10 metros), assim como o afloramento da mesma na superfície.

Embora os parâmetros ambientais utilizados no experimento 3 tenham sido obtidos durante uma maré de sizígia, este experimento foi o que apresentou a menor diluição após a mistura primária. Isso porque estes dados foram obtidos por volta das 15:18h, e conforme mostra a figura (14), tal período correspondeu à estufa da maré. Ou seja, quanto menor a intensidade das correntes, menor será a diluição após o campo próximo.

Os dados de colimetria apresentados na próxima seção, figuras (12) e (13), corroboram com os resultados obtidos através do UM3. De maneira geral, os experimentos 1 e 2 (referentes ao dia 07/03) e 5 (referente ao dia 25/08) apresentaram maiores diluições após a mistura primária comparativamente aos experimentos 3 e 4 (referentes ao dia 15/03). Tal fato é confirmado nos dados de colimetria apresentados nestas figuras. Na primeira e, principalmente, na quarta campanha, as estações próximas ao emissário submarino apresentaram valores de coliformes fecais menores que na segunda campanha, evidenciando a importância da estratificação na diluição inicial da pluma. Cabe ressaltar que não houve grandes discrepâncias nas condições de operação do emissário ao longo das três campanhas simuladas, pois as vazões variaram entre 1.806 e 2.301 m<sup>3</sup>/s (Tabela 13). Sendo assim, fica evidente a importância de fatores ambientais na determinação da qualidade da água na Baía de Santos.

## 6.4 Colimetria

As concentrações de coliformes fecais analisadas na superfície e no fundo para cada estação de coleta estão esquematizadas nas figuras (12) e (13). A concentração média de coliformes fecais para o dia 07 de março foi de (240,4 NMP/100mL), enquanto que o maior valor (3.000 NMP/100mL) foi na água de superfície da estação 01. No dia 15 de março, a concentração média foi de (1.420 NMP/100mL), sendo o maior valor encontrado de (24.000 NMP/100mL) para água de superfície da estação EM0. Já nas coletas de

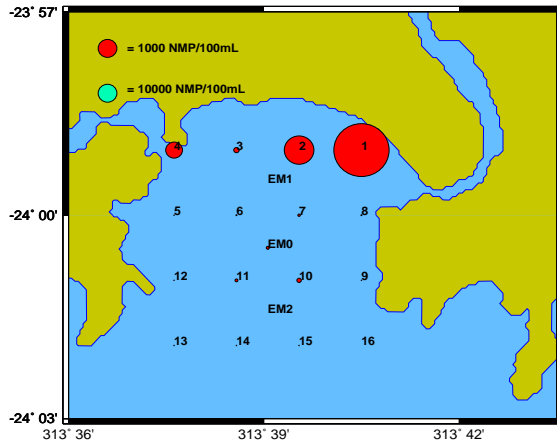
inverno, as concentrações de coliformes fecais encontradas foram bem menores, sendo a concentração média para o dia 16 de agosto de (92,5 NMP/100mL), enquanto que o maior valor (500 NMP/100mL) foi na água de superfície da estação 01. No dia 25 de agosto, a concentração média foi de (262,8 NMP/100mL), sendo o maior valor (1.000 NMP/100mL) na água de superfície da estação EM2. Dentre os resultados apresentados, os únicos valores que não atendem à resolução CONAMA 20/86, que estabelece um limite máximo de 1.000 NMP/100mL, foram os obtidos nas amostras de superfície dos pontos 01 (3.000 NMP/100mL) e 02 (1.600 NMP/100mL) para a primeira campanha (dia 07 de março), na amostra de superfície do ponto EM0 (24.000 NMP/100mL) para a segunda campanha (dia 15 de março) e, finalmente, na amostra de superfície do ponto EM2 (1.000 NMP/100mL) da última campanha (dia 25 de agosto).

CETESB (2004) analisou a quantidade de coliformas fecais perto dos difusores do emissário de Santos/São Vicente nos meses de abril e outubro de 2004, obtendo os seguintes valores: média de 81 NMP/100mL e máximo de 1.600 NMP/100mL, para o mês de abril, e média de 2.160 NMP/100mL e máximo de 28.000 NMP/100mL, para o mês de outubro. Os dados de verão condizem com os encontrados, enquanto que os dados de inverno não. Tal fato pode estar associado às intensas frentes meteorológicas que antecederam as campanhas de inverno, juntamente com as condições oceanográficas favoráveis à diluição do efluente (coluna d'água homogênea).

Observando a figura (12a) e a tabela (15), verifica-se que, no dia 07 de março, no momento de coleta das estações 01 e 02 a maré estava vazando. Sendo assim, uma possível explicação para as elevadas concentrações de coliformes fecais nestas estações está relacionada com o aporte de água proveniente do Canal de Santos. Tal fato também foi observado por Lima (2003).

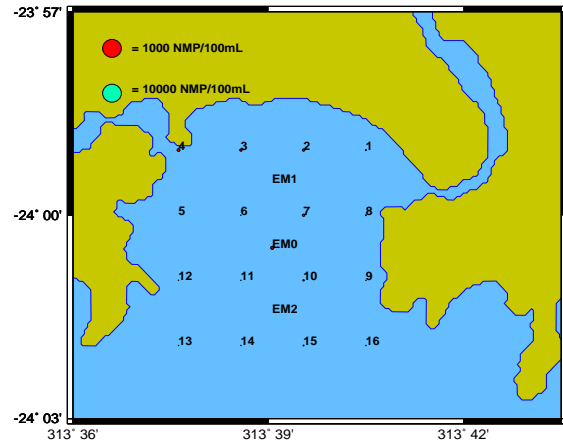


Col. Fecais Sup. dia 07/03



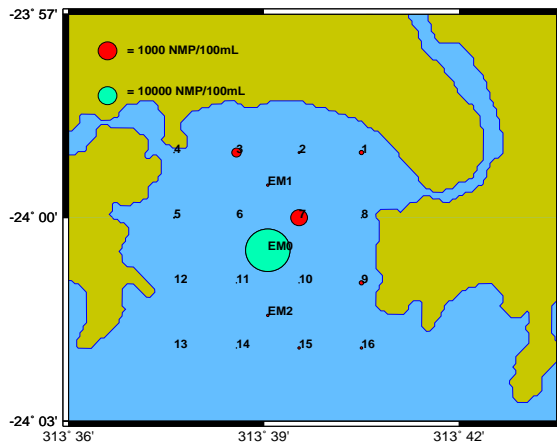
(a) Dia 07 (superfície)

Col. Fecais Fundo dia 07/03



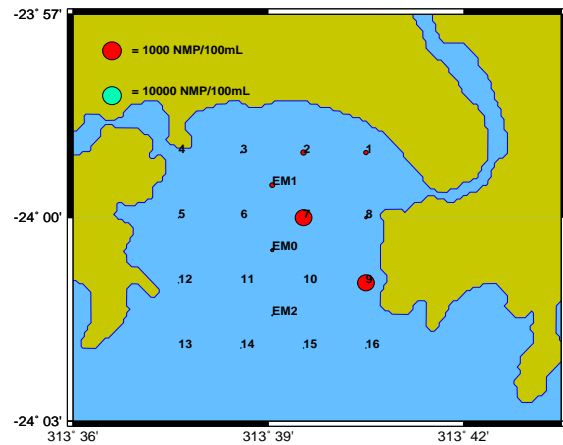
(b) Dia 07 (fundo)

Col. Fecais Sup. dia 15/03



(c) Dia 15 (superfície)

Col. Fecais Fundo dia 15/03

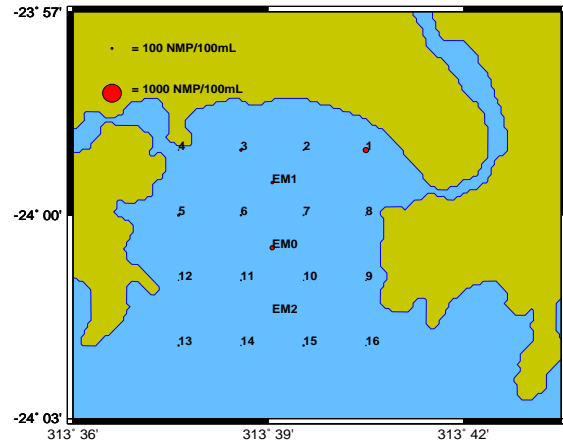
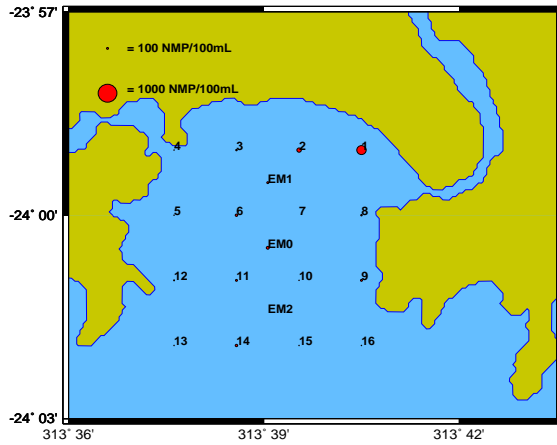


(d) Dia 15(fundo)

Figura 12: Concentrações de coliformes fecais, na superfície e no fundo, para as diversas estações amostradas ao longo dos dias 07 e 15 de março.

Col. Fecais Sup. dia 16/08

Col. Fecais Fundo dia 16/08

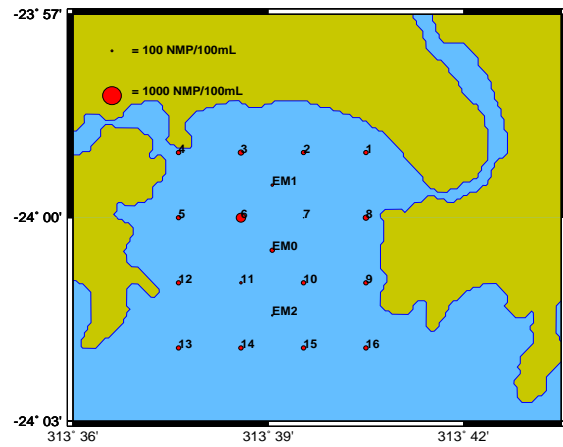
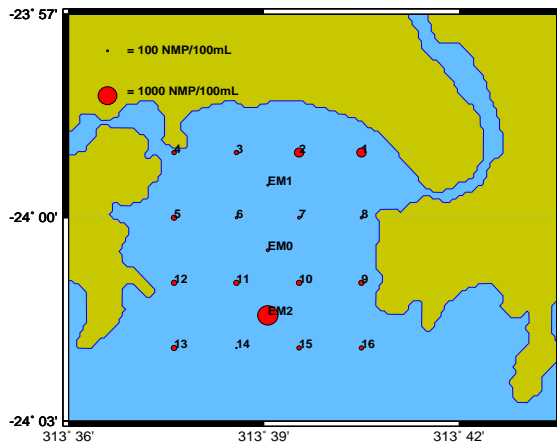


(a) Dia 16 (superfície)

(b) Dia 16 (fundo)

Col. Fecais Sup. dia 25/08

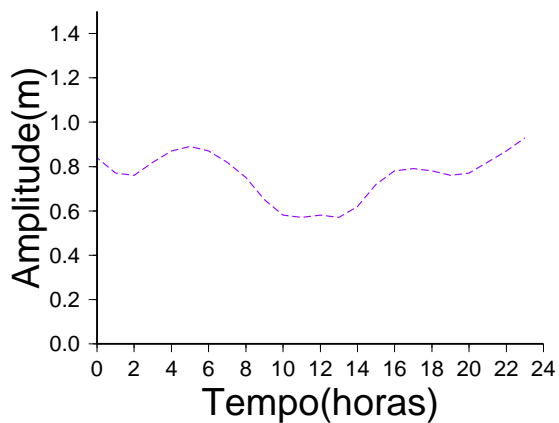
Col. Fecais Fundo dia 25/08



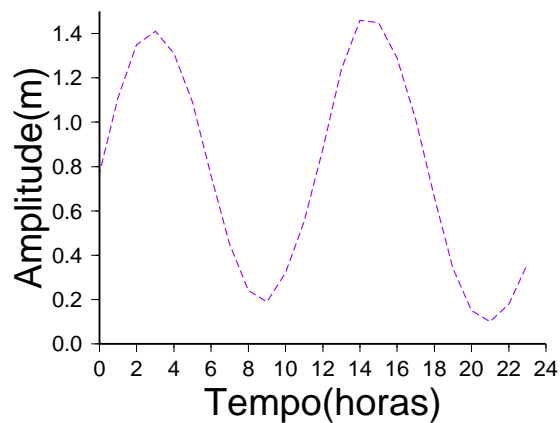
(c) Dia 25 (superfície)

(d) Dia 25(fundo)

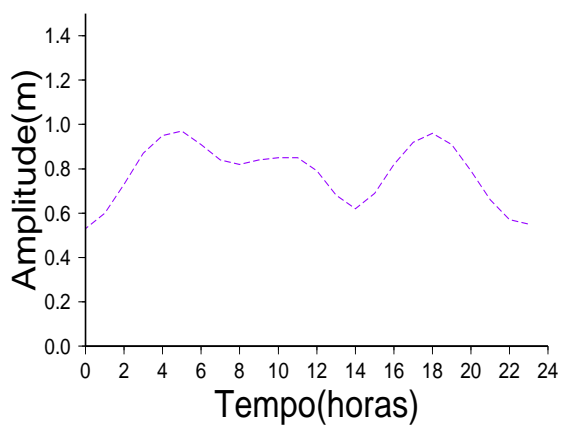
Figura 13: Concentrações de coliformes fecais, na superfície e no fundo, para as diversas estações amostradas ao longo dos dias 16 e 25 de agosto.



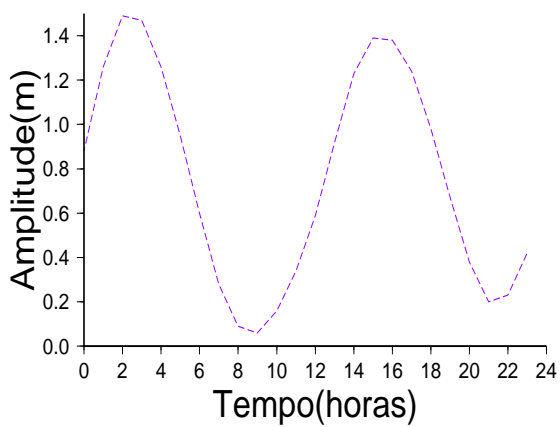
(a) Dia 07/03



(b) Dia 15/03



(c) Dia 16/08



(d) Dia 25/08

Figura 14: Variação da maré ao longo de 24 horas para as quatro campanhas realizadas, segundo as previsões do LABSIP.

Tabela 15: Hora de início das estações oceanográficas ao longo das quatro campanhas realizadas (\* indica que não houve amostragem nesta estação)

#	07/03	15/03	16/08	25/08	#	07/03	15/03	16/08	25/08
01	08:32	10:59	10:18	9:50	09	08:35	10:58	10:02	10:00
02	09:52	11:37	10:57	10:18	10	09:46	11:38	10:52	10:19
EM1	*	12:05	10:26	10:37	EM0L	10:44	12:04	11:29	10:39
03	11:25	12:38	12:00	11:10	11	11:23	12:38	12:04	11:24
04	12:06	13:17	12:24	11:30	12	12:05	13:15	12:27	11:44
05	12:50	13:56	12:48	11:52	13	12:43	13:55	12:51	12:03
06	13:25	14:39	13:14	12:21	14	13:20	14:37	13:18	12:20
EM0i	14:20	15:18	13:48	12:44	EM2	*	15:16	*	12:40
07	14:57	16:00	14:33	13:18	15	14:57	15:54	14:30	13:18
08	15:30	16:34	14:58	13:40	16	15:35	16:33	14:53	13:40

## 6.5 Acoplamento dos modelos

Para o POM, foram realizadas três simulações: uma entre os dias 07/03/2006 e 15/03/2006, outra entre os dias 16/08/2006 e 25/08/2006 e finalmente um estudo de caso com o intuito de valiar o alcance da pluma numa situação extrema. Para as três simulações foi utilizado espaçamento horizontal da ordem de 200 m, numa grade regular de 250 x 270 pontos na horizontal e considerando 11 níveis sigma na vertical. A batimetria utilizada foi desenvolvida pela equipe do Laboratório de Simulação e Previsão Numérica Hidrodinâmica (LABSIP) através da carta náutica n° 1711, da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) e de dados do ETOPO. Foi também incluído um ponto de descarga de efluente sobre o emissário submarino, onde foram utilizadas diferentes diluições após a mistura primária, com base nos resultados obtidos com o UM3. Para a primeira simulação, utilizou-se uma diluição de 19.6 vezes (com base nas simulações 3 e 4 realizadas com o UM3, ver tabela 14), para a segunda simulação, utilizou-se uma diluição de 56.4 vezes (com base na simulação 5 realizada com o UM3, ver tabela 14) e para a terceira simulação, com o objetivo de avaliar uma situação extrema, foi utilizada uma diluição hipotética de 10 vezes. Para o fluxo de efluente, nas duas primeiras simulações, foram utilizados os dados operacionais fornecidos pela EPC (Tabela 13, dia 15/03 e dia 25/08), já para o estudo de caso, utilizou-se uma situação real extrema de fluxo igual a 2.800 L/s. Nas primeiras duas simulações foi considerada apenas a circulação de maré e um decaimento ( $T_{90}$ ) de 2 horas. Já no estudo de caso utilizou-se, além da maré, situações reais extremas de elevação do nível médio do mar, com base nos dados apresentados por

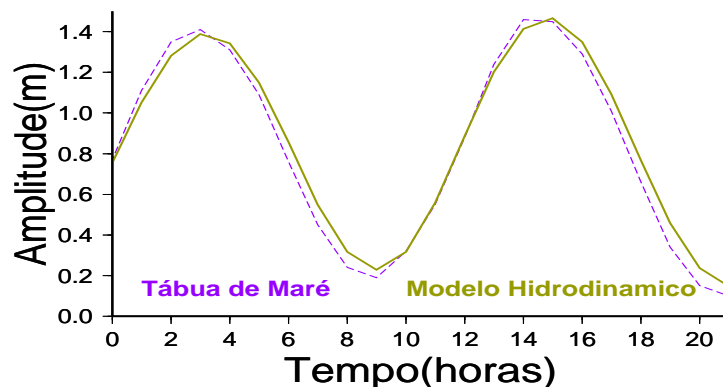


Figura 15: Comparação entre os dados de elevação do nível do mar, gerados pelo modelo hidrodinâmico, com os dados da Tábua de Maré

(Camargo, comunicação pessoal), sendo utilizado um decaimento ( $T_{90}$ ) de 6 horas. Cabe ressaltar que para gerar as figuras apresentadas nos três experimentos foram realizadas interpolações lineares com os dados gerados pelo modelo ecotoxicológico.

Para avaliar os resultados hidrodinâmicos produzidos pelo modelo, foi realizada uma comparação, ao longo do dia 15 de março, entre os dados de elevação do nível do mar, gerados pelo modelo, com a previsão de maré (Figura 15). Para isso, foi selecionado o ponto exatamente coincidente com o emissário submarino. Os resultados mostram que o modelo hidrodinâmico produziu resultados coerentes com as previsões de maré.

### 6.5.1 Primeira Simulação

Apenas esta simulação foi validada com base em parâmetros medidos. As figuras (16) e (17) apresentam os resultados do acoplamento dos modelos para o campo de toxicidade da Baía de Santos em diferentes horários do dia 15/03/06. Os resultados mostram que, nas condições deste experimento, a pluma de toxicidade desloca-se de forma mais significativa na direção norte-sul, atingindo no máximo cerca de 1.000 metros de comprimento nesta direção. Além disso, a mortalidade de embriões de *L. variegatus* em águas superficiais foi de, no máximo, 66,81% dos organismos, para os locais próximos ao ponto onde o efluente foi injetado.

Os diagramas de dispersão e os respectivos coeficientes de Pearson entre os resultados obtidos pelo modelo com parâmetros reais medidos ao longo desta data são apresentados na figura (18). Os dados utilizados nas correlações foram obtidos, por equipes do projeto CIRSAN, a partir de amostras de águas de superfície coletadas nas estações mais próximas aos difusores (6, 7, EM0, 10 e 11). Para tornar a comparação possível, foram utilizados os resultados do modelo gerados para o instante mais próximo ao momento da amostragem

Tabela 16: Valores do teste t obtidos para as variáveis correlacionadas.

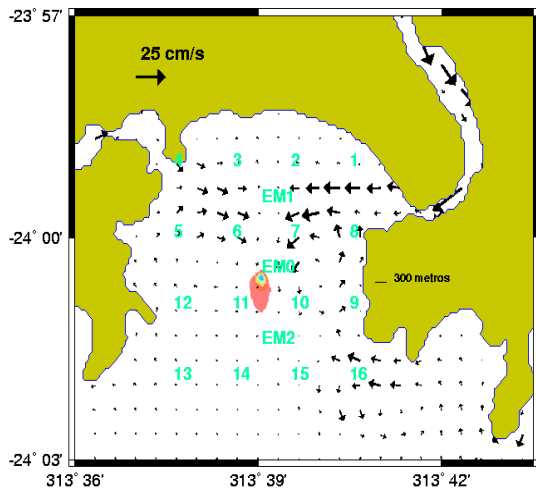
Variáveis correlacionadas	Valor de t
modelo x teste de toxicidade	1,22
modelo x amônia	1,27
modelo x material em suspensão	0,89
material em suspensão x amônia	3,22

em campo. Cabe ressaltar que o teste de toxicidade utilizado para validar o modelo seguiu a mesma metodologia do presente trabalho, porém foram utilizadas amostras de água do mar sem prévia salinização artificial.

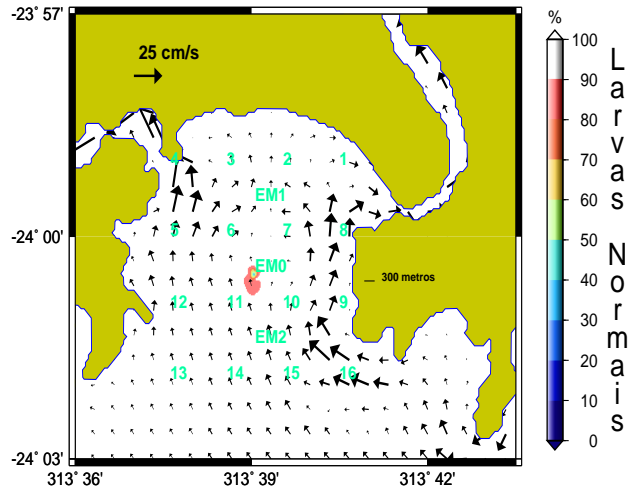
Os dados resultados produzidos pelo modelo (% anormal de indivíduos) mostram que houve uma correlação positiva moderada com os testes de toxicidade realizados com amostras de água do mar ( $r=0.52$ , ver figura 18a), com a concentração de amônia ( $r=0.53$ , ver figura 18b) e com a concentração de material em suspensão ( $r=0.40$ , ver figura 18c), sendo esta última uma correlação mais fraca. Finalmente, houve uma correlação forte entre a concentração de amônia e a concentração de sólidos em suspensão ( $r=0.85$ , ver figura 18d), sugerindo que ambos os parâmetros sofrem dispersão de forma semelhante e, provavelmente, possuem fontes comuns.

Com o intuito de avaliar as correlações foi utilizado o "teste t" para o coeficiente de correlação ao nível de significância de 5%, sendo utilizadas 6 amostras ( $n=6$ ), portanto, 4 graus de liberdade. Nestas condições, por consulta à tabela de valores de t com as características mencionadas, para que as correlações sejam significativas ao nível de 5%, deve-se ter valores de t maiores que 2,57. Os resultados do "teste t" são apresentados na tabela (16), sendo que a única correlação significativa ao nível de 5% foi entre a concentração de amônia e a concentração de sólidos em suspensão. Ao nível de 5%, as demais correlações não são significativas, portanto, não se pode tirar maiores conclusões desses resultados. No entanto, é possível que uma parte dos resultados de toxicidade obtidos nesta campanha pela equipe do projeto CIRSAN se deva, em termos de efeitos biológicos, à presença de contaminantes provenientes de outras fontes além do emissário (Canais de Santos e São Vicente). Além disso, fenômenos oceanográficos, meteorológicos e fatores outros, como bioturbação, também podem exercer uma influência sobre os resultados.

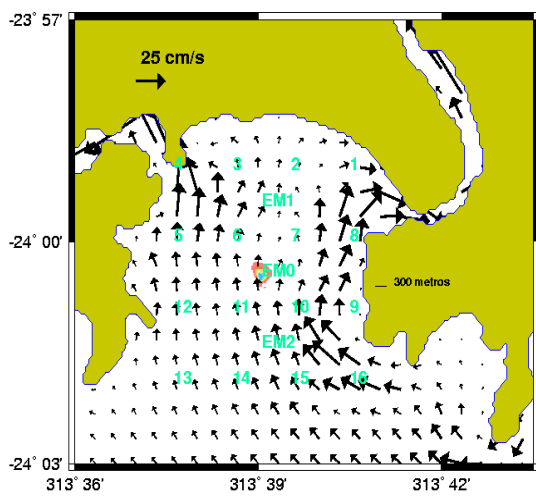
Os resultados mostram que, mesmo em condições de alta estratificação, o que frequentemente é observado durante o verão, onde ocorre a presença da ACAS (Andutta et al. 2006), o campo de toxicidade gerado pelo emissário é restrito a cerca de 300 metros ao redor dos difusores.



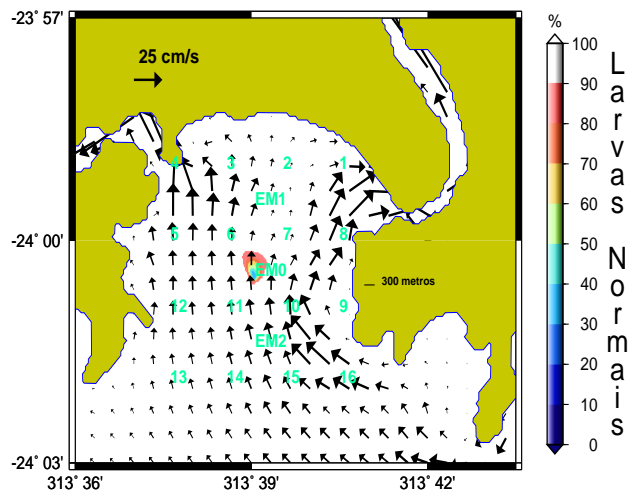
(a) Dia 15 de março às 10:00h



(b) Dia 15 de março às 11:00h

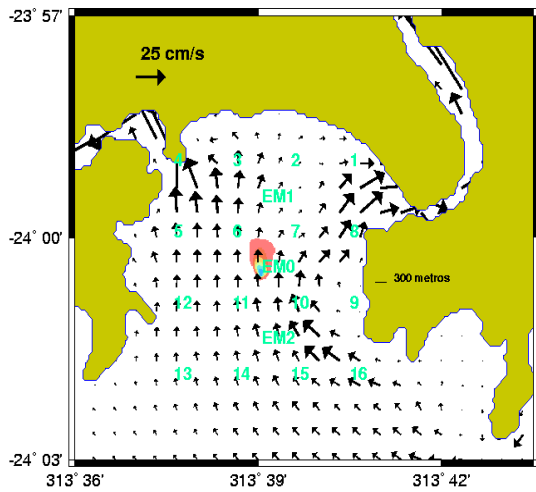


(c) Dia 15 de março às 12:00h

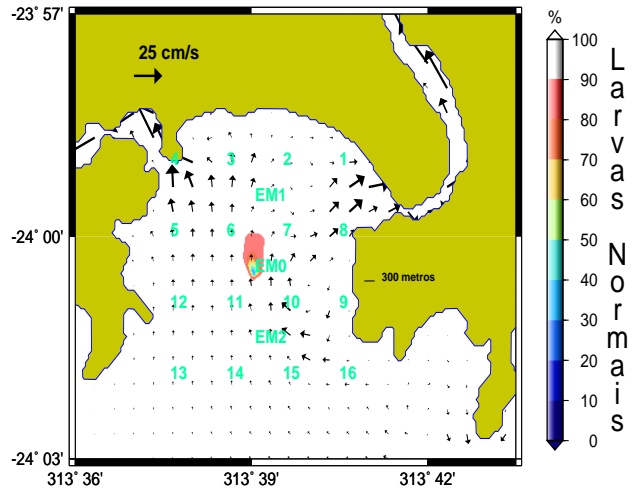


(d) Dia 15 de março às 13:00h

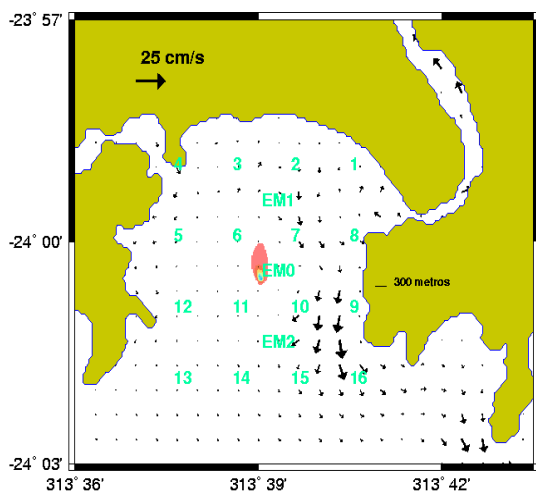
Figura 16: Resultados da porcentagem de larvas normais de *L. variegatus* gerados pela combinação dos modelos para o dia 15/03/06 das 10 às 13 horas.



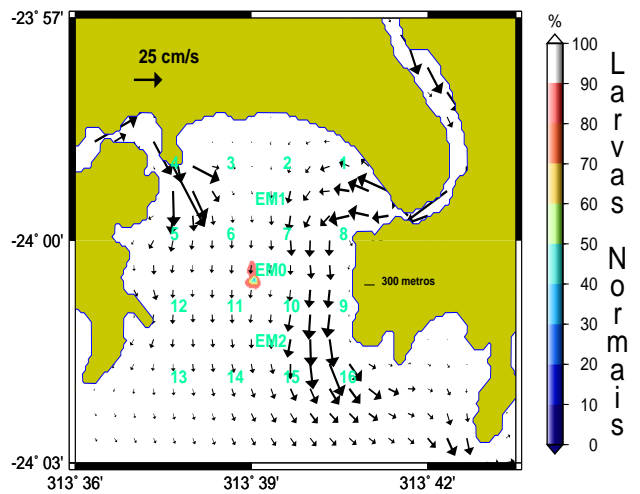
(a) Dia 15 de março às 14:00h



(b) Dia 15 de março às 15:00h



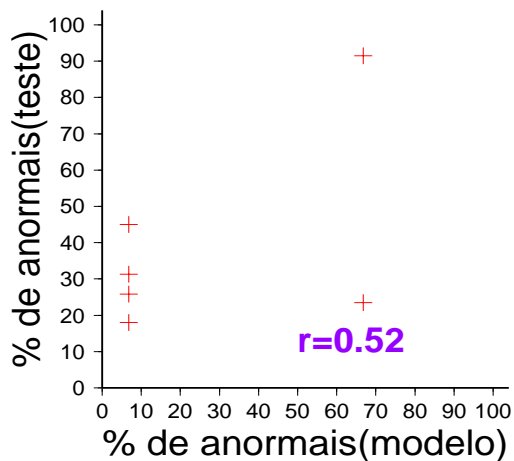
(c) Dia 15 de março às 16:00h



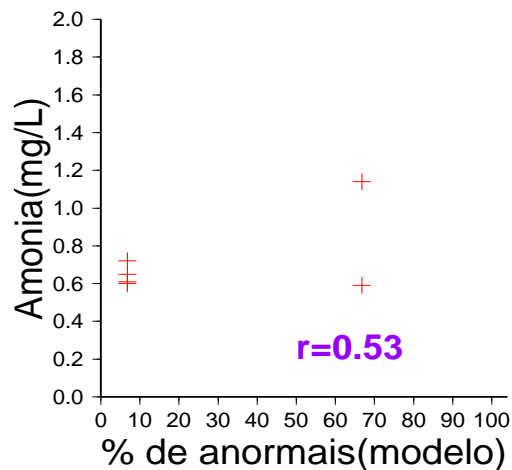
(d) Dia 15 de março às 17:00h

Figura 17: Resultados da porcentagem de larvas normais de *L. variegatus* gerados pela combinação dos modelos para o dia 15/03/06 das 14 às 17 horas.

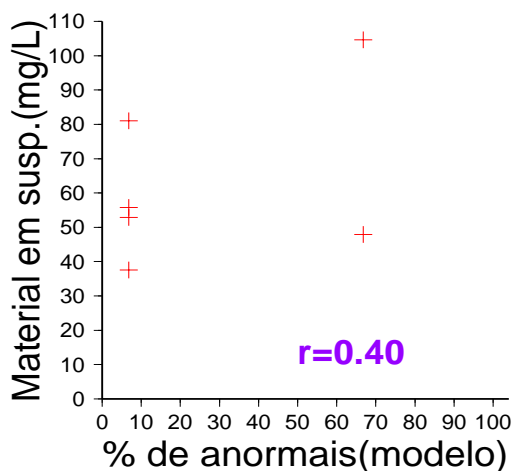




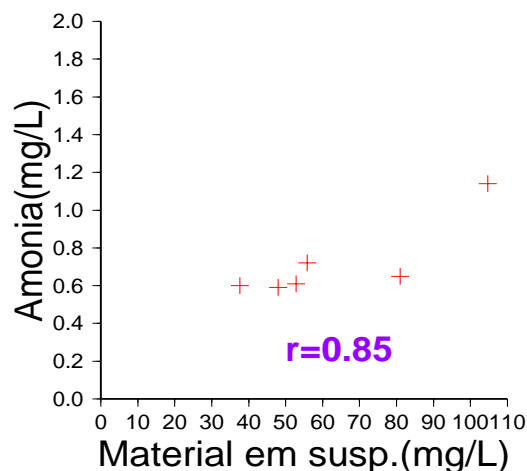
(a) Modelo vs. Teste



(b) Modelo vs. Amônia



(c) Modelo vs. Sólidos em suspensão



(d) Sólidos em suspensão vs. amônia

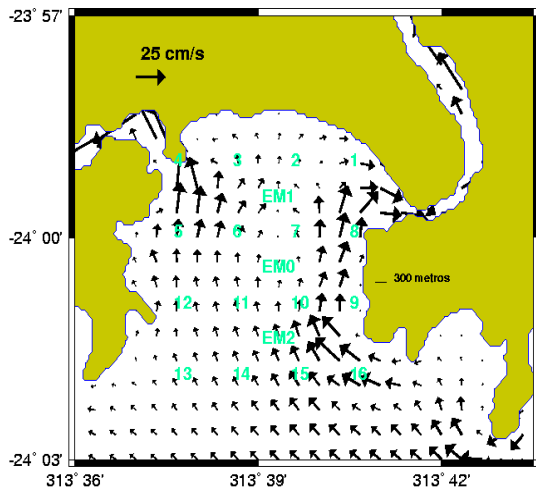
Figura 18: Gráficos de dispersão e respectivos coeficientes de correlação entre os resultados obtidos pelo modelo com parâmetros reais medidos ao longo do dia 15 de março de 2006.

### 6.5.2 Segunda Simulação

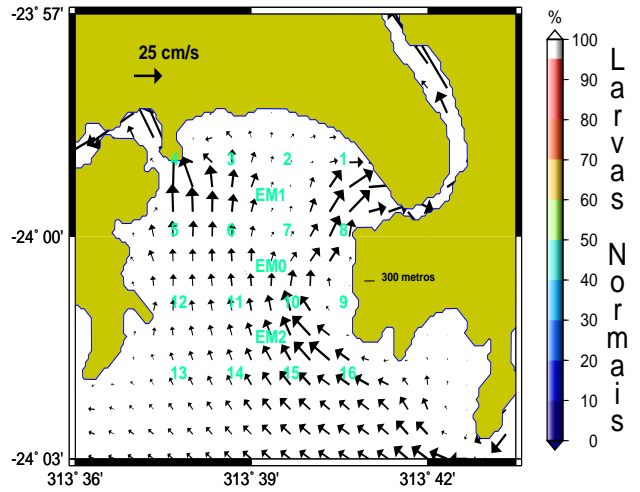
Para o inverno, além da toxicidade do efluente ser relativamente menor, conforme mostram os resultados dos testes de toxicidade que originaram o modelo ecotoxicológico de inverno, a coluna d'água da Baía de Santos apresenta-se mais homogênea nesta estação do ano, propiciando uma maior diluição do efluente ao final do campo próximo. A figura (19) apresenta os resultados do acoplamento dos modelos para o campo de toxicidade da Baía de Santos em diferentes horários do dia 26/08/06. Nesta data, segundo os resultados gerados pelo acoplamento os modelos, não há mortalidade de embriões de *L. variegatus* devido à atividade do emissário submarino. Para uma diluição inicial de 56.43 vezes, a concentração da pluma ao final do campo próximo é de 1.77%. Através da equação (4), a qual descreve o comportamento ecotoxicológico da pluma de inverno, é possível concluir que a mortalidade de embriões de *L. variegatus* será sempre maior que 90%. Sendo assim, o principal processo responsável por estes resultados foi a diluição da pluma ao final do campo próximo. Os dados de toxicidade, concentração de amônia e concentração de sólidos em suspensão, referentes à campanha de inverno, estão sendo processados pelas equipes do projeto CIRSAN e, futuramente, serão comparados com os resultados gerados pelo modelo.

### 6.5.3 Terceira Simulação

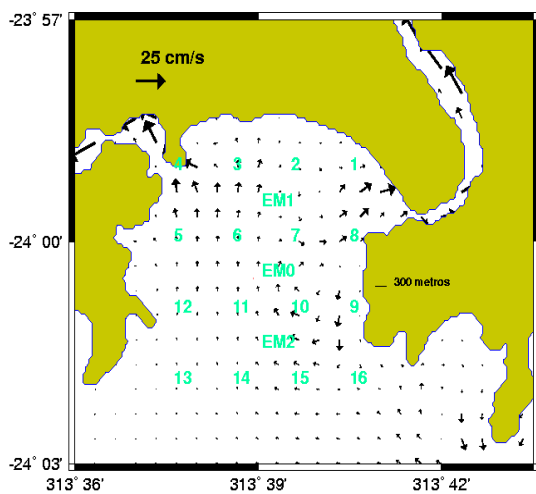
A figura (20) apresenta os resultados do acoplamento dos modelos para o campo de toxicidade da Baía de Santos em diferentes horários, ao longo da maré enchente, para o estudo de caso realizado. O principal objetivo deste experimento foi verificar qual o alcance da pluma de toxicidade gerada pelo emissário submarino durante uma situação de baixa diluição inicial da pluma e com intensas correntes na direção da costa. Conforme citado anteriormente, este modelo foi forçado com a maré e elevações do nível médio do mar, as quais foram impostas na borda da grade utilizada. Além disso, foi utilizado o modelo ecotoxicológico de verão, pois este atribui uma maior toxicidade ao efluente que o modelo ecotoxicológico de inverno. Os resultados mostram que, nas condições deste experimento, a pluma de toxicidade também desloca-se de forma mais significativa na direção norte-sul, atingindo no máximo cerca de 1.500 metros de comprimento nesta direção. Segundo o modelo, a mortalidade de embriões de *L. variegatus* em águas superficiais atingiu 100% dos organismos para os locais mais próximos ao ponto onde o efluente foi injetado, compreendendo uma área cujo raio atingiu cerca de 50 metros em determinados instantes. No entanto, embora nestas condições a pluma de toxicidade seja relativamente maior e mais tóxica, os altos valores de mortalidade estão restritos ao interior da Baía, sendo preservada a qualidade da água, em termos de toxicidade, nas áreas próximas às praias.



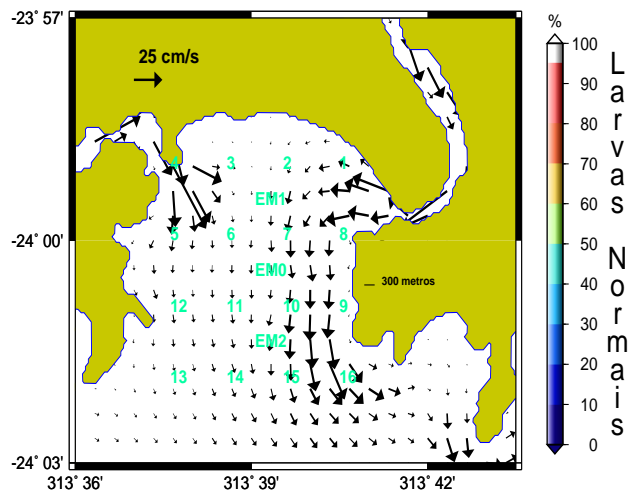
(a) Dia 26 de agosto às 12:00h



(b) Dia 26 de agosto às 14:00h



(c) Dia 26 de agosto às 16:00h



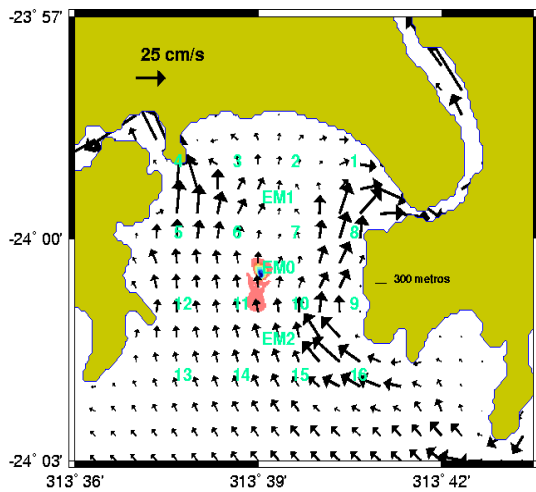
(d) Dia 26 de agosto às 18:00h

Figura 19: Resultados da porcentagem de larvas normais de *L. variegatus* gerados pela combinação dos modelos para o dia 26/08/06 em diferentes horários.

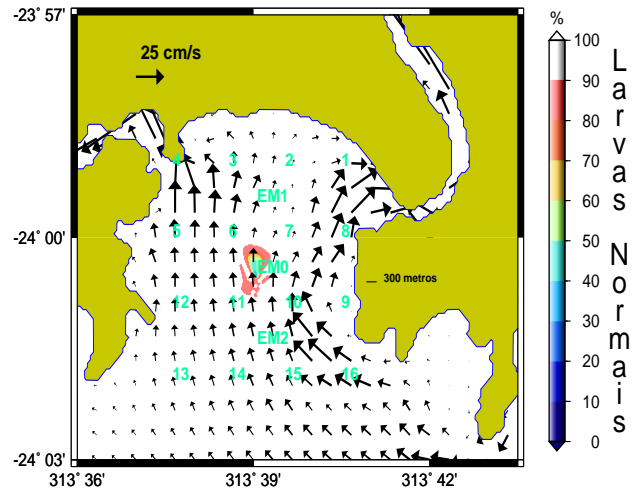
Ou seja, aparentemente, mesmo em situações extremas, a dispersão de poluentes a partir do emissário submarino não prejudica a qualidade da água nas praias.

## 7 Conclusões

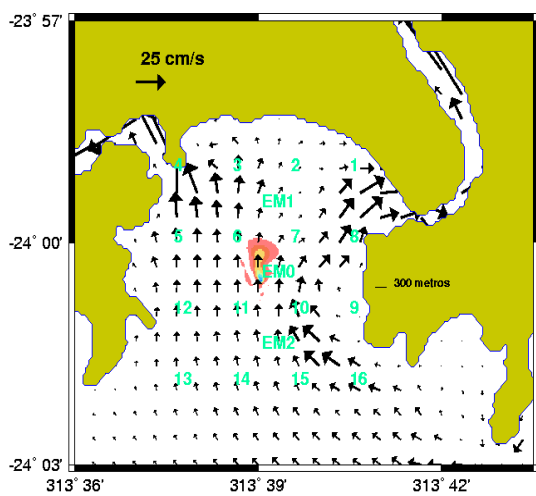
- Tanto o efluente coletado no verão quanto o coletado no inverno apresentaram um alto potencial tóxico aos embriões de *L. variegatus*, com valores de  $CE_{50(24h)}$  variando entre 3.71 e 7.53% no verão e entre 5.74 e 6.63% no inverno. A princípio, a toxicidade do efluente não possui uma grande variação ao longo de 24 horas, no entanto, são necessários novos experimentos em conjunto com análises físico-químicas para possibilitar um melhor estudo desta variação.
- Os resultados dos teste de toxicidade de verão e inverno permitiram a obtenção de um modelo ecotoxicológico, o qual foi acoplado a modelos hidrodinâmico e de dispersão.
- O modelo hidrostático UM3 gerou resultados da diluição da pluma ao final do campo próximo coerentes com os dados obtidos nas análises de coliformes fecais. No verão, com a presença da ACAS e, portanto, alta estratificação da coluna d'água, o modelo indicou uma diluição inicial da pluma de 19.4 a 19.8 vezes. Estes dados contrariam a proposta do projeto inicial do emissário, a qual assegurava uma diluição inicial da ordem de, no mínimo, 30 vezes. Durante o inverno, com a ocorrência de uma coluna d'água extremamente homogênea, o modelo indicou uma diluição inicial de 56.43 vezes.
- Os resultados da elevação do nível do mar gerados pelo modelo hidrodinâmico são coerentes com informações independentes da região costeira, como por exemplo a Tábua de Maré;
- Para o experimento de verão, o campo de toxicidade gerado através do acoplamento dos modelos estima uma pluma de toxicidade com um limite de 1.000 metros de extensão e, no máximo, 66.81% dos organismos afetados. Houve uma correlação positiva moderada entre os dados do modelo e os dados do teste de toxicidade realizado pela equipe do projeto CIRSAN ( $r=0.52$ ). Tanto a concentração de amônia quanto a de sólidos em suspensão apresentaram uma correlação positiva moderada com os dados gerados pelo modelo ( $r=0.53$  e  $r=0.40$ , respectivamente). Através dos resultados do teste t para o coeficiente de correlação, ao nível de 5%, é possível concluir que tais correlações não são significativas, portanto, para validar o modelo é necessário um maior número amostral.



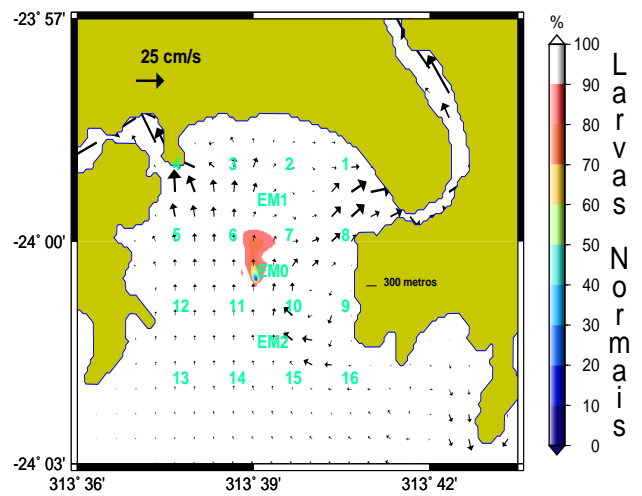
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 20: Resultados da porcentagem de larvas normais de *L. variegatus* gerados pela combinação dos modelos para o estudo de caso realizado.

- Para o experimento de inverno, o campo de toxicidade gerado através do acoplamento dos modelos sugere que não há impacto ecotoxicológico devido ao emissário submarino, sendo a diluição ao final do campo próximo o principal processo responsável por estes resultados.
- Os resultados do estudo de caso realizado mostram que a pluma de toxicidade tende a deslocar-se de forma mais significativa na direção norte-sul, atingindo um limite de cerca de 1.500 metros de comprimento nesta direção. Nestas condições, a mortalidade dos embriões de *L. variegatus* em águas superficiais pode atingir 100% dos organismos nos locais mais próximos aos difusores. Embora a pluma de toxicidade tenha sido relativamente maior e mais tóxica, os altos valores de mortalidades foram restritos ao interior da Baía, sendo preservada a qualidade da água, em termos de toxicidade, nas áreas próximas as praias.
- Novos experimentos com espaçamento horizontal menores (da ordem de 5m) e com diferentes períodos de decaimento ( $T_{90}$ ) devem ser realizados e comparados com dados reais, para possibilitar melhores conclusões sobre a pluma de toxicidade. Algumas limitações nos processamentos do modelo de dispersão realizados, como a diluição inicial da pluma ao final do campo próximo constante e a injeção do efluente em um único ponto, que no caso desta simulação foi na superfície, devem ser aprimoradas a fim de tornar o modelo mais preciso e realístico.

## Referências

- Abessa, D., 2002:. *Avaliação da qualidade de sedimentos do sistema estuarino de Santos, SP, Brasil*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo., São Paulo,SP.
- ABNT, 2006:. *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)*. Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR - 15350. 17p.
- American Public Health Association - APHA, 1995:. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (19 ed.). Washington: American Public Health Association - APHA. 1666p.
- Andutta, F., M. Santos, L. Miranda, C. Ancona, F. Saldanha-Corrêa, and S. Giancesella, 2006:. Monthly variations of physical and chemical properties observed in Santos bay and Santos estuarine channel. In *EHWC - Environmental and Health World Congress*, pp. No prelo.

- Blumberg, A. F. and G. L. Mellor, 1987:. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. *N. S. Heaps, American Geophysical Union, Washington*, **4**, 1–16. D. C., USA.
- Bosquilha, G., 2002:. Estudo da distribuição de surfactantes aniônicos e de polifosfatos no sistema estuarino de santos/são vicente e baía de santos (são paulo, brasil) e avaliação das metodologias aplicadas. Master's thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo., São Paulo,SP.
- Cahill, T., I. Cousins, and D. Mackay, 2003:. General fugacity-based model to predict the environmental fate of multiple chemical species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**, 483–493.
- Carvalho, J., P. J.W.Roberts, and J. Roldão., 2002:. Fiel observations of ipanema beach outfall. *Journal of Hydraulic Engineering*. (2), 151.
- Castelão, R., 2001:. Circulação e dispersão de materiais passivos na bacia de santos simulações numéricas com o modelo da universidade de princeton. Master's thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- CETESB, 2004:. Relatório de qualidade das Águas litorâneas do estado de são paulo - balneabilidade das praias 2004. Technical report, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental / Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- CETESB, 2005:. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado se são paulo. Technical report, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental / Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- David, C., 2003:. *Distribuição da biomassa microfítobentônica na Baía de Santos (SP,Brasil) com ênfase para a região do emissário submarino. Aspectos da produção primária e florística*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Fofonoff, P. and R. J. Millard, 1983:. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Technical Report 44, Unesco Tech. Pap. in Mar. Sci.
- Frick, W., L. P.J.W. Roberts, J. Davis, D. Keyes, and K. G. Baumgartner, 2001, July). Dilution models for effluent discharges, (visual plumes). *Environmental Research Division, NERL, ORD - U.S. Environmental Protection Agency - Standards and Applied Science Division Office of Science and Technology*, **4**.
- Fúlvaro, V. and W. Ponçano, 1976:. Sedimentação atual do estuário e baía de santos: Um modelo geológico aplicado a projetos de expansão da zona portuária. In *Con-*

- gresso Brasileiro de Geologia e Engenharia.*, Number 1, Belo Horizonte, MG, pp. 67–90. Sociedade Brasileira de Geologia.
- Gordon, M., 2000:. Modelagem da dispersão de substâncias no porto e na baía de santos. Master's thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Hamilton, M., R. Russo, and R. Thurston, 1977:. Trimmed spearman-karber method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*. 7(11), 714–719.
- Harai, J., R. Camargo, and P. Cacciari, 2000:. Resultado da modelagem numérica hidrodinâmica em simulações tridimensionais das correntes de maré na baixada santista. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 5, 71–78.
- Harari, J. and R. Camargo, 1998:. Modelagem numérica da região costeira de santos (sp): Circulação de maré. *Rev. bras. oceanogr.* 46(2), 135–156.
- Harari, J. and M. Gordon, 2001:. Simulações numéricas da dispersão de substâncias no porto e baía de santos, sob a ação de marés e ventos. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 6(4), 115–131.
- Kim, D., N. Nakada, T. Horiguchi, H. Takada, H. Shiraishi, and O. Nakasugi, 2004:. Numerical simulation os organic chemicals in a marine environment using a coupled 3d hydrodynamic and ecotoxicological model. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 671–678.
- Lima, C., 2003:. Estudo de indicadores biológicos de poluição (coliformes totais e coliformes fecais) e de suas relações com os teores de nitrogênio amoniacoal, uréia e oxigênio dissolvidos, no sistema estuarino de santos/são vicente e baía de santos. Master's thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Martins, C., 2005:. *Marcadores Orgânicos Geoquímicos em testemunhos de sedimento do Sistema Estuarino de Santos: um registro histórico da introdução de hidrocarbonetos no ambiente marinho*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Mastroti, R., 1997:. Toxicidade e biodegradabilidade de tensoativos aniônicos em água do mar. Master's thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Mellor, G., 1993:. User's guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model. Internal report, Princiton University. 35 p.
- Miranda, L., B. Castro, L. Rezende, and R. Mello, 2003:. Variação sazonal de propriedades hidrográficas ao largo do parque estadual marinho da laje da santos(sp), brazil. In *CEPAS*, pp. 112–116.



- Miranda, L. d., 1985:. Forma da correlação t-s de massas de água das regiões costeira e oceânica entre o cabo de são tomé (rj) e a ilha de são sebastião (sp), brasil. *Bolm. Inst. Oceanogr., São Paulo* 32(2), 105–119.
- Moser, G., 2002:. *Apectos da eutrofização no Sistema Estuarino de Santos: distribuição espaço temporal de biomassa e produtividade primária fitoplactônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Polder, M., E. Hulzebos, and D. Jager, 1998:. Bioconcentration of gaseous organic in plant leavels: comparison of experiment data with model prediction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **17**, 962–968.
- Rachid, B., 2002:. *Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista, SP*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Santos, E., 1965:. *A baixada Santista: Aspectos Geográficos*, Azevedo, H., Chapter Características Climáticas, pp. 95–150. São Paulo.
- Zaroni, L., 2006:. *Avaliação da qualidade dos sedimentos marinhos estuarinos no município de Bertioga - SP*. Ph. D. thesis, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo., São Paulo,SP.