

Modelagem de plumas de efluentes entre Praia Grande e Peruíbe, litoral do estado de São Paulo, Brasil

Modeling effluent plumes between Praia Grande and Peruíbe, São Paulo State's shore, Brazil

Samuel Hora Yang^{1*} , Joseph Harari² , Elisabete de Santis Braga² 

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo monitorar a dispersão de plumas de efluentes provenientes dos emissários submarinos de Praia Grande e do Rio Itanhaém, por meio do processamento do modelo *Delft3D* (módulos hidrodinâmico e de qualidade da água) e do modelo *Visual Plumes* (módulo UM3). A modelagem de campo próximo indicou que as correntes geradas pelo vento foram mais eficientes do que as correntes de maré na diluição inicial das plumas dos emissários; e a modelagem de campo distante, validada qualitativamente, demonstrou que as concentrações dos potenciais poluentes de todas as plumas simuladas não ultrapassam os limites máximos estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente quando essas plumas atingem as praias da região de estudo.

Palavras-chave: modelagem ambiental; qualidade da água; esgoto; coliformes; amônio.

ABSTRACT

This study's goal was to monitor the dispersion of effluent plumes from the Praia Grande's submarine outfalls and from the Itanhaém River by processing the *Delft3D* model (hydrodynamic and water quality modules) and the *Visual Plumes* model (UM3 module). The near field modeling indicated that wind-driven currents were more efficient than tidal currents in the initial dilution of the outfalls' plumes; and the far field modeling, qualitatively validated, demonstrated that the potential pollutants' concentrations in all the simulated plumes don't exceed the maximum limits established by the National Environmental Council when these plumes reach the study region's beaches.

Keywords: environmental modeling; water quality; sewage; coliforms; ammonium.

INTRODUÇÃO

Zonas costeiras possuem relevante importância econômica, política e social, em todo o mundo (SMALL; COHEN, 2004). Sua ocupação permite o desenvolvimento de diversas atividades, entretanto, essas muitas vezes produzem impactos negativos no meio ambiente e consequentemente afetam a sociedade (HARARI *et al.*, 2013). Um exemplo é o lançamento de esgotos domésticos ou industriais diretamente no mar sem o adequado tratamento, o que promove a alteração das características físico-químicas e da qualidade sanitária da água. Como consequência, águas contaminadas e poluídas podem se tornar ambientes ideais para a proliferação de agentes patogênicos nocivos à saúde humana e também podem afetar o turismo, principal atividade econômica de muitas cidades situadas no litoral (WHO, 1995).

Por outro lado, o lançamento de efluentes no mar via emissários submarinos tem sido considerado uma opção viável economicamente, quando comparada a um sistema convencional de tratamento de esgoto sanitário, pois, quando bem dimensionados e operados, os emissários trazem benefícios à qualidade da água e à balneabilidade das praias. O uso de modelos numéricos para análise da hidrodinâmica e da qualidade da água de regiões costeiras tornou-se uma excelente metodologia para auxiliar o monitoramento ambiental, permitindo simulações precisas da dispersão de plumas de emissários submarinos (HARARI *et al.*, 2013).

A modelagem de plumas de emissários submarinos considera que a mistura dos efluentes na água ocorre em três zonas distintas: campo próximo, campo intermediário e campo distante. No campo próximo ocorrem os processos de mistura e de dispersão iniciais da

¹Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

²Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

*Autor correspondente: samyang@usp.br

Recebido: 04/03/2017 – Aceito: 22/05/2018 – Reg. ABES: 177986

pluma, numa zona em que as características da tubulação difusora e da hidrodinâmica do ambiente afetam significativamente tais processos. A zona de campo intermediário é definida quando a pluma alcança seu equilíbrio hidrostático, ou seja, a zona de estabilização entre o campo próximo e o campo distante. Por fim, o campo distante é onde ocorre a dispersão dos efluentes pelos processos de advecção e de difusão, logo após a obtenção do equilíbrio hidrostático por parte da pluma (JIRKA; AKAR, 1991).

Este estudo teve como objetivo analisar a dispersão das plumas de efluentes originadas pelos lançamentos dos emissários submarinos de Praia Grande e pelas águas do Rio Itanhaém, quanto à concentração de contaminantes, com uso da modelagem numérica. Outro objetivo consistiu em avaliar os valores de concentrações de poluentes diante dos níveis máximos estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de modo a apresentar contribuições aos programas de monitoramento da qualidade das águas costeiras. A importância deste

estudo reside no fato de constituir importante subsídio para a manutenção da qualidade da água na região de interesse, tendo em vista o pequeno número de trabalhos correlatos (SABESP, 2006a), a importância socioeconômica da região e as potencialidades da modelagem numérica para os objetivos estabelecidos (LAMPARELLI; ORTIZ, 2007).

ÁREA DE ESTUDO

A região de estudo do presente trabalho (Figura 1) localiza-se no litoral centro-sul do estado de São Paulo, mais especificamente numa subdivisão da Baixada Santista, abrangendo os municípios de Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe, além de englobar o Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (PEMLS).

Quanto às fontes de poluição presentes na região, foram consideradas para o presente estudo, exclusivamente: os três emissários submarinos de Praia Grande, denominados de PG1, PG2 e PG3 (SABESP, 2006a; CETESB,

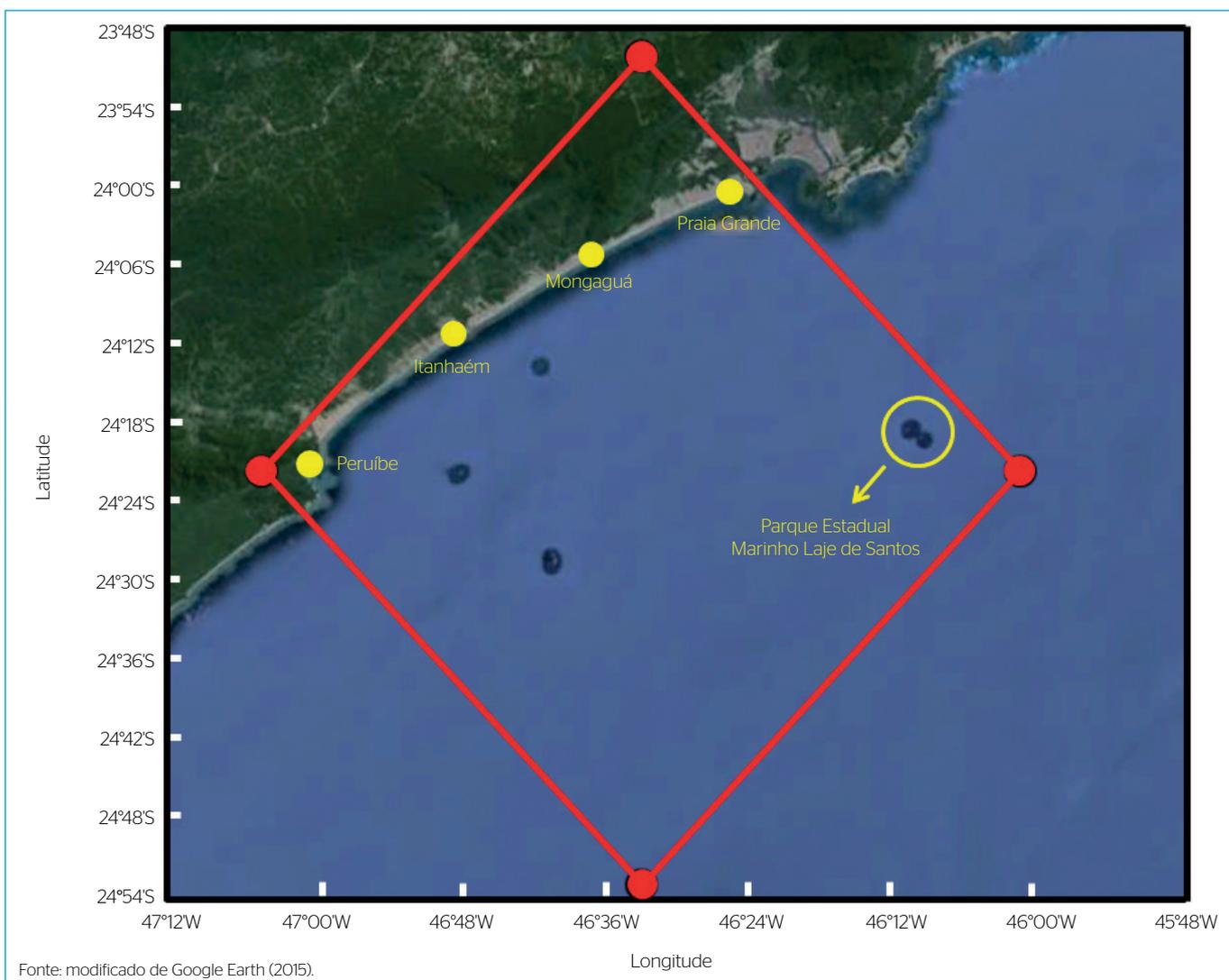


Figura 1 - Região de estudo, entre Praia Grande e Peruíbe.

2012); e o Rio Itanhaém, cuja região estuarina, situada em 24°11'21" S 46°47'09" W (Figura 2), recebe esgoto bruto e sem tratamento oriundo da região urbana de Itanhaém (SOUZA-PEREIRA; CAMARGO, 2004).

METODOLOGIA

A metodologia deste estudo foi baseada em Yang (2016) e em Yang e Harari (2016), sendo dividida em: (I) modelagem hidrodinâmica e (II) modelagem de qualidade da água.

Modelagem hidrodinâmica

A modelagem hidrodinâmica tridimensional foi realizada através do módulo hidrodinâmico do modelo *Delft3D*, o D3D-FLOW (DELTAES, 2013a). Foi estabelecida uma grade computacional (limites na Figura 1) de 227 por 227 células, com espaçamento horizontal de 350 m e espaçamento vertical composto de cinco camadas Sigma.

O D3D-FLOW foi processado para fevereiro de 2011 (verão), com passo de tempo de um minuto, considerando como forçantes: as marés, obtidas no modelo *OSU TOPEX/Poseidon Global Inverse Solution* (TPXO) (EGBERT; BENNETT; FOREMAN, 1994); o nível médio do mar, obtido em uma versão customizada do modelo *Princeton Ocean Model* (POM), disponível no Laboratório de Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais (MASTER) da Universidade de São Paulo (IAG USP, 2015); e os ventos, calculados pelo modelo atmosférico global do National Center for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research (NCEP / NCAR) (NOAA, 2015).

O D3D-FLOW foi validado por meio da correlação dos seus resultados de elevações de marés e do nível total do mar com resultados

obtidos pelo POM customizado do MASTER, modelo hidrodinâmico previamente calibrado e validado com sucesso em estudos anteriores, como, por exemplo, em Camargo (2017). Para tanto, foram aplicados os métodos dos coeficientes Skill, de Pearson e R^2 , e todos apresentam valor ideal igual a 1. Detalhes dos métodos de validação estão disponíveis em Willmott (1982) e em Yang (2016).

Modelagem de qualidade da água

Para a modelagem da dispersão de poluentes, foram selecionados os coliformes fecais *Escherichia coli* (*E. coli*) e o amônio (NH_4^+) como indicadores de qualidade da água. Esses potenciais poluentes foram considerados por possuírem limites máximos permitidos estabelecidos pelas Resoluções CONAMA n° 274/2000 (BRASIL, 2001) e n° 357/2005 (BRASIL, 2005) e, quando superados esses limites, podem atuar como agentes poluentes, trazendo riscos e efeitos negativos à saúde humana (*E. coli*) e afetando as propriedades da água em relação à manutenção da vida aquática (amônio), o que torna seu acompanhamento na modelagem uma boa contribuição às ações de preservação e monitoramento ambiental.

A modelagem de qualidade da água foi realizada em duas etapas: primeiramente, a modelagem de campo próximo; e, em sequência, a modelagem de campo distante.

Para a modelagem de campo próximo, foi utilizado o módulo *Three Dimensional Updated Merge* (UM3) do modelo *Visual Plumes* (VP). O UM3 é um modelo lagrangeano tridimensional que calcula a diluição inicial de plumas de emissários submarinos, através das equações de conservação (de massa, de *momentum* horizontal, de energia e de salinidade) e de decaimento, descritas em Baumgartner,

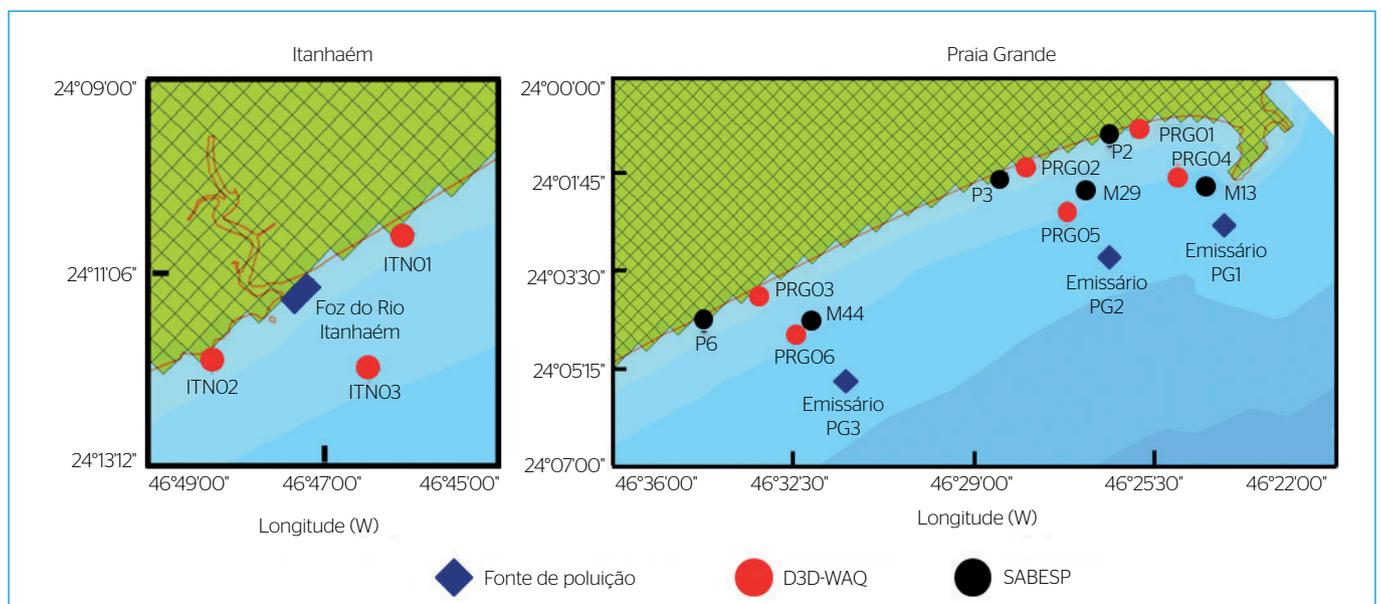


Figura 2 - Localização das fontes de poluição e dos pontos de monitoramento considerados no modelo D3D-WAQ e nas amostragens *in situ* realizadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP, 2006a).

Frick e Roberts (1994). Para essa etapa, foram adquiridas informações técnicas dos três emissários submarinos de Praia Grande, em Marcellino (2004), SABESP (2006b) e Macedo *et al.* (2009), disponíveis na Tabela 1; ademais, informações sazonais, sobre as concentrações de poluentes lançados por cada um dos emissários, se encontram disponíveis na Tabela 2. Os valores sazonais para os emissários PG1 e PG2 foram obtidos em SABESP (2006a), enquanto para o emissário PG3 foi feita uma estimativa pela média ponderada das populações atendidas por cada emissário submarino, considerando o censo populacional de 2010 (IBGE, 2015).

O cenário considerado na modelagem de campo próximo das plumas dos três emissários submarinos foi o de lançamento contínuo e constante de *E. coli* e de amônio a cada hora. Os poluentes foram tratados de forma não conservativa, ou seja, com decaimento no tempo. Para *E. coli*, o cálculo do decaimento bacteriano T_{90} de Yuksel *et al.* (2003) resultou em valores mais altos durante o dia e menores durante a noite, com os valores médios mensais dados na Tabela 3; para o amônio, usou-se uma taxa de decaimento constante de $0,1 \text{ d}^{-1}$ (KING, 2016).

Tabela 1 - Informações técnicas dos três emissários submarinos de Praia Grande.

Emissário submarino	PG1	PG2	PG3
Vazão máxima (m^3s^{-1})	1,04	1,05	1,40
Comprimento total (m)	3.300	3.300	4.000
Profundidade de descarga (m)	9	9	12
Diâmetro da tubulação (m)	1	1	1
Comprimento do tubo difusor (m)	25	25	420
Número de difusores	5	5	150*
Espaçamento entre difusores (m)	5	5	5,6
Diâmetro dos difusores (m)	0,175	0,175	0,125*
Latitude de descarga	24°02'41,6"S	24°03'10,7"S	24°05'28,0"S
Longitude de descarga	46°24'13,0"W	46°26'20,6"W	46°31'26,0"W

*Difusores situados em dupla. Portanto, 75 duplas com 2 difusores de 0,0625 m cada.

Tabela 2 - Valores usados nos efluentes dos emissários para fevereiro de 2011.

Poluente	PG1	PG2	PG3
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL^{-1})	$1,30 \times 10^7$	$4,15 \times 10^7$	$3,14 \times 10^7$
NH_4^+ (mg N.L^{-1})	18,61	21,12	22,94

NMP: número mais provável.

Na Tabela 3, os níveis Sigma correspondem às mesmas profundidades para os pontos de descarga dos três emissários, pelo fato de estarem em profundidades similares (Tabela 1). Os valores médios de T_{90} são relativamente baixos, principalmente na superfície, pois a região apresenta temperaturas relativamente altas no verão, o que favorece o decaimento bacteriano.

Após a realização da modelagem de campo próximo, foi realizada a modelagem de campo distante, por meio do módulo de qualidade da água do *Delft3D*, o D3D-WAQ, descrito em Deltares (2013b). Foram inseridos, no D3D-WAQ, os resultados hidrodinâmicos e da modelagem de campo próximo dos três emissários submarinos, respectivamente obtidos no D3D-FLOW e no UM3, juntamente com informações da pluma do Rio Itanhaém, para a qual realizou-se a modelagem apenas do campo distante. Valores sazonais da vazão do rio foram obtidos em DAEE (2015), enquanto valores sazonais de *E. coli* e de amônio oriundos do rio foram obtidos em Quiñones (2000), apresentados na Tabela 4; e também foi considerado o lançamento contínuo e constante de poluentes a cada hora para o Rio Itanhaém.

Para o monitoramento da variação temporal dos poluentes oriundos dos três emissários submarinos e do Rio Itanhaém, foram selecionados nove pontos de monitoramento, cujas posições se encontram na Figura 2. O D3D-WAQ foi validado conforme o método qualitativo de Yang (2016), com a comparação das ordens de grandeza das concentrações dos poluentes obtidas pelo modelo e por amostragens *in situ* da SABESP (2006a), cujas localizações também estão na Figura 2. O D3D-WAQ foi considerado como validado quando a ordem de grandeza dos resultados coincidiu em pelo menos 50% do total das comparações.

Tabela 3 - Taxas médias mensais do decaimento T_{90} de *Escherichia coli* para fevereiro de 2011.

Camada	T_{90} (h)
Sigma 1	1,01
Sigma 2	1,49
Sigma 3	1,49
Sigma 4	16,29
Sigma 5	16,31

Tabela 4 - Valores usados no efluente da foz do Rio Itanhaém para fevereiro de 2011.

Parâmetro	Rio Itanhaém
Vazão fluvial (m^3s^{-1})	47,90
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL^{-1})	3,167
NH_4^+ (mg N.L^{-1})	7×10^{-3}

NMP: número mais provável.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Modelagem hidrodinâmica

Resultados da modelagem hidrodinâmica com o D3D-FLOW e sua validação, referentes à variação temporal das marés e do nível do mar, em fevereiro de 2011, encontram-se na Figura 3. Exemplos de mapas de correntes na superfície, correspondentes a fortes correntes contra a costa, associadas a intensas correntes de maré enchente, e a fortes correntes paralelas à costa, associadas a uma frente fria, são apresentados respectivamente nas Figuras 4 e 5.

As elevações de maré oscilaram entre -0,78 e 0,68 m (Figura 3), sendo típicas de um regime de micromaré, que apresenta *range* menor do que 2 m; o padrão é de maré semidiurna, com duas preamares de aproximadamente mesmo nível, e duas baixa-mares também de níveis similares. Silva, Vaz-dos-Santos e Maracini (2012) mencionam características similares para as marés da região de estudo.

As elevações do nível total do mar variaram entre -0,91 e 0,81 m (Figura 3). De acordo com as variações temporais obtidas, é possível afirmar que as brisas marítimas locais de sudeste, juntamente com os ventos de leste originados da alta subtropical do Atlântico Sul (SELUCHI; MARENGO, 2000), atuantes na circulação atmosférica da região, são determinantes na definição das características do nível do mar calculadas. Harari, França e Camargo (2008) calcularam, na região do

estuário de Santos, situado próximo à região de estudo, variação temporal de nível total do mar muito similar à obtida no presente estudo.

A validação do D3D-FLOW apresentou excelentes resultados para o período simulado, com os três métodos de validação apresentando, para as marés, parâmetros estatísticos próximos ao ideal equivalente a um (Skill=0,97; Pearson=0,94; $R^2=0,88$) (Figura 3); na simulação da circulação total, os parâmetros estatísticos, para o nível total do mar,

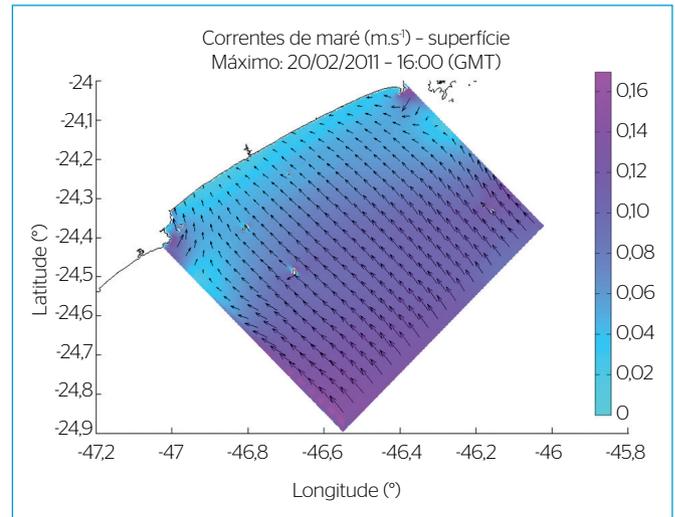


Figura 4 – Mapa de correntes de maré na superfície durante o período de maré enchente, em fevereiro de 2011.

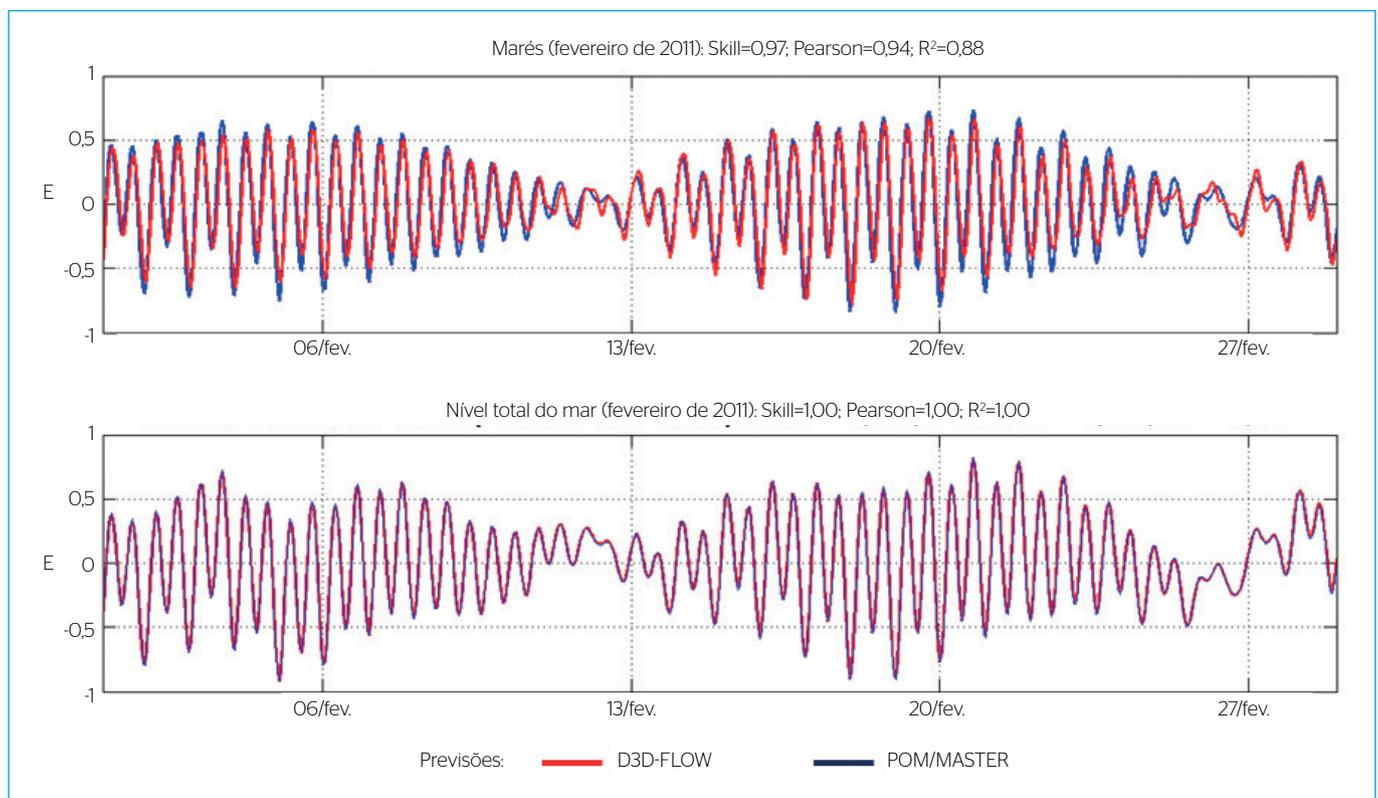


Figura 3 – Séries temporais de elevação das marés e do nível total do mar, na região do Parque Estadual Marinho da Laje de Santos, em fevereiro de 2011, juntamente com os cálculos de validação.

foram exatamente iguais a um (Figura 3). Portanto, o D3D-FLOW pôde ser considerado como validado quanto às marés e ao nível total do mar.

No mês de fevereiro de 2011, a simulação do modelo forneceu máximos valores de correntes de maré na superfície que atingiram

0,16 m.s⁻¹ (Figura 4), enquanto, para as correntes totais, os valores máximos chegaram a 1 m.s⁻¹ durante a passagem de um sistema frontal frio na região simulada (Figura 5).

Modelagem de qualidade da água

Resultados da modelagem de campo próximo realizada com o UM3, representados por histogramas angulares de *E. coli* e de amônio, referentes a cada difusor dos emissários submarinos de Praia Grande, em fevereiro de 2011, encontram-se nas Figuras 6 e 7. Informações sobre os resultados de diluição inicial para a modelagem do campo próximo das plumas de cada emissário submarino encontram-se disponíveis em Yang (2016).

No campo próximo, em geral as direções predominantes na dispersão inicial das plumas foram para oeste no emissário PG1 e para noroeste e sudeste nos emissários PG2 e PG3. De acordo com Harari, França e Marques (2007), o sentido predominante das correntes geradas pelo vento na região de estudo é para oeste-sudoeste em condições normais de vento e pressão atmosférica, e para leste-nordeste sob a influência de frentes frias, fluindo paralelamente à costa; entretanto, as correntes de maré fluem para noroeste na maré enchente, e para sudeste na maré vazante. Portanto, é possível afirmar que as correntes

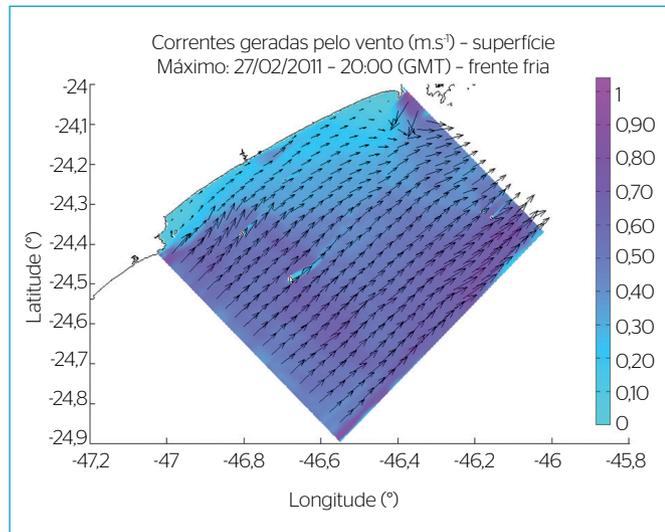


Figura 5 - Mapa de correntes geradas pelo vento na superfície durante a passagem de uma frente fria na região, em fevereiro de 2011.

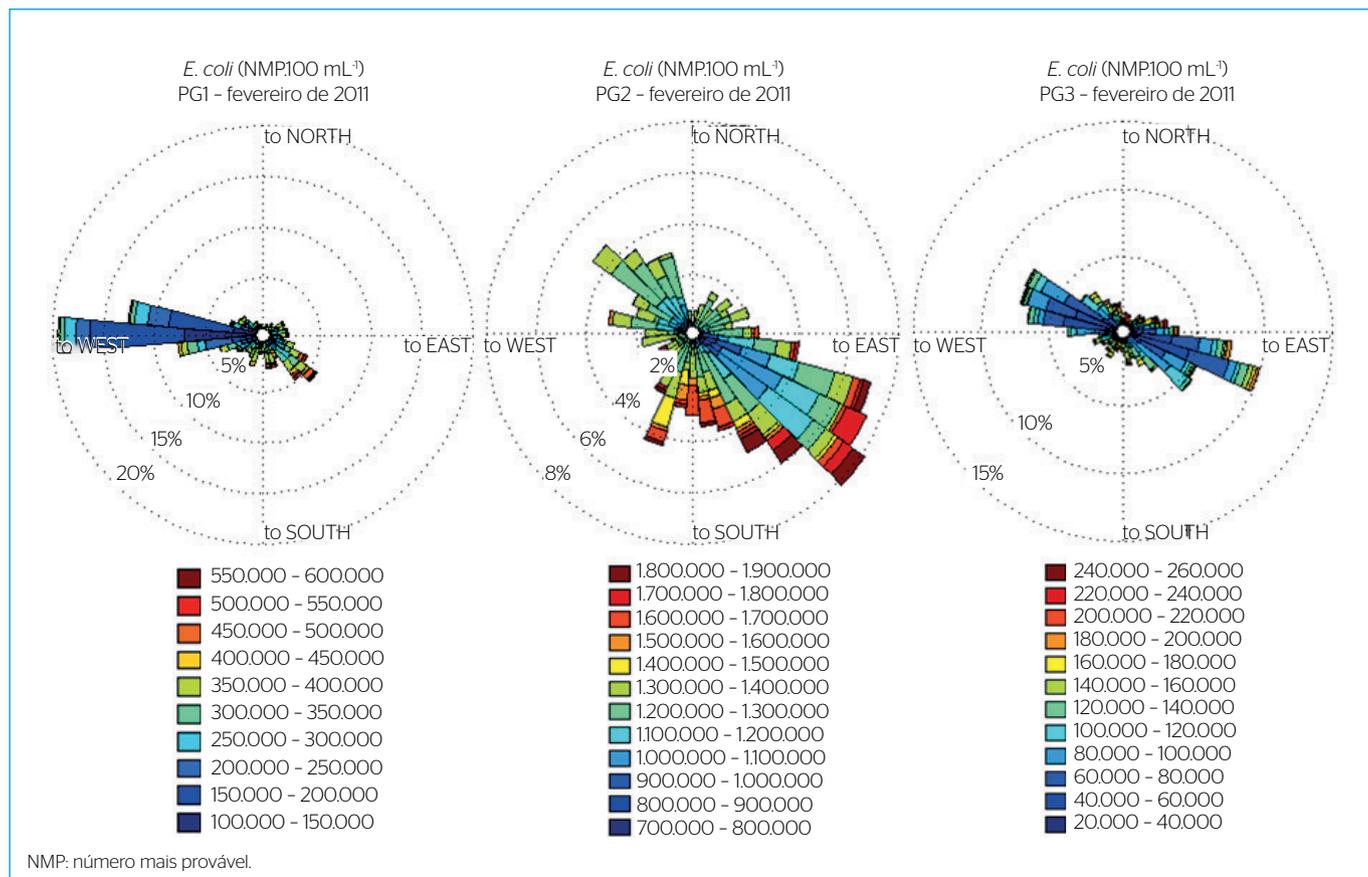


Figura 6 - Histogramas angulares da concentração de *Escherichia coli* referentes às plumas de cada difusor dos emissários submarinos PG1, PG2 e PG3, para fevereiro de 2011.

geradas pelo vento foram mais influentes na dispersão inicial das plumas do PG1; e que as correntes de maré, rotativas no tempo e menos intensas (ALFREDINI; ARASAKI, 2014), foram mais influentes na dispersão inicial das plumas do PG2 e do PG3. Correntes geradas pelo vento permitiram boa diluição das plumas (menores concentrações de poluentes), porém correntes de maré ocasionaram o aumento das concentrações de poluentes, por conta da orientação noroeste-sudeste dos emissários, perpendiculares à costa (SABESP, 2006b). Apesar da maior influência das correntes de maré na dispersão inicial das plumas do emissário PG3, foi observado que as suas plumas apresentaram maior diluição inicial e, conseqüentemente, menores concentrações de ambos os poluentes do que as plumas dos demais emissários submarinos no final do campo próximo (Figuras 6 e 7); isso se deve às diferenças nas especificações técnicas do PG3, como maior vazão máxima e maior número de difusores, dispostos em dupla (Tabela 1).

Pode-se notar que, no campo próximo, as plumas de amônio apresentaram concentrações abaixo do limite de 0,40 mg N.L⁻¹ da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) em alguns períodos de tempo. Entretanto, as plumas de *E. coli* apresentaram concentrações sempre acima do limite de 800 NMP.100 mL⁻¹ da Resolução CONAMA nº 274/2000 (BRASIL, 2001), por conta dos altos valores iniciais lançados

pelos emissários (Tabela 2); deve-se considerar também o aumento populacional temporário no mês simulado (férias de verão), que conseqüentemente aumenta a poluição por esgotos (CETESB, 2012).

Resultados da modelagem de campo distante do D3D-WAQ, referentes às distribuições espaciais das plumas de *E. coli* e de amônio na região de estudo, na camada de superfície (Sigma 1), em fevereiro de 2011, encontram-se nas Figuras 8 e 9, respectivamente. Séries temporais da concentração dos poluentes na superfície, em fevereiro de 2011, nos nove pontos de monitoramento encontram-se nas Figuras 10, 11 e 12.

Os mapas de distribuição das plumas de *E. coli* e de amônio (Figuras 8 e 9) mostram que, no campo distante, toda a faixa litorânea da região de estudo está sujeita aos impactos das plumas oriundas dos emissários submarinos de Praia Grande e da foz do Rio Itanhaém. Nos pontos selecionados para monitoramento da variação temporal de *E. coli* e de amônio na camada de superfície (Figuras 10, 11 e 12), foi observado que, com exceção dos pontos PRG05 e PRG06 para *E. coli*, em nenhum instante do período simulado foram registrados valores acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA, de 800 NMP.100 mL⁻¹ para *E. coli* (BRASIL, 2001) e de 0,40 mg N.L⁻¹ para amônio (BRASIL, 2005). A dinâmica da depuração do esgoto no mar justifica os maiores valores dos poluentes nos pontos PRG04,

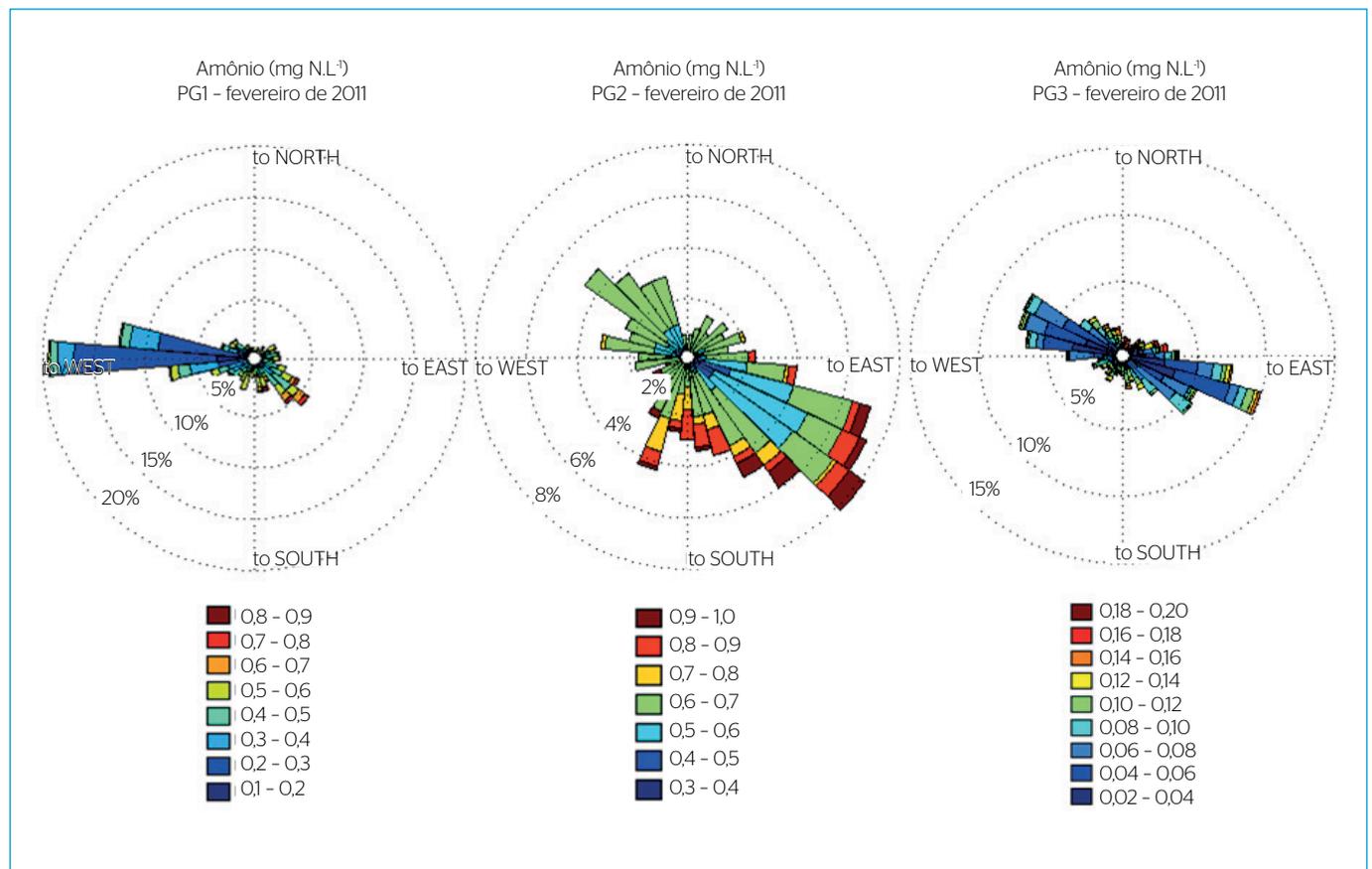


Figura 7 - Histogramas angulares da concentração de amônio referentes às plumas de cada difusor dos emissários submarinos PG1, PG2 e PG3, para fevereiro de 2011.

PRG05 e PRG06 (Figura 11), situados entre os emissários submari- nos e as praias. A SABESP (2006b) realizou a modelagem de campo distante de *E. coli* e de amônio dos emissários PG1, PG2 e PG3, para o verão de 2006, também registrando maiores concentrações dos dois poluentes nas regiões mais próximas aos emissários submari- nos; entretanto, foram valores sempre dentro dos limites estabele- cidos pelo CONAMA em toda a região. Lamparelli e Ortiz (2007) realizaram a modelagem de campo distante de *E. coli* dos emissários

PG1 e PG2, obtendo concentrações abaixo do limite do CONAMA na faixa de proteção situada a 300 m das praias.

Resultados de *E. coli* obtidos no D3D-WAQ nas praias Aviação (PRG01), Ocian (PRG02), Jardim Real (PRG03), Parque Balneário (ITN01) e Jardim Cibratel (ITN02) foram comparados com os resultados das amostragens *in situ* realizadas em fevereiro de 2011 pela CETESB (2012), quanto à porcentagem de tempo em que as praias permane- ram próprias para banho. Nos resultados do D3D-WAQ, todas as praias

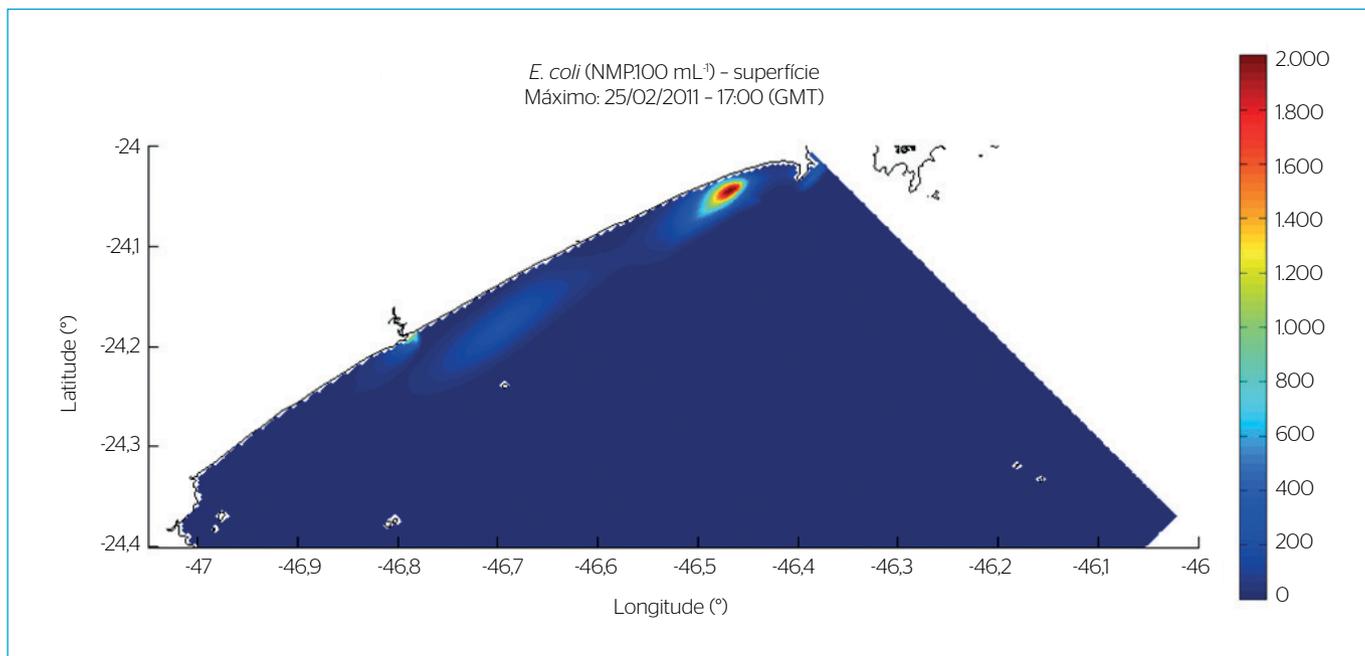


Figura 8 - Distribuição das plumas de *Escherichia coli* na superfície, no período do valor máximo registrado no litoral de Praia Grande e Itanhaém, em fevereiro de 2011, com enfoque na região costeira.

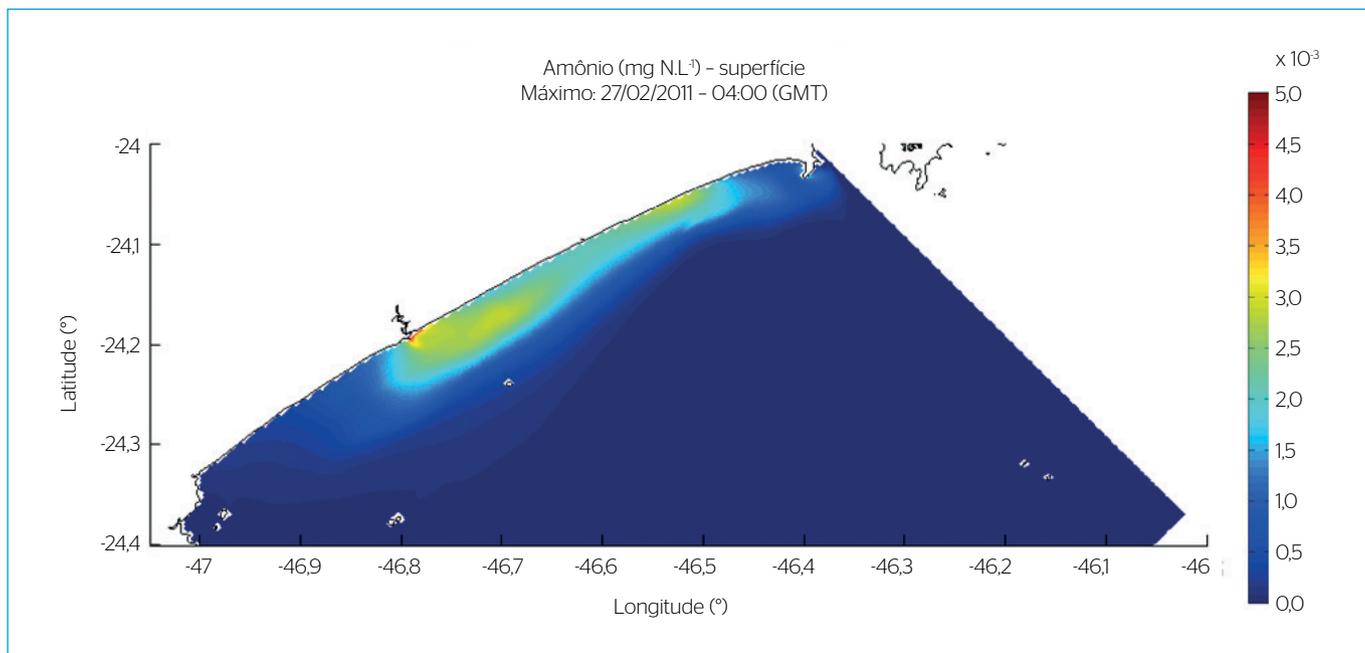


Figura 9 - Distribuição das plumas de amônio na superfície, no período do valor máximo registrado no litoral de Praia Grande e Itanhaém, em fevereiro de 2011, com enfoque para a região costeira.

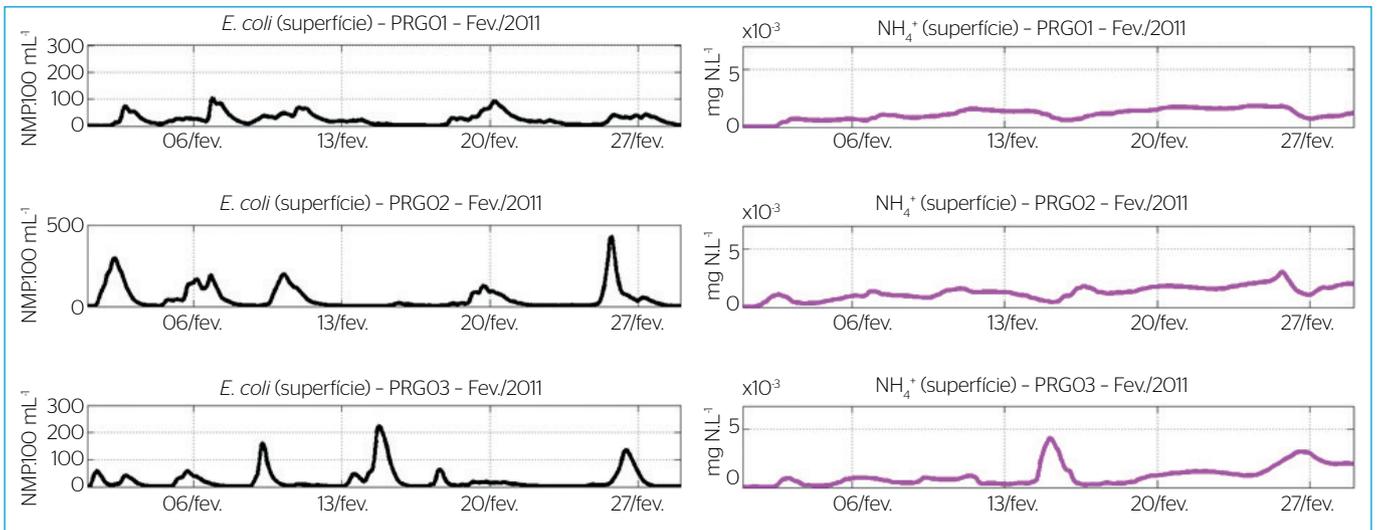


Figura 10 - Variação temporal de *Escherichia coli* e de amônio na superfície, nos pontos PRG01, PRG02 e PRG03, em Praia Grande, em fevereiro de 2011.

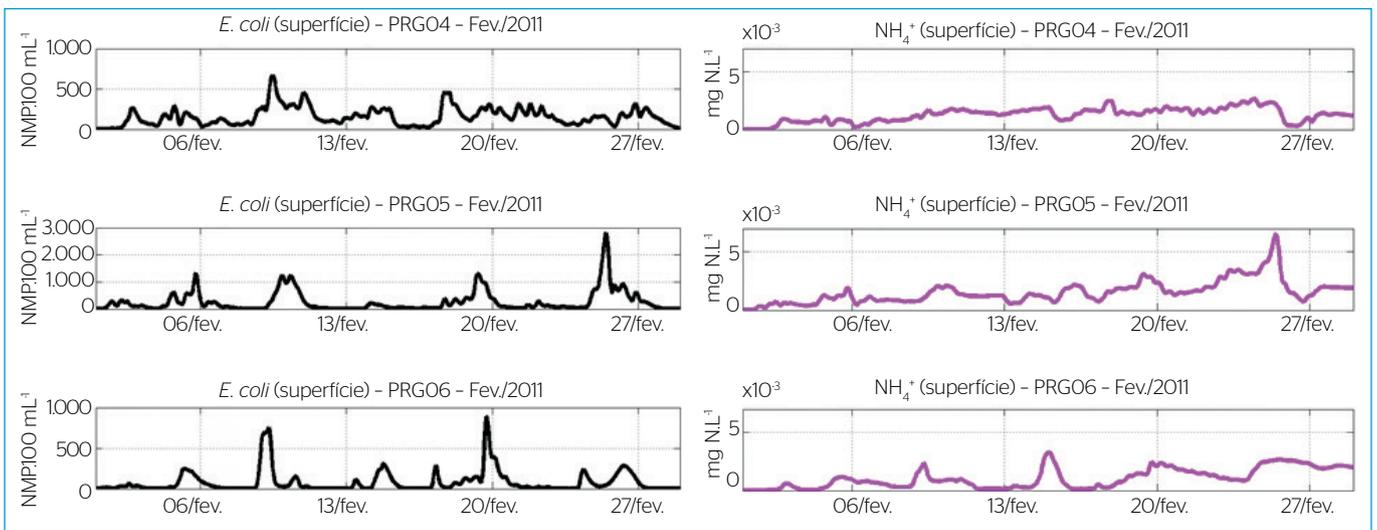


Figura 11 - Variação temporal de *Escherichia coli* e de amônio na superfície, nos pontos PRG04, PRG05 e PRG06, em Praia Grande, em fevereiro de 2011.

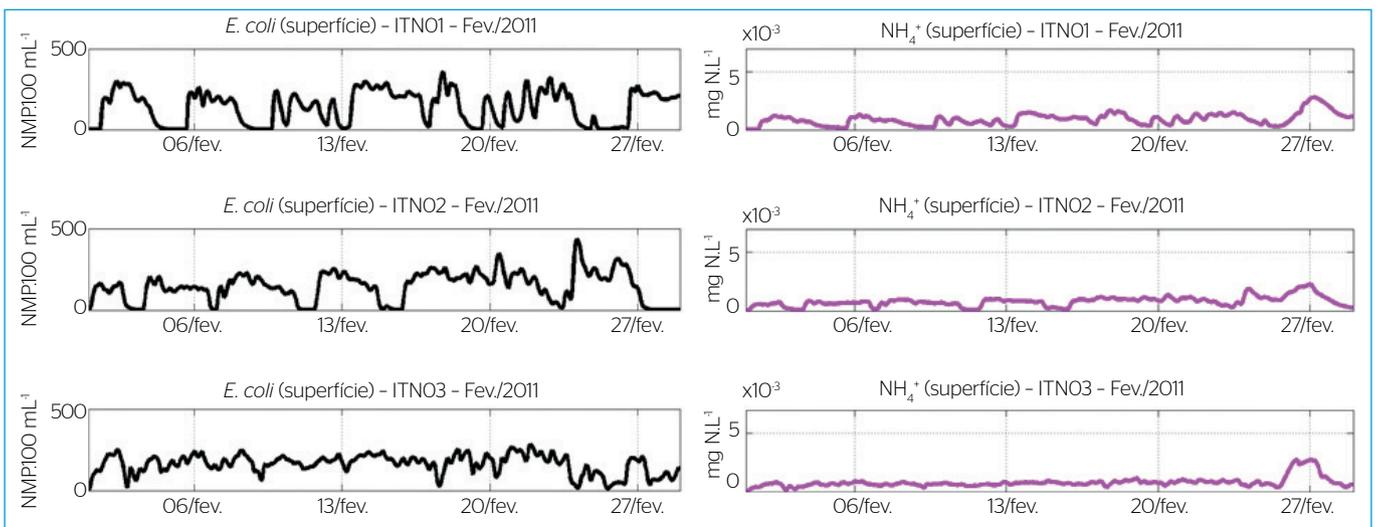


Figura 12 - Variação temporal de *Escherichia coli* e de amônio na superfície, nos pontos ITN01, ITN02 e ITN03, em Itanhaém, em fevereiro de 2011.

tiveram 100% de balneabilidade própria no período estudado, enquanto nas amostragens *in situ* da CETESB (2012), com exceção da praia Jardim Real (PRG03), que permaneceu imprópria para banho durante 25% do mês, as demais praias também tiveram 100% de balneabilidade própria no mês de fevereiro de 2011. Uma possível explicação para essa diferença é que na modelagem de qualidade da água foram consideradas como fontes poluidoras apenas os emissários de Praia Grande e o Rio Itanhaém, enquanto na amostragem *in situ* da CETESB existe a influência adicional de outras fontes poluidoras pontuais presentes na costa, como córregos que despejam esgoto diretamente nas praias de Praia Grande (SABESP, 2006a). Essa suposição foi também estabelecida por Pereira *et al.* (2015), que realizaram a modelagem de campo distante da pluma de coliformes do emissário submarino de Fortaleza, a qual não alcançou as praias da capital cearense em nenhum momento, porém, na estação chuvosa, as praias tiveram balneabilidade imprópria devido ao maior despejo de esgoto oriundo de córregos locais.

Quanto ao amônio, os valores encontrados em todos os pontos monitorados foram baixos, não afetando a qualidade da água em toda a região simulada, pois seu limite legal é de $0,40 \text{ mg N.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005), ordem de 10^{-1} , enquanto o valor máximo em todos os pontos de grade foi da ordem de 10^{-3} a $10^{-4} \text{ mg N.L}^{-1}$ (Figuras 8, 9 e 10). Ancona (2007) amostrou amônio *in situ* na região da Baía de Santos, na camada de fundo de uma estação próxima à Praia Grande, obtendo concentrações na ordem de 10^{-2} no verão, com tendência de concentrações levemente menores na superfície. Porém, como a Baía de Santos recebe o aporte de águas de dois estuários com elevado grau de contaminação industrial (AZEVEDO e BRAGA, 2011), além da influência do emissário submarino de Santos (SABESP, 2006b), a estimativa da concentração

natural de amônio na região do presente estudo teria ordens de grandeza menores do que 10^{-2} . Mesmo com a associação das concentrações naturais com as concentrações das plumas, o total atingido não superaria o limite de $0,40 \text{ mg N.L}^{-1}$; portanto, as plumas dos emissários submarinos de Praia Grande e do Rio Itanhaém não seriam prejudiciais à qualidade da água da região simulada, nas condições consideradas.

Resultados da validação qualitativa de *E. coli*, entre as médias obtidas pelo D3D-WAQ, em fevereiro de 2011, e amostragens *in situ* da SABESP (2006a), em fevereiro de 2006, estão dispostos na Tabela 5. Já os resultados da validação qualitativa do amônio, entre os máximos fornecidos pelo D3D-WAQ, em fevereiro de 2011, e os valores únicos mensais obtidos *in situ* pela SABESP (2006a), em fevereiro de 2006, encontram-se na Tabela 6.

No total, das seis comparações entre as saídas do modelo e as amostragens *in situ* envolvendo *E. coli* e amônio, no mês de fevereiro de 2011, o D3D-WAQ apresentou quatro comparações válidas, totalizando 66,67% de casos válidos. Portanto, o D3D-WAQ pôde ser considerado como validado quanto à dispersão de poluentes oriundos das fontes de poluição simuladas no presente estudo — os emissários submarinos de Praia Grande e o Rio Itanhaém.

CONCLUSÕES

O D3D-FLOW permitiu uma excelente representação da hidrodinâmica nas simulações realizadas na região, com resultados concordantes com a literatura (Figuras 3, 4 e 5).

Na modelagem de campo próximo, os resultados indicaram que tanto as correntes de maré como as correntes geradas pelo vento influem

Tabela 5 - Resultados da validação qualitativa de *Escherichia coli*, em fevereiro de 2011.

Fev./2011	Fev./2006	Média (NMP:100 mL ⁻¹)		Ordem de grandeza		E. coli
D3D-WAQ	SABESP	D3D-WAQ	SABESP	D3D-WAQ	SABESP	Validação
PRG01	P02	25	30	10 ¹	10 ¹	SIM
PRG02	P03	50	87	10 ¹	10 ¹	SIM
PRG03	P04	23	222	10 ¹	10 ²	NÃO

NMP: número mais provável; SABESP: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.

Tabela 6 - Resultados da validação qualitativa de amônio, em fevereiro de 2011.

Fev./2011	Fev./2006	Máximo (mg N.L ⁻¹)		Ordem de grandeza		NH ₄ ⁺
D3D-WAQ	SABESP	D3D-WAQ	SABESP	D3D-WAQ	SABESP	Validação
PRG04	M13	0,0026	<0,01	10 ⁻³	<10 ⁻²	SIM
PRG05	M29	0,0065	<0,01	10 ⁻³	<10 ⁻²	SIM
PRG06	M44	0,0033	0,06	10 ⁻³	10 ⁻²	NÃO

SABESP: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.

na dispersão inicial das plumas de efluentes dos três emissários submarinos de esgoto de Praia Grande. Todas as plumas apresentaram uma boa diluição inicial, mais eficiente pelo transporte através de correntes geradas pelo vento, e menos eficiente pelo transporte por correntes de maré (Figuras 6 e 7).

O monitoramento da dispersão das plumas dos emissários submarinos de Praia Grande e do Rio Itanhaém, na modelagem de campo distante, mostrou que a poluição causada por tais fontes não ultrapassa os limites de *E. coli* e amônio das Resoluções CONAMA nº 274/2000 e nº 357/2005 nas praias locais. Portanto, pode-se afirmar que os emissários, até o momento, estão bem dimensionados e operando corretamente, e, junto com o Rio Itanhaém, não podem ser responsabilizados pela balneabilidade imprópria das praias da região (Figuras 8 a 12).

O D3D-WAQ pôde ser validado de maneira qualitativa e, apesar das poucas diferenças de seus valores em relação aos resultados amostrados *in situ* pela SABESP (2006a), em geral as comparações apresentaram resultados satisfatórios (Tabelas 5 e 6). As diferenças indicaram valores de amostragens *in situ* maiores do que os do modelo, muito

provavelmente devido ao fato de a modelagem ter considerado exclusivamente os emissários submarinos de Praia Grande e o Rio Itanhaém como fontes de poluição, e não ter considerado demais fontes poluidoras, seja na região simulada (por exemplo, córregos e canais), em razão da ausência de informações, seja de regiões adjacentes (por exemplo, Baía de Santos), por conta dos limites da grade computacional.

O aprimoramento na aplicação da modelagem na defesa ambiental depende da aquisição continuada de dados; assim, dados de qualidade da água são de suma importância em termos de saúde pública e de planejamento ambiental. É recomendada a realização de mais monitoramentos na região, para a obtenção de informações ainda inexistentes na literatura, para que outros monitoramentos, melhores e mais realísticos, possam ser realizados no futuro.

FONTE DE FINANCIAMENTO

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); engenheiro Edward Brambilla Marcellino, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

REFERÊNCIAS

- ALFREDINI, P.; ARASAKI, E. (2014) *Engenharia portuária: a técnica aliada ao enfoque logístico*. São Paulo: Edgard Blücher. 1307 p.
- ANCONA, C.M. (2007) *Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos*. 229f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- AZEVEDO, J.S.; BRAGA, E.S. (2011) Caracterização hidroquímica para qualificação ambiental dos estuários de Santos - São Vicente e Cananéia. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 44, n. 2, p. 52-61. <https://doi.org/10.32360/acmarv44i2.162>
- BAUMGARTNER, D.J.; FRICK, W.E.; ROBERTS, P.J.W. (1994) *Dilution models for effluent discharges*. 3. ed. Portland: USEPA. 189 p.
- BRASIL. (2001) Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. *Diário Oficial da União*, n. 18, p. 70-71.
- BRASIL. (2005) Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, n. 53, p. 58-63.
- CAMARGO, R. (2017) *Oscilações do nível do mar no Oeste do Atlântico Sul geradas por sistemas meteorológicos de escala sinótica: uma abordagem numérica para a descrição de suas características*. 84f. Tese (Livre-Docência) - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). (2012) *Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo - 2011*. Relatório técnico. São Paulo: CETESB. 193p.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). (2006a) *Prestação de serviços referentes à execução dos programas de monitoramento ambiental da área sob influência do emissário submarino de esgotos de Santos / São Vicente e de monitoramento ambiental da área sob influência dos emissários submarinos de esgotos de Praia Grande - Subsistemas 1, 2 e 3*. Relatório técnico. São Paulo: SABESP. v. 2. 380 p.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). (2006b) *Prestação de serviços referentes à execução dos programas de monitoramento ambiental da área sob influência do emissário submarino de esgotos de Santos / São Vicente e de monitoramento ambiental da área sob influência dos emissários submarinos de esgotos de Praia Grande - Subsistemas 1, 2 e 3*. Relatório técnico. São Paulo: SABESP. v. 4. 95 p.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). *Hidrologia: banco de dados hidrológicos*. São Paulo: DAEE, 2015. Disponível em: <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>>. Acesso em: 14 maio 2015.
- DELTARES. *Delft3D-FLOW User Manual: simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenomena, including sediments*. Delft: Deltares, 2013a. 676p.

- DELTAIRES. *D-Water Quality User Manual: versatile water quality modeling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio) chemical and biological processes*. Delft: DELTAIRES, 2013b. 394p.
- EGBERT, G.D.; BENNETT, A.F.; FOREMAN, M.G.G. (1994) TOPEX/Poseidon tides estimated using a global inverse model. *Journal of Geophysical Research*, v. 99, n. C12, p. 24821-24852. <https://doi.org/10.1029/94JC01894>
- GOOGLE EARTH. (2015) *Google Earth*. Disponível em: <<http://www.google.com/earth/index.html>>. Acesso em: 10 fev. 2015.
- HARARI, J.; FERREIRA, F.R.; DEGASPARI, F.A.; SARTOR, S.M. (2013) Modelagem numérica da hidrodinâmica e da dispersão de esgoto na Baía de Santos, SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 1, p. 205-214. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p205-214>
- HARARI, J.; FRANÇA, C.A.S.; CAMARGO, R. (2008) Climatology and hydrography of Santos Estuary. In: NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. (orgs.). *Perspectives on integrated coastal zone management in South America*. Lisboa: IST Press. p. 147-160.
- HARARI, J.; FRANÇA, C.A.S.; MARQUES, J. (2007) Aplicações da modelagem numérica da Baía de Santos (SP, Brasil): correntes residuais e dispersão de poluentes. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE GOVERNANÇA DA ÁGUA NA AMÉRICA LATINA, 1., 2007. *Anais...* São Paulo. p. 1-15.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2015) *Cidades: informações completas (Praia Grande)*. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/DSP>>. Acesso em: 23 nov. 2015.
- INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (IAG USP). (2015) *MASTER: Meteorologia Aplicada a Sistemas de Tempo Regionais*. São Paulo: IAG USP. Disponível em: <<http://www.master.iag.usp.br/>>. Acesso em: 15 abr. 2015.
- JIRKA, G.H.; AKAR, P.J. (1991) Hydrodynamic classification of submerged multipoint diffuser discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 117, n. 9, p. 1113-1128. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1991\)117:9\(1113\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1991)117:9(1113))
- KING, I.P. (2016) Governing equations for water quality parameters. In: KING, I.P. (org.). *Documentation RMA-11: a three dimensional finite element model for water quality in estuaries and streams*. Sydney: Resource Modeling Associates. p. 31-3.35.
- LAMPARELLI, C.C.; ORTIZ, J.P. (2007) *Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento*. São Paulo: CETESB. 240 p.
- MACEDO, L.S.; NARDUCCI, L.; CIRELLI, J.; ALÁRIO, L.A.N. (2009) A utilização de metodologia não destrutiva na implantação do trecho de arrebenção do emissário do subsistema III da Praia Grande. *Revista DAE*, n. 180, p. 32-43. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.027>
- MARCELLINO, E.B. (2004) *Análise e recomendações para a capacidade atual de interceptação e disposição oceânica de esgotos dos subsistemas I e II: município de Praia Grande*. Relatório técnico. São Paulo: SABESP. 67 p.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). (2015) *NCEP / NCAR Reanalysis 1: Summary*. Boulder: NOAA. Disponível em: <<http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncep.reanalysis.html>>. Acesso em: 15 abr. 2015.
- PEREIRA, S.P.; ROSMAN, P.C.C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C.A.F.; SOUZA, R.O.; VIEIRA, R.H.S.F. (2015) Modeling of coastal water contamination in Fortaleza (Northeastern Brazil). *Water Science and Technology*, v. 72, n. 6, p. 928-936. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>
- QUIÑONES, E.M. (2000) *Relações água-solo no sistema ambiental do estuário de Itanhaém (SP)*. 185f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SELUCHI, M.E.; MARENGO, J.A. (2000) Tropical-mid latitude exchange of air masses during summer and winter in South America: climate aspects and extreme events. *International Journal of Climatology*, v. 20, n. 10, p. 1167-1190. [https://doi.org/10.1002/1097-0088\(200008\)20:10%3C1167::AID-JOC526%3E3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/1097-0088(200008)20:10%3C1167::AID-JOC526%3E3.0.CO;2-T)
- SILVA, G.C.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M.; MARACINI, P. (2012) Análise de encaixes de tartarugas marinhas (Tetsudines: Cheloniidae e Dermochelyidae) nos municípios da Baixada Santista, Iguape e Cananéia no período de 2004 a 2011. *Revista Ceciliansa*, v. 4, n. 2, p. 9-15.
- SMALL, C.; COHEN, J.E. (2004) Continental physiography, climate and the global distribution of human population. *Current Anthropology*, v. 45, n. 2, p. 269-277. <https://doi.org/10.1086/382255>
- SOUZA-PEREIRA, P.E.; CAMARGO, A.F.M. (2004) Efeito da salinidade e do esgoto orgânico sobre a comunidade zooplanctônica, com ênfase nos copépodes, do estuário do Rio Itanhaém, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 26, n. 1, p. 9-17. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiols.v26i1.1652>
- WILLMOTT, C.J. (1982) Some comments on the evaluation of the model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society*, n. 63, v. 11, p. 1309-1313. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1982\)063%3C1309:SCOTEO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1982)063%3C1309:SCOTEO%3E2.0.CO;2)
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (1995) *Health risks from marine pollution in the Mediterranean: part 1 - implications for policy makers*. Technical report. Copenhagen: WHO. 6 p.
- YANG, S.H. (2016) *Análise das condições ambientais e da dispersão das plumas de efluentes na região costeira centro-sul do Estado de São Paulo com uso da modelagem numérica*. 299f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- YANG, S.H.; HARARI, J. (2016) Modeling extreme conditions of sewage plumes in central-south coastal region of São Paulo State - Brazil. *Revista DAE*, n. 204, p. 73-80. <https://doi.org/10.4322/dae.2016.017>
- YUKSELEN, M.A.; CALLI, B.; GOKYAY, O.; SAATCI, A. (2003) Inactivation of coliform bacteria in Black Sea waters due to solar radiation. *Environment International*, v. 29, n. 1, p. 45-50. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00144-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00144-7)