

Previsão de balneabilidade com o uso da modelagem numérica para as praias de Santos, Brasil

*Renan Braga Ribeiro
Joseph Harari*

Resumo

Nas orientações da Organização Mundial da Saúde para águas recreativas seguras, há duas abordagens centrais definidas. A primeira está relacionada ao conceito de classificação da praia, que implica em uma avaliação dos riscos *a priori*. A segunda se baseia na previsão da má qualidade da água, para ajudar na avaliação de risco em tempo real e proteção da saúde pública. Este capítulo apresenta resultados provenientes da tese de doutorado defendida no Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (Procam) da USP. O trabalho teve como objetivo a implantação inicial de um sistema de previsão da qualidade da água para fins balneares nas praias localizadas no município de Santos. Essa implantação foi baseada em modelagem numérica operacional determinística e contou com diversas etapas, desde o levantamento de fontes de poluição, modelagens da drenagem urbana, hidrodinâmica e da qualidade da água, usando a concentração de enterococos como indicador. Em média, o volume total de esgoto lançado continuamente no estuário de Santos é de $3,46 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ pelas áreas não atendidas pela rede de esgoto, $0,56 \text{ m}^3/\text{s}$ pelas 5 ETEs, e $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$ por um emissário submarino. Além disso, a vazão de apenas um dos seis canais de drenagem afluentes às praias de Santos foi de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ durante um evento de precipitação

moderada, contribuindo assim com uma elevada carga de poluição. Os resultados do modelo hidrodinâmico indicaram que, na região das praias, as correntes são paralelas à linha de costa, com direção bimodal e, em geral, de baixa intensidade. Os picos de concentração de enterococos em todas as praias estudadas estiveram associados aos eventos de precipitação; na Ponta da Praia, há também a influência das águas do interior do estuário, em geral com pior qualidade. Ademais, essa implantação serviu de base para um sistema de previsão, aprimorando a proteção à saúde pública, e pode ser utilizada como ferramenta auxiliar na gestão e otimização da operação de sistemas de drenagem e na priorização de empreendimentos de esgotamento sanitário para a região.

Palavras-chave: Qualidade da água; Descarga de Esgoto; Modelo; Enterococos.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água para fins de recreação de contato primário, ou balneabilidade, sendo necessário para sua avaliação critérios objetivos, baseados em microrganismos indicadores de contaminação fecal (Cetesb, 2016). Diversos autores sugerem que há uma relação entre sintomas de infecção gastrointestinal e balneabilidade (Pruss, 1998). Fewrell e Kay (2015) apontaram risco elevado à saúde devido à exposição em águas contaminadas. Lamparelli *et al.* (2015) observaram associação entre exposição e sintomas gastrointestinais em banhistas na Baixada Santista.

No geral, três grupos de bactérias são usados como indicadores: (a) os coliformes fecais, (b) *Escherichia coli*, e (c) enterococos. No Brasil, a Resolução Conama nº274/200 (Brasil, 2000) define como própria a água com até 1.000 coliformes fecais, 800 *E. coli* ou 100 enterococos por 100ml em 80% das amostras de 5 semanas. Valores acima de 2.500, 2.000 ou 400 respectivamente, na última amostra, tornam a água imprópria.

A resolução Conama também considera imprópria a água com florações de algas ou organismos patogênicos, com despejo de resíduos, entre outros fatores. Entretanto, na maioria dos casos, a classificação como imprópria é fundamentada na concentração das bactérias indicadoras, e é geralmente baseada em métodos microbiológicos, que levam cerca de 24 horas para obter resultados (Wade *et al.*, 2006), dificultando decisões em tempo real.

A Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003) propõe duas abordagens para águas recreacionais seguras: (i) classificação da praia via avaliação microbiológica e inspeção sanitária, implicando numa avaliação dos riscos *a priori*; e (ii) previsão da má qualidade da água para avaliação do risco em tempo real e proteção da saúde pública.

A Usepa (2010) revisou as ferramentas preditivas, enquadrando em quatro categorias: (i) modelos estatísticos; (ii) árvores de decisão; (iii) modelos determinísticos; e (iv) combinações dessas ferramentas. Há várias considerações para o desenvolvimento e seleção de modelos preditivos, e cada um tem seu próprio conjunto de desafios (Boehm *et al.*, 2002 *apud* Usepa, 2010).

Modelos determinísticos representam matematicamente processos que afetam a concentração bacteriana. Para citar alguns exemplos, Chan *et al.* (2012) desenvolveram um modelo 3D com precisão de 81–91% em Hong Kong, Bedri *et al.* (2014) usaram abordagem integrada para prever *E. coli* na costa da Irlanda, com bons resultados. No Brasil, Hirai e Porto (2014) aplicaram modelos estatísticos em praias fluviais, demonstrando potencial, desde que haja monitoramento consistente para calibração e validação.

A Baía de Santos, no litoral paulista, destaca-se pela ampla base de dados operacionais: (a) medições meteoceanográficas da Praticagem de São Paulo; (b) dados pluviométricos do Cemaden; (c) monitoramento intensivo da qualidade da água, com coletas extras pela Prefeitura de Santos; (d) uso contínuo de modelos numéricos (hidrodinâmicos e de dispersão).

Dentre os estudos com modelagem na região, destacam-se: modelos hidrodinâmicos (Harari *et al.*, 2006; Roversi; Rosman; Harari, 2016; Seiler *et al.*, 2020; Ruiz *et al.*, 2021); modelos microbiológicos (Sampaio; Harari, 2012; Harari *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.* 2019a); e modelos operacionais (Ribeiro *et al.*, 2019b; Costa *et al.* 2020).

2. METODOLOGIA

A partir de um projeto do Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas da Universidade Santa Cecília (Ribeiro *et al.*, 2017), foi iniciada a previsões de balneabilidade na região do Estuário e Baía de Santos (Figura 1), com uso de modelo determinístico. Este trabalho se baseou nessa iniciativa, apresentando a estrutura usada na implantação, calibração e validação do modelo de qualidade da água.

A implantação do sistema de previsão da balneabilidade, com modelagem numérica operacional determinística, foi dividida em 4 etapas: 1) Levantamento das fontes pontuais e difusas de poluição; 2) Modelagem das descargas da drenagem urbana; 3) Modelagem hidrodinâmica; 4) Modelagem de qualidade da água.

2.1 Levantamento das fontes pontuais e difusas de poluição

Segundo von Sperling (2006), poluentes podem atingir os corpos d'água por fontes pontuais ou difusas. No Sistema Estuarino de Santos e São Vicente (SESSV), as fontes pontuais domésticas incluem os efluentes das cinco ETEs (Humaitá, Samaritá, Cubatão/Lagoa, Casqueiro e Vicente de Carvalho) e da EPC de Santos. Foram analisados dados históricos (2012–2014) de vazão e concentração microbiológica desses efluentes para uso na modelagem.

As fontes difusas de origem doméstica foram caracterizadas através do cruzamento das informações espaciais da rede de esgoto com a rede de drenagem existente na região de estudo, a fim de estimar o volume de esgoto e identificar os prováveis locais

de descarga destas fontes nas áreas que não contam com rede de esgotamento sanitário operando, ou contam com rede operando sem ligação a uma ETE ou emissário.

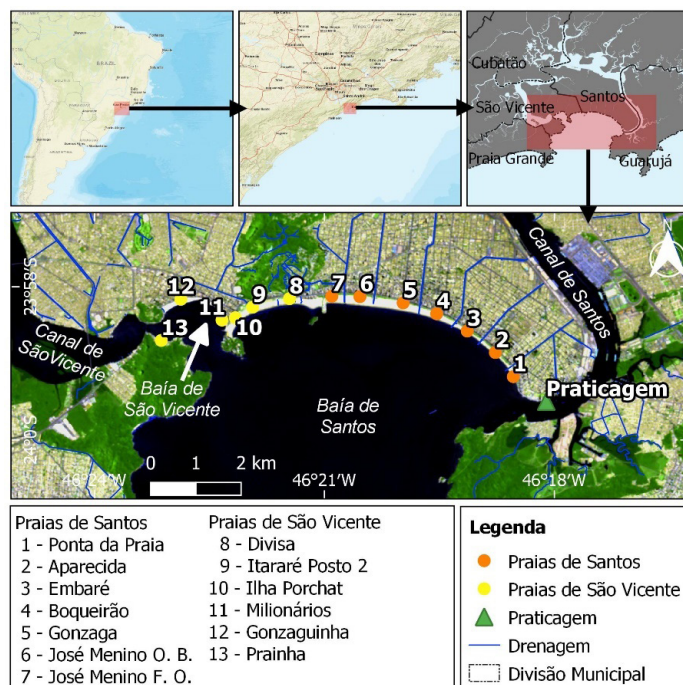


Figura 1 – Área de estudo com a localização das Baías de Santos e de São Vicente, dos Canais de Santos e de São Vicente, das praias monitoradas no município de Santos (em laranja) e no município de São Vicente (em amarelo), e da estação da Praticagem de São Paulo (em verde).

Fonte: Elaborada pelos autores.

2.2 Modelagem das descargas da drenagem urbana

Durante chuvas intensas, o escoamento superficial em áreas impermeáveis transporta poluentes que impactam a balneabilidade. Para estimar essa contribuição, foi realizada uma campanha nas praias (Boqueirão e Embaré) e canais de Santos (Canais 3, 4 e 5), considerando amostragens antes, durante e após a chuva de 15/06/2015 (acumulado de 14,02 mm), associadas à medição de vazão em um canal de drenagem afluente à praia. Nessas amostragens foram quantificadas a concentração microbiológica através dos métodos Colilert e Enterolert, no laboratório da Sabesp.

Para estimar as contribuições dos canais de drenagem foi implantado um modelo de chuva-vazão, através do método racional (Mulaney, 1850 *apud* Singh; Woolhiser, 2002), considerando apenas a região da Ilha de São Vicente (porção insular dos municípios de Santos e São Vicente). Este modelo considerou um total de 29 microbacias com uma área total de 36.661.775 m². Esse modelo utilizou dados de precipitação do Cemaden (*hindcast*) e do Global Forecast System (GFS), denominado *forecast*.

Devido à incerteza operacional do sistema de drenagem, adotou-se um modelo conceitual para simular a vazão afluyente às praias, considerando o escoamento superficial e a captação pelo emissário submarino. Foram testados quatro cenários, variando o volume de amortecimento dos canais e a eficiência dos interceptores oceânicos, sendo a abertura das comportas condicionada ao volume do canal exceder um valor crítico. Cenários A: 50% do volume do canal disponível para amortecer a cheia e captação média nos interceptores, B: 75% do volume e captação média, C 50% e captação máxima, e D 75% e captação máxima.

2.3 Modelagem hidrodinâmica

A hidrodinâmica foi simulada com o sistema MOHID (Braunschweig *et al.*, 2004), utilizando quatro grades 2D barotrópicas aninhadas, conforme metodologia de Leitão *et al.* (2005). A Grade Level 1 foi forçada com maré astronômica derivada do modelo FES2012. A Grade Level 2 incorporou essas condições e dados de baixa frequência (nível do mar e correntes) do *Copernicus Marine Environment Monitoring Service*. As grades seguintes (Level 3 e 4) receberam condições das grades anteriores.

A superfície livre foi forçada com dados atmosféricos do modelo GFS/NOAA. As grades foram processadas sequencialmente, com resoluções variando de 0,02° (Level 1 e 2) até 0,0005° (~50 m) na Grade 4. A batimetria foi obtida de cartas do DHN, levantamentos da Praticagem e do NPH-Unisanta. Áreas alagáveis, como manguezais, foram representadas conforme Roversi, Rosman e Harari (2016).

As vazões fluviais consideradas foram médias mensais dos principais rios (Codesp, 2008) e da descarga da Usina Henry Borden no Rio Cubatão.

A calibração do modelo hidrodinâmico foi feita a partir dos dados de nível do mar medidos na estação maregráfica Praticagem (Figura 1), entre novembro e dezembro de 2014. A validação foi realizada a partir dos dados de nível do mar, componentes zonal e meridional (U e V) das correntes medidos nessa mesma estação entre abril de 2017 e abril de 2018; e todo ano de 2019. A comparação foi quantificada através dos parâmetros: coeficiente de correlação linear de Pearson (r), erro quadrático médio (*Mean Square Error* - MSE), erro quadrático médio normalizado (*Normalized Mean Square Error* - NMSE), erro médio ou viés, e coeficiente *Skill*.

2.4 Modelagem da qualidade da água

Para simular a balneabilidade, foi utilizado o sistema MOHID, empregando a mesma grade do último nível hidrodinâmico (Level 4). A concentração de enterococos foi o indicador adotado, conforme metodologia da CETESB, por seu melhor desempenho em ambientes marinhos (Byappanahalli *et al.*, 2012).

O decaimento dos enterococos foi representado por uma variação horária do parâmetro T_{90} (15h em céu claro e 70h em céu nublado), conforme Pompepy (2005

apud Ispra, 2010), interpolado com base em Wallis (1977). O modelo considerou 75 fontes de contaminação, incluindo esgoto in natura, efluentes tratados e cargas difusas de rios e canais (Tabela 1).

Tabela 1 – Resumo das descargas utilizadas no modelo de qualidade da água

Tipo	Número de pontos de descarga	Vazão considerada	Concentração de enterococos
Rios	17	Média mensal (CODESP, 2008)	Fixa para todas as descargas 1×10^3 NMP/100ml
ETEs ou EPC	6	Climatológica para cada ETE ou EPC, com variação horária e mensal (ver Item 5.1.1)	Fixa para cada uma das descargas
Esgoto fora da rede	24	Fixa no tempo, baseada no número de pessoas (ver Item 5.1.2)	Fixa para todas as descargas $4,67 \times 10^6$ NMP/100ml
Drenagem	28	Variável no tempo, baseada na precipitação, calculada pelo modelo chuva-vazão (ver Item 5.2.2)	Fixa para todas as descargas 1×10^5 NMP/100ml

Fonte: Elaborada pelos autores.

A calibração foi feita com simulações entre 15 e 16/06/2015, durante evento de chuvas intensas e abertura de comportas. A validação utilizou dados de 15/01 a 17/06/2017, com comparações aos dados de enterococos da Cetesb e Prefeitura de Santos, coletados em 13 pontos de monitoramento nas praias de Santos e São Vicente.

A performance do modelo foi avaliada por métricas da tabela de contingência 2x2 (Schaefer, 1990), considerando o limite legal de 400 NMP/100ml, e pelos índices de Bennett *et al.* (2013): acurácia, viés, taxa de acerto, taxa de falso alarme e índice de sucesso.

Essas métricas foram calculadas com base nos resultados do modelo de qualidade da água (considerando os cenários A, B, C e D, assim como as fontes precipitação *Hindcast* e *Forecast*).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vazão das fontes pontuais de poluição (ETEs e EPC) variaram ao longo do dia, com picos entre 11h e 19h e mínimas entre 3h e 9h, além de um padrão sazonal com maiores vazões no verão. As concentrações microbiológicas (*E. coli*), com base em coletas mensais, não apresentaram variação sazonal clara, com médias entre 10^4 e 10^7 NMP/100ml para ETE Lagoa e EPC Santos, respectivamente.

Estimou-se que 326.976 pessoas residam em submoradias ou bairros sem rede de esgoto, gerando uma vazão de $0,6055 \text{ m}^3/\text{s}$ dispersos em 24 pontos de descarga,

com maiores cargas no Rio Piaçabuçu, Largo do Pompeba/Rio Casqueiro, e Rio Santo Amaro.

Durante a abertura da comporta, a vazão do Canal 4 variou de 0,85 a 4,6m³/s, média de 2,06 m³/s. Nas praias, a concentração média de enterococos foi de 815 NMP/100ml antes da abertura, possivelmente devido ao extravasamento por falhas nas comportas. Observou-se aumento dessas concentrações após a abertura da comporta, no dia seguinte, as concentrações diminuíram, mas ainda superavam o limite legal (400 NMP/100ml).

A chuva também impactou a qualidade da água. As concentrações de enterococos aumentaram de 7–14 UFC/100ml (14/06) para 743–900 NMP/100ml após a chuva (15/06), chegando a 2.489 na Praia do Embaré e 5.475 na do Boqueirão. Nos dois dias seguintes, os valores caíram para 282–650 e depois 92–106 UFC/100ml (Figura 2).

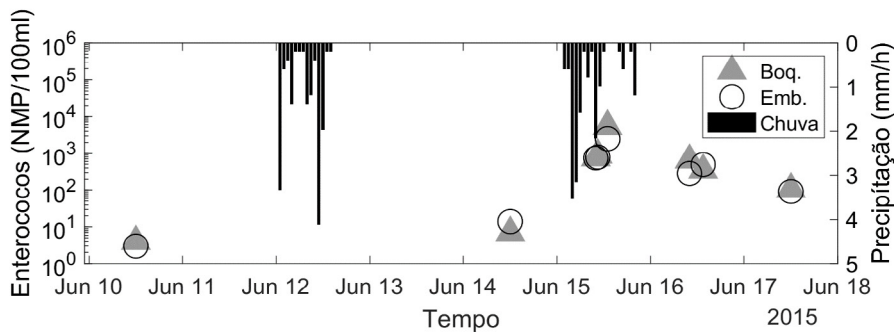


Figura 2 – Concentração de enterococos (NMP/100ml) nas praias do Boqueirão (triângulo em cinza) e do Embaré (círculo em preto), referente as coletas deste estudo, da CETESB e PMS, a precipitação (mm/h) medida no pluviômetro localizado na Ponta da Praia é indicada pelas barras em preto.

Fonte: Elaborada pelos autores.

A modelagem entre 15/01 e 28/02/2017 indicou que, nos quatro cenários simulados (A, B, C e D), não houve variação significativa na vazão afluente às praias pelos canais de drenagem de Santos (Tabela 2).

Considerando apenas eventos com vazão (>0 m³/s), o canal 1 apresentou os maiores valores e o canal 6 os menores, o que se justifica pela diferença nas áreas de drenagem. Os cenários com maior capacidade de amortecimento (C e D) mostraram maiores vazões médias, pois, ao contrário do cenário A, que gera pequenas vazões mesmo com chuvas leves, C e D só apresentam vazão em eventos mais intensos, sendo desconsiderados nos demais casos no cálculo da média.

Os cenários *hindcast* e *forecast* apresentam padrões distintos: o *forecast* gera vazões mais altas e contínuas, refletindo as previsões do modelo meteorológico, enquanto o *hindcast* exibe picos pontuais baseados em dados medidos. Em geral, o *forecast* superestima as vazões em eventos intensos, embora o inverso também ocorra, porém com menor frequência.

Tabela 2 – Vazão média \pm desvio padrão (m^3/s), considerando apenas eventos com vazão maior que $0 m^3/s$, para os seis canais de drenagem que contém comportas (Canais 1 a 6), obtidos com os 4 cenários (A, B, C, D) no modelo chuva-vazão pelo método racional, considerando a precipitação medida (*hindcast*) e prevista (*forecast*), para o período entre 15 de janeiro e 28 de fevereiro de 2017

Cenário	<i>Hindcast</i>				<i>Forecast</i>			
	A	B	C	D	A	B	C	D
Canal 1	1.31 ± 2.41	1.30 ± 2.40	1.62 ± 2.81	1.54 ± 2.80	2.59 ± 4.13	2.59 ± 4.14	3.22 ± 4.57	3.23 ± 4.60
Canal 2	0.92 ± 1.82	0.91 ± 1.84	1.10 ± 2.09	1.07 ± 2.17	1.64 ± 2.63	1.63 ± 2.64	2.25 ± 2.99	2.28 ± 3.02
Canal 3	1.03 ± 2.30	1.03 ± 2.34	1.25 ± 2.67	1.27 ± 2.78	1.69 ± 2.75	1.68 ± 2.75	2.35 ± 3.13	2.37 ± 3.16
Canal 4	0.70 ± 1.81	0.69 ± 1.84	0.85 ± 2.08	0.87 ± 2.18	1.26 ± 1.75	1.27 ± 1.76	1.46 ± 1.86	1.50 ± 1.89
Canal 5	0.85 ± 2.24	0.82 ± 2.23	1.06 ± 2.61	1.00 ± 2.63	1.46 ± 1.99	1.47 ± 2.00	1.66 ± 2.10	1.68 ± 2.13
Canal 6	0.62 ± 1.76	0.61 ± 1.78	0.75 ± 2.01	0.80 ± 2.13	0.98 ± 1.34	0.99 ± 1.35	1.09 ± 1.40	1.11 ± 1.42

Fonte: Elaborada pelos autores.

A comparação entre o modelo hidrodinâmico e os dados medidos na estação Praticagem durante a calibração apresentou boa concordância em amplitude e fase do nível do mar (Tabela 3), além de reproduzir variações de baixa frequência ligadas ao vento sinótico.

No primeiro período de validação, os resultados foram satisfatórios para o nível do mar e para a componente U (Leste-Oeste), com correlações de 0,93 e 0,76. No segundo período, os indicadores foram ligeiramente melhores, com $r = 0,95$ e $0,80$, respectivamente (Tabela 3).

O modelo hidrodinâmico reproduziu os padrões de circulação descritos em estudos anteriores (Harari *et al.*, 2006; Roversi; Rosman; Harari, 2016; Costa *et al.*, 2020; Seiler *et al.*, 2020; Ruiz *et al.*, 2021), como: a) correntes mais intensas nos canais estuarinos em comparação à Baía de Santos; b) circulação na baía influenciada por maré e correntes costeiras; c) convergência/divergência das correntes no Largo da Pompeba; d) defasagem de nível do mar entre a baía e o estuário interno; e) variações de nível do mar devido a eventos meteorológicos intensos; f) inundação e ressecamento em manguezais.

Tabela 3 – Comparação estatística entre os resultados do modelo e os dados medidos de nível do mar entre 01/11/2014 e 01/01/2015; e de nível do mar e correntes (componentes U e V) nos períodos de 01/04/2017 a 01/04/2018, e 01/01/2019 a 01/01/2020. r = coeficiente de correlação, NMSE = Erro Quadrático Médio Normalizado, MSE = Erro Quadrático Médio, Skill = Habilidade do Modelo

Período	Estação	r	NMSE	MSE	Viés	Skill
01/11/2014 a 01/01/2015	Nível do mar	0,95	1%	0,01 m	0,00 m	0,97
01/04/2017 a 01/04/2018	Nível do mar	0,93	1%	0,02 m	0,00 m	0,96
	Comp. U	0,76	2%	0,07 m/s	0,04 m/s	0,87
01/01/2019 a 01/01/2020	Nível do mar	0,95	1%	0,01 m	0,00 m	0,98
	Comp. U	0,80	2%	0,05 m/s	0,01 m/s	0,89

Fonte: Elaborada pelos autores.

Nas praias, o modelo indicou correntes paralelas à costa com direção bimodal e menor intensidade em relação à Baía de Santos. As praias próximas ao Canal de Santos (Ponta da Praia e Aparecida) apresentaram correntes mais fortes, com vórtices na saída do canal durante a transição entre marés, favorecendo fluxos em direção à entrada do canal (Figura 4).

Nos resultados da modelagem de qualidade da água, as concentrações médias medidas (simuladas) de *E. coli* foram 4.858 (8.201), 12.102 (17.089), 676 (761) e 581 (70) NMP/100ml em -1h, +1h30min, +24h e +27h da abertura da comporta, respectivamente. Os valores simulados foram, em geral, da mesma ordem de grandeza dos medidos, exceto no último instante, em que a simulação superestimou os dados, possivelmente por não representar adequadamente a dispersão ou o decaimento (Figura 5, à esquerda).

Para enterococos, as médias foram 815 (991), 5.377 (1.522), 481 (1.098) e 448 (443) NMP/100ml nos mesmos horários (Figura 4, à direita). A concordância entre simulado e medido também foi boa, exceto no penúltimo instante, onde o modelo superestimou a concentração, provavelmente pelos mesmos fatores.

A simulação das concentrações de enterococos indicou maiores valores em áreas rasas, com plumas se dispersando paralelamente à costa, influenciadas pela maré. Antes da abertura das comportas, observou-se transporte em direção ao Canal de Santos (100–2.000 NMP/100ml), intensificando-se após a abertura (>2.000 NMP/100ml). As concentrações diminuíram com o tempo devido à dispersão e decaimento, mas aumentaram novamente após chuva, voltando a cair no dia seguinte (100–400 NMP/100ml) (Figura 3). O modelo representou bem os padrões medidos, com alta concentração antes e após a abertura e redução no dia seguinte.

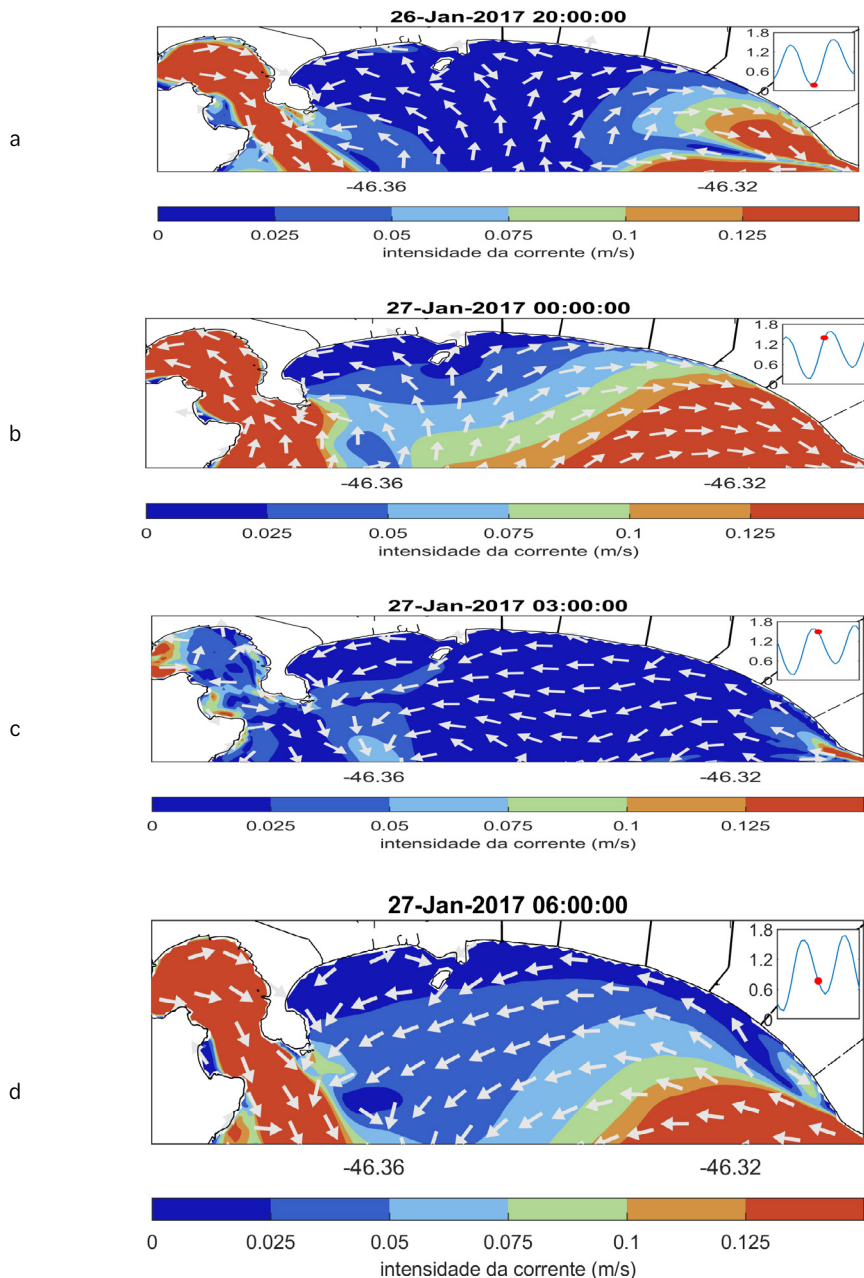


Figura 3 – Resultados do modelo hidrodinâmico nas praias para intensidade das correntes em instantes com: a) correntes fracas na estofa de baixa-mar em 26/01/2017 às 20h (hora local); b) correntes intensas na enchente em 27/01/2017 às 00h (hora local); c) correntes fracas na estofa de preamar em 27/01/2017 às 03h (hora local); d) correntes intensas na vazante em 27/01/2017 às 06h (hora local). Os vetores de direção da corrente são apresentados em tamanho uniforme em branco, e o gráfico no interior das figuras representa a elevação do nível do mar em um ponto na Baía de Santos, com o respectivo instante em vermelho.

Fonte: Elaborada pelos autores.

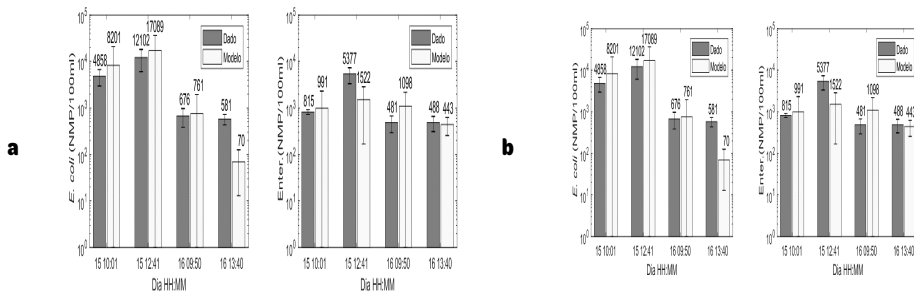


Figura 4 – Comparação de resultados do modelo de qualidade de água (em cinza escuro) com os dados (em cinza claro) da concentração (NMP/100ml) de *E. coli* (a) e enterococos (b), medidos antes (15/06 10:01) e após (15/06 12:41) a abertura de comportas e no dia seguinte ao evento (16/06 9:50 e 13:40). As barras em preto indicam o desvio padrão.

Fonte: Elaborada pelos autores.

As simulações entre 15 de janeiro e 17 de junho de 2017 mostraram bom desempenho em todos os cenários (A–D), sem diferenças relevantes entre *hindcast* e *forecast*.

Na Ponta da Praia, as concentrações variaram entre 1–100 NMP/100ml, com picos durante a maré vazante e queda na enchente. Eventos de chuva causaram elevações acima de 10^4 NMP/100ml. O modelo acertou cinco dos seis picos medidos (>400 NMP/100ml), com cinco falsos positivos, mas desempenho geral satisfatório (45 acertos).

No Gonzaga, a variação foi mais ligada à chuva, com pouca influência da maré, padrão também observado em Aparecida e Embaré. Em resumo, os picos de enterococos nas praias de Santos se relacionam à chuva, exceto na Ponta da Praia, onde há também influência do Canal de Santos (Figura 5).

O modelo previu bem as altas concentrações, apesar da incerteza na hora de amostragem e operação das comportas. Atualmente, o modelo assume abertura automática ao atingir volume crítico, mas na prática a decisão é empírica, podendo haver atrasos ou falhas. Uma solução seria automatizar o monitoramento das comportas e integrar essas informações ao modelo. O ideal seria definir regras operacionais baseadas em previsões de maré, chuva e nível dos canais, reduzindo riscos de inundação e otimizando a dispersão da água drenada.

Segundo Lamparelli e Nery (2008), a instalação das comportas em 1992 reduziu em até 51% a frequência de balneabilidade imprópria nas praias de Santos. Este trabalho e Harari *et al.* (2013) indicaram que as águas dos canais de drenagem têm maior influência na balneabilidade das praias do que o emissário submarino ou o Canal de Santos.

Estudos sobre regras de operação de comportas (Zhang *et al.*, 2011; Hwang *et al.*, 2014; Feng; Sun; Zhu, 2016) mostraram benefícios para a qualidade da água, especial-

mente em rios. Pesquisas semelhantes podem ser aplicadas em Santos para reduzir inundações e melhorar a balneabilidade. Com regras definidas, a automação via IoT, incluindo a medição dos níveis nos canais, como sugerido por Hussen Hajjaj *et al.* (2020), pode otimizar a operação.

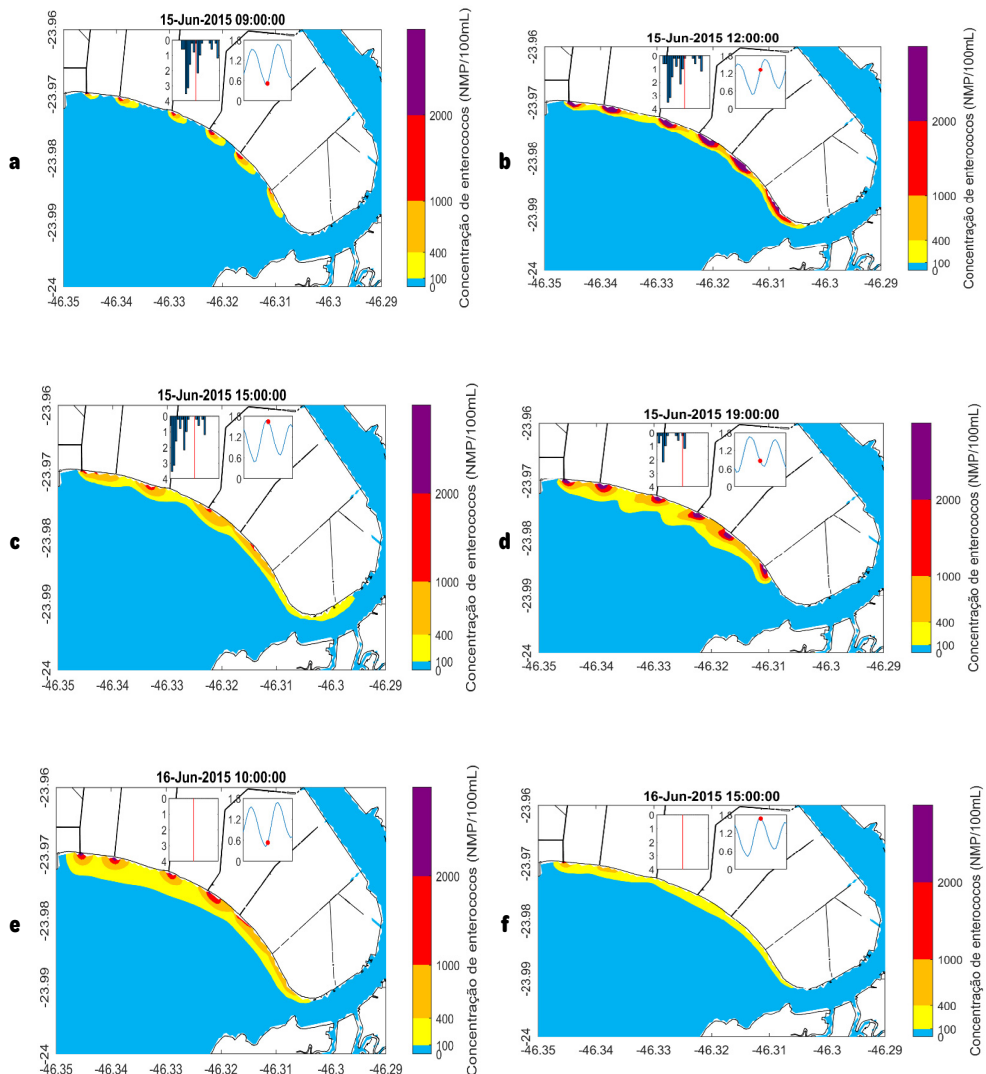


Figura 5 – Resultados do modelo de qualidade da água para a concentração de enterococos (NMP/100ml, conforme escala de cores) nos seguintes instantes: a) 15/06/2015 às 09h (hora local); b) 15/06/2015 às 12h; c) 15/06/2015 às 15h; d) 15/06/2015 às 19h; e) 16/06/2015 às 10h; f) 16/06/2015 às 15h. Os gráficos no interior das figuras representam a precipitação em (mm/h, à esquerda) e a elevação do nível do mar (m, à direita) em um ponto na Baía de Santos, com os respectivos instantes em vermelho.

Fonte: Elaborada pelos autores.

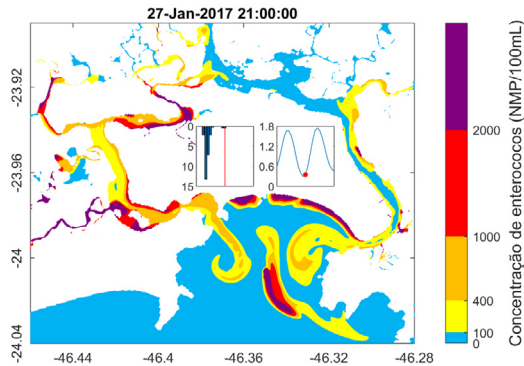


Figura 6 – Resultados do modelo de qualidade da água para a concentração de enterococos (NMP/100ml, conforme escala de cores) em 27/01/2017 às 21h. Os gráficos no interior das figuras representam a precipitação em (mm/h, à esquerda) e a elevação do nível do mar (m, à direita) em um ponto na Baía de Santos, com o instantes em vermelho.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Nas simulações de previsão para Baía de Santos, os resultados *hindcast* (com dados medidos de precipitação) superaram os *forecast* (com previsão meteorológica), como esperado. Entre os quatro cenários testados, o cenário B, com 75% do canal reservado para amortecimento e captação média nos interceptores, teve desempenho ligeiramente superior.

Nas praias de Santos a acurácia nos cenários *hindcast* (*forecast*) variou entre 0,91 e 0,93 (0,81 e 0,87), o índice de sucesso [IS] variou entre 0,76 e 0,78 (0,66 e 0,67). Levando em conta apenas o *hindcast*, o cenário A foi mais conservativo, com maior taxa de acerto (0,76), porém com maior taxa de falso alarme (0,07), nesse sentido, este cenário tendeu a superestimar as concentrações, com viés de 1,18; no outro extremo, o cenário D tendeu a subestimar as concentrações (viés de 0,82); estatisticamente o cenário B apresentou os melhores resultados em geral, viés mais próximo a 1 (1,02) e maior valor de índice de sucesso (0,78).

Bedri *et al.* (2014) desenvolveram um sistema integrado para monitorar a qualidade da água na costa da Irlanda, com acurácia de 0,77 usando a chuva prevista, e 0,95 usando a chuva medida. Garcia-Alba *et al.* (2020) simularam a concentração de *E. coli* em um estuário da Espanha com modelo determinístico e redes neurais artificiais (ANN), obtendo acurácia variando de 0,73 a 1,00. Feng *et al.* (2015) simularam a concentração de enterococos na praia de Hobie, EUA, com um modelo de balanço de massa [MB] e um modelo de regressão linear múltipla [MLR], obtendo acurácia de 0,69[MB] e 0,65[MLR] com amostras coletadas durante a noite e o dia, e 0,72[MB] e 0,76[MLR] com amostras apenas durante o dia. Chan *et al.* (2012) alcançaram precisão de 81 a 91% em praias de Hong Kong com modelo 3D.

Weiskerger e Phanikumar (2020) revisaram modelos determinísticos para indicadores fecais, destacando que muitos incorporam mortalidade, radiação solar e sedi-

mentação, podendo prever até 87% da variação observada, alguns modelos preveem de forma mais confiável do que outros. Entretanto, ainda há espaço para melhorias desses modelos no que diz respeito às parametrizações.

Jin, Englande Jr. e Liu (2003) estudaram o impacto da chuva na qualidade da água no Lago Pontchartrain, EUA, observando que o escoamento das águas pluviais contribuiu com uma carga microbiana significativa para as águas do lago, com reduções significativas nas concentrações após dois a três dias dos eventos de precipitação elevada. De acordo com os autores, as subestimativas nas concentrações simuladas podem estar associadas à ressuspensão do sedimento e à reintrodução dos organismos indicadores de volta à coluna de água.

De Oliveira e Pinhata (2008) encontraram altas concentrações de enterococos na areia seca e úmida das praias do Gonzaguinha e do Itararé, indicando contaminação fecal de origem humana, refutando assim a teoria de que a origem da maior contaminação nessas praias é oriunda de outros animais de sangue quente, como cachorros.

O modelo neste estudo utilizado negligenciou o processo de sedimentação/ressuspensão desses micro-organismos, um aspecto que precisa ser melhor investigado. Porém, considerou os processos de mortalidade (decaimento) e inativação por radiação solar, assumindo uma variação horária cíclica ao longo do dia. No entanto, não foram consideradas as variações que podem ocorrer devido às condições de temperatura, salinidade e radiação solar, ou mesmo diferentes condições de radiação na água em função da concentração de sedimentos (Nevers;Boehm, 2010; Whitman *et al.*, 2010; Weiskerger; Phanikumar, 2020).

A maioria dos modelos usados para simular a mortalidade das bactérias indicadoras de contaminação fecal em função da radiação, temperatura da água e salinidade foram desenvolvidos para simular a concentração de *E. coli* (Canteras *et al.* 1995, Chapra, 1997). Para enterococos, ainda não foi incorporado um algoritmo no código do MOHID. No entanto, Sagarduy *et al.* (2019) propuseram um algoritmo para simular o decaimento do enterococos nos modelos determinísticos. Considerando os resultados obtidos pelos autores, provavelmente, o modelo de qualidade de água implantado para este estudo está superestimando o T_{90} , e consequentemente as concentrações, para condições de alta radiação solar e maior temperatura da água.

O modelo de qualidade de água do presente estudo é um modelo 2DH, assim, os resultados das concentrações de enterococos são médias na coluna d'água. Para a região das praias, rasa e com influência da ação das ondas, é provável que as concentrações sejam homogêneas na vertical. Entretanto, em outras regiões, principalmente no interior do estuário, sujeitas a maiores variações de salinidade e descargas dos rios, a coluna d'água pode ter estratificação em condições de maior precipitação e consequentemente maior vazão dos rios (Seiler *et al.*, 2020). Assim, descargas de enteroco-

cos lançadas nessas regiões, sobretudo nos eventos de maior precipitação, tendem a se misturar menos na coluna d'água, assim a concentração na superfície e posteriormente a concentração que chega às praias, especialmente as localizadas na Baía de São Vicente, também tende a ser maior.

Apesar das incertezas (previsão de precipitação, horário das amostragens de água, fontes de contaminação, vazão dos canais afluentes às praias, operação das comportas) e limitações (não considera ressuspensão, T_{90} sem incluir todos os processos envolvidos, modelo 2D), o modelo implantado conseguiu reproduzir de maneira satisfatória os eventos que comprometem a qualidade da água para fins de balneabilidade na região das praias estudadas, apresentaram boa concordância com os dados medidos e com indicadores superiores aos obtidos pela maioria dos estudos citados anteriormente.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os picos de concentração de enterococos em todas as praias estudadas estiveram associados aos eventos de precipitação, com exceção da Ponta da Praia, e, principalmente das praias da Baía de São Vicente. Essas regiões também foram influenciadas pelas descargas contínuas que chegam a essas praias pela circulação ocasionada pela maré. As plumas que passam pela Baía de São Vicente, oriundas do interior do estuário, chegam à Baía de Santos, mas devido à circulação, à diluição e ao decaimento, não chegam às praias localizadas nessa baía.

Apesar das incertezas (previsão de precipitação, horário das amostragens de água, fontes de contaminação, vazão dos canais afluentes às praias, operação das comportas) e simplificações assumidas (não considera ressuspensão, T_{90} sem incluir todos os processos envolvidos, modelo 2D), o modelo implantado conseguiu reproduzir de maneira satisfatória os eventos que comprometem a qualidade da água para fins de balneabilidade na região das praias estudadas, apresentaram boa concordância com os dados medidos e com indicadores superiores aos obtidos pela maioria dos estudos citados anteriormente. Assim podendo ser incorporado como um sistema de previsão e fornecer informações para a efetiva proteção à saúde pública.

REFERÊNCIAS

- BENNETT, Neil D., *et al.* Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, v. 40, p. 1-20, 2013.
- BEDRI, Zeinab *et al.* An integrated catchment-coastal modelling system for real-time water quality forecasts. *Environmental Modelling & Software*, v. 61, p. 458-476, 2014.
- BOEHM, Alexandria B. *et al.* Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 18, p. 3885-3892, 2002.

- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre os critérios de balneabilidade em águas. *Diário Oficial da União*: República Federativa do Brasil, poder Executivo, Brasília, DF, nº 18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71.
- BRAUNSCHWEIG, Frank *et al.* The object-oriented design of the integrated modelling system MOHID. *Computational Methods in Water Resources International Conference*, Chapel Hill, North Carolina, USA. 2004.
- BYAPPANAHALLI, Muruleedhara N. *et al.* Enterococci in the environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, v. 76, n. 4, p. 685-706, 2012.
- CETESB. Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo 2015. São Paulo: CETESB, 2016. 188p + Apêndices.
- CHAN, Shirley N.; THOE, Wai; LEE, Joseph Hun Wei. Real-time forecasting of Hong Kong beach water quality by 3D deterministic model. *Water research*, v. 47, n. 4, p. 1631-1647, 2013.
- CHAPRA, Steven C. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering (USA), 1997.
- CODESP. *EIA-RIMA da Dragagem de aprofundamento do canal e bacias de evolução do Porto Organizado de Santos*, 2008.
- COSTA, Carine GR *et al.* An operational forecasting system for physical processes in the Santos-Sao Vicente-Bertioga Estuarine System, Southeast Brazil. *Ocean Dynamics*, v. 70, n. 2, p. 257-271, 2020.
- DE OLIVEIRA, Ana Julia Fernandes Cardoso; PINHATA, Juliana Maira Watanabe. Antimicrobial resistance and species composition of *Enterococcus* spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. *Water research*, v. 42, n. 8-9, p. 2242-2250, 2008.
- FENG, Zhixuan *et al.* A predictive model for microbial counts on beaches where intertidal sand is the primary source. *Marine pollution bulletin*, v. 94, n. 1-2, p. 37-47, 2015.
- FENG, Lan; SUN, Xiang; ZHU, Xiaodong. Impact of floodgates operation on water environment using one-dimensional modelling system in river network of Wuxi city, China. *Ecological Engineering*, v. 91, p. 173-182, 2016.
- FEWTRELL, Lorna; KAY, David. Recreational water and infection: a review of recent findings. *Current environmental health reports*, v. 2, n. 1, p. 85-94, 2015.
- HARARI, Joseph *et al.* Numerical Modeling of the Hydrodynamics in the Coastal Area of Sao Paulo State Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 39:1560-1563, 2006.
- HARARI, Joseph *et al.* 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, 2013.
- HIRAI, Fabio M.; PORTO, Monica F. do A. Metodologias de previsão de balneabilidade e sua aplicação na gestão da qualidade da água destinada à recreação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, p. 339-345.

- HUSSEN HAJJAJ, Sami Salama *et al.* Utilizing the internet of things (IoT) to develop a remotely monitored autonomous floodgate for water management and control. *Water*, v. 12, n. 2, p. 502, 2020.
- HWANG, Jin Young *et al.* Hydrodynamic and water quality modeling for gate operation: A case study for the Seonakdong River basin in Korea. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 18, n. 1, p. 73-80, 2014.
- ISPRA. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Dipartimento Tutela delle Acque Interne e Marine. *Valutazione dell'impatto di inquinanti sulle acque di balneazione tramite l'utilizzo di metodi numerici*. Itália. 2010. Disponível em <http://www.isprambiente.gov.it/it>. Acesso em: 08 nov. 2016.
- JIN, Guang; ENGLANDE JR, A. J.; LIU, A. A preliminary study on coastal water quality monitoring and modeling. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 38, n. 3, p. 493-509, 2003.
- LAMPARELLI, Claudia Condé; NERY, Dario. Estudo da Influência da implantação de Emisários Submarinos na Qualidade das Praias. *Anais do 18º Simpósio Nacional de Estatística*. Águas de São Pedro, 2008.
- LAMPARELLI, Claudia Condé *et al.* Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: a cohort study of beach goers in Brazil? *Water research*, v. 87, p. 59-68, 2015.
- LEITÃO, P. *et al.* Modelling the main features of the Algarve coastal circulation during July 2004: A downscaling approach. *Journal of Atmospheric & Ocean Science*, v. 10, n. 4, p. 421-462, 2005.
- NEVERS, Meredith B.; BOEHM, Alexandria B. Modeling fate and transport of fecal bacteria in surface water. *The fecal bacteria*, p. 165-188, 2010.
- RIBEIRO, Renan B. *et al.* Sistema de previsão da qualidade das águas balneares como ferramenta de gestão. *Anais do 13º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa*. Porto, 2017.
- RIBEIRO, Renan B. *et al.* Influência do escoamento de águas pluviais na balneabilidade das praias em Santos, Brasil. *Anais do IX Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa*. Lisboa, 2019a.
- RIBEIRO, Renan B. *et al.* First approach of a storm surge early warning system for Santos region. In: *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, Cham, 2019b. p. 135-157.
- ROVERSI, Fernando; ROSMAN Paulo C. C.; HARARI, Joseph. Análise da renovação das águas do Sistema Estuarino de Santos usando modelagem computacional. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 3, p. 566-585, 2016.
- RUIZ, Matheus S. *et al.* Numerical modelling of storm tides in the Estuarine System of Santos, São Vicente and Bertioga (SP, Brazil). *Regional Studies in Marine Science*, v. 44, p. 101791, 2021.

- SAMPAIO, Alexandra F. P.; HARARI, Joseph. Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental. In: JACOBI, Pedro R. (Org.). *Novos paradigmas, práticas sociais e desafios para a governança ambiental*. 1ed. São Paulo: Annablume, 2012, v. 1, p. 83-116.
- SCHAEFER, Joseph T. The critical success index as an indicator of warning skill. *Weather and forecasting*, v. 5, n. 4, p. 570-575, 1990.
- SEILER, Lilian *et al.* Three-dimensional hydrodynamic modeling of the Santos-São Vicente-Bertioga estuarine system, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 37, p. 101348, 2020.
- SINGH, Vijay P.; WOOLHISER, David A. Mathematical modeling of watershed hydrology. *Journal of hydrologic engineering*, v. 7, n. 4, p. 270-292, 2002.
- USEPA. *Predictive tools for beach notification volume I: review and technical protocol*. United States Environmental Protection Agency, 2010. 71p.
- WADE, Timothy J. *et al.* Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental health perspectives*, p. 24-28, 2006.
- WEISKERGER, Chelsea J.; PHANIKUMAR, Mantha S. Numerical Modeling of Microbial Fate and Transport in Natural Waters: Review and Implications for Normal and Extreme Storm Events. *Water*, v. 12, n. 7, p. 1876, 2020.
- WHO. *Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters*. World Health Organization, 2003.
- WHITMAN, Richard L. *et al.* Physical and biological factors influencing environmental sources of fecal indicator bacteria in surface water. *The fecal bacteria*, p. 111-134, 2010.
- WMO (World Meteorological Organization). *Recommendations for the verification and inter-comparison of QPFs and PQPFs from operational NWP models: Revision 2*. WMO/TD-No.1485, WWRP 2009-1, 37 pp. Disponível em http://www.wmo.int/pages/prog/arep/wwrp/new/documents/WWRP2009-_web_CD.pdf.
- ZHANG, Yongyong *et al.* Water quantity and quality optimization modeling of dams operation based on SWAT in Wenyu River Catchment, China. *Environmental monitoring and assessment*, v. 173, n. 1-4, p. 409-430, 2011.