



SISTEMA DE PREVISÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS BALNEARES COMO FERRAMENTA DE GESTÃO

Renan, RIBEIRO¹; Alexandra, SAMPAIO²; José, LEITÃO³, Paulo, LEITÃO⁴, João
RODRIGUES⁵

¹ Biólogo. Mestre em Ciência Ambiental; Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas da Universidade Santa Cecília
Rua Oswaldo Cruz, 277, Santos-SP, Brasil; renanribeiro@unisanta.br, Telefone: +55 13 3202-7100

² Eng^a. Civil. Mestre em Ciência Ambiental; Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas; canastra@unisanta.br

³ Eng. Civil, Ph.D. Mecânica; Hidromod; Rua Rui Teles Palhinha, N^o 4, Piso1, Porto Salvo, Portugal
jcleitao@hidromod.com, Telefone: +351 218 486 014

⁴ Eng. Civil, Ph.D. Ambiente; Hidromod; paulo.chambel@hidromod.com

⁵ Meteo. Ocean., Mestre em Meteorologia e Oceanografia Física; Hidromod; joao.rodrigues@hidromod.com

Resumo

Em diversas regiões costeiras tem-se buscado a minimização dos riscos à saúde humana associados as más condições de balneabilidade das praias, nesse sentido os modelos preditivos são uma ferramenta importante para gestão balnear. Nesta comunicação é apresentado um sistema de previsão da qualidade das águas nas praias de uma importante região costeira do Brasil. A implementação e manutenção deste tipo de sistema implicam na existência de uma infraestrutura complexa, suportada pela plataforma informática AQUASAFE, que é responsável pela importação e formatação adequada de diferentes fontes de dados, pela automatização do funcionamento de diferentes modelos de previsão e pela geração de relatórios e alertas. O sistema de previsão implementado representa de maneira satisfatória os principais processos que implicam na má qualidade da água das praias da Baía de Santos, com acurácia de 93% para as praias de Santos, porém com resultados razoáveis para as praias da Baía de São Vicente, havendo a necessidade de melhoria na quantificação das fontes de poluição nessa região. Atualmente este sistema fornece uma previsão de três dias para a concentração do indicador microbiológico de contaminação fecal (enterococos), e os resultados são disseminados de maneira eficaz para três atores principais, podendo assim auxiliar na tomada de decisão dos gestores e banhistas quanto à utilização da água para recreação.

Palavras-chave: qualidade da água, balneabilidade, previsão, modelagem, ferramenta de gestão.

Tema: Gestão costeira de recursos hídricos e turismo.

1. INTRODUÇÃO

Segundo Kay et al. (2004), nas orientações para águas recreativas seguras da Organização Mundial de Saúde há duas abordagens centrais definidas como ferramentas de gestão: a primeira, como ferramenta central, está relacionada ao conceito de classificação da praia, baseado na avaliação da qualidade microbiológica e inspeção sanitária, 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.

Em diversas regiões costeiras tem-se buscado a minimização dos riscos à saúde humana associados às más condições de qualidade microbiológica das águas através de melhores métodos de monitoramento e gestão.

Novas metodologias para detecção rápida de indicadores de contaminação fecal vêm sendo utilizadas com o intuito aprimorar esse monitoramento, como apresentado nos trabalhos de Wade et al. (2010) e Boehm et al. (2015). Entretanto por serem mais onerosas ainda não estão muito difundidas na gestão balnear de praias em países em desenvolvimento.

Além destas metodologias, outra ferramenta importante para auxiliar na gestão da qualidade das águas balneares são os modelos determinísticos preditivos. Estes são baseados em representações matemáticas dos processos que afetam a densidade das bactérias indicadoras de contaminação fecal, de modo a prever as condições em que os limites de qualidade da água balnear são ultrapassados. Eles incluem desde técnicas mais simples até técnicas mais complexas de modelagem (USEPA, 2010). Com relação às aplicações utilizando essa ferramenta de previsão, destaca-se o trabalho de Chan et al. (2012), no qual os autores desenvolveram um modelo 3D determinístico para sete praias de Hong Kong. Bedri et al. (2014) desenvolveram um modelo determinístico para a previsão da concentração de *Escherichia coli* em uma região costeira da Irlanda, através de uma abordagem integrada, simulando os processos relacionados à escala da bacia hidrográfica até a região costeira.

Nesta comunicação será apresentado um sistema de previsão da qualidade microbiológica das águas nas praias de uma importante região costeira do Brasil (Baías de Santos e de São Vicente), onde residem aproximadamente 790 mil pessoas, e também muito frequentada por turistas.

2. OBJETIVO

O objetivo do trabalho foi desenvolver um sistema de previsão da qualidade das águas balneares para as praias da região de Santos, materializado na plataforma AQUASAFE, que permite gerir de forma automática serviços de previsão de alta resolução como ferramenta de gestão.

3. REGIÃO DO ESTUDO

A região de estudo está localizada no litoral central do Estado de São Paulo, no Brasil, precisamente na Baía de São Vicente e na Baía de Santos. Estas são baías semifechadas, a primeira recebe a contribuição das águas de um canal estuarino, o Canal dos Barreiros, e está

conectada à Baía de Santos, que por sua vez recebe a contribuição das águas da própria Baía de São Vicente, de um canal estuarino principal, o Canal de Santos e também a contribuição das águas e correntes da área costeira adjacente, além da descarga de diversos canais de drenagem urbana com comportas em suas extremidades (Figura 1). Ambas as baías estão inseridas em um complexo sistema estuarino, assim, a circulação nessa região é influenciada por diversos fatores, como maré, descargas de rios, contribuições de canais de drenagem urbana e correntes costeiras.

Na Baía de São Vicente três praias, localizadas no município de mesmo nome, são monitoradas semanalmente pelo órgão ambiental (CETESB). Na Baía de Santos as três praias do município de São Vicente e as sete praias do município de Santos também são monitoradas semanalmente pelo órgão ambiental, entretanto o município de Santos também realiza adicionalmente dois monitoramentos por semana em cada uma de suas sete praias.

Segundo a estimativa populacional do IBGE para o ano de 2015, somadas, a população desses municípios chega a aproximadamente 790 mil habitantes. Além disso, sobretudo nos meses de férias de verão, feriados e nos finais de semana, essa população aumenta em função dos turistas que buscam a recreação oferecida pelas praias.

De acordo com o órgão ambiental (CETESB, 2016), no município de Santos, em 2015, seis das sete praias monitoradas foram classificadas com balneabilidade anual péssima, ou seja, impróprias em mais de 50% do tempo, e uma praia como ruim (impróprias entre 25% e 50% do tempo), permanecendo como próprias para o banho entre 35% do tempo (Praia do José Menino) e 60% do tempo (Praia da Aparecida). No município de São Vicente, um terço das praias localizadas na Baía de Santos foi classificada como péssima e dois terços como ruim, permanecendo como próprias para o banho entre 31% do tempo (Praia da Divisa) e 62% do tempo (Praia do Itararé – Posto 2); já as praias localizadas na Baía de São Vicente apresentaram uma situação mais crítica, sendo todas classificadas como péssimas e permanecendo como próprias para o banho entre 2% do tempo (Praia do Gonzaguinha) e 8% do tempo (Prainha).

4. SISTEMA DE PREVISÃO

Três componentes principais constituem o sistema de previsão da qualidade das águas balneares: (i) um modelo simplificado de chuva-vazão para simular o escoamento das águas pluviais na região urbana mais adensada, este acoplado a (ii) um modelo hidrodinâmico costeiro integrado a um modelo de qualidade de água considerando o decaimento do indicador de contaminação fecal, a concentração de enterococos, e (iii) a plataforma AQUASAFE, responsável por coletar e armazenar uma grande quantidade de dados em tempo real e resultados de modelos externos, executar os modelos numéricos de alta resolução em modo operacional e disseminar os resultados através de diversos formatos.

4.1. Modelo chuva-vazão

O escoamento das águas pluviais é a principal fonte de poluição de patógenos microbianos para a região das praias, particularmente em áreas urbanas onde o grau de impermeabilidade do solo é elevado (Mallin et al., 2000), na região de estudo este fato não é diferente (Harari et

al., 2013). Nesse sentido, para quantificar esse escoamento e devido a lacunas de informações detalhadas do sistema de drenagem, optou-se por implantar um modelo de chuva-vazão simplificado 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, conforme apresentado na Figura 2. Para cada uma das microbacias foi considerado um ponto de descarga, com exceção de uma bacia que drena suas águas para o interior de outra bacia, totalizando assim 28 pontos de descarga. A vazão em cada um desses pontos foi calculada com base na precipitação através da seguinte equação:

$$Q_{t_{escoamento}} = C \cdot \frac{I_t}{1000} \cdot A \quad (1)$$

$Q_{t_{escoamento}}$ = vazão do escoamento superficial no instante t, em m³/t.

C = coeficiente de escoamento, neste caso considerado 1.

I_t = precipitação acumulada do instante t, em mm/t.

A = área da bacia, em m².

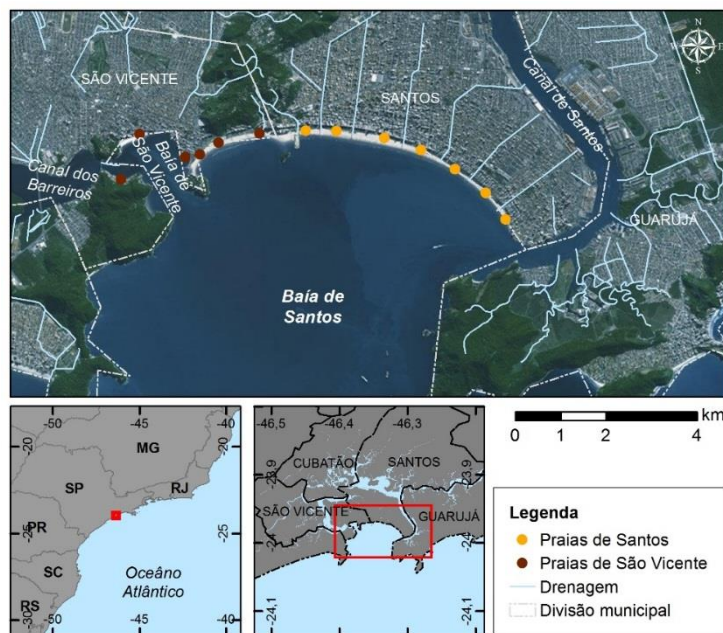


Figura 1. Área de estudo com a localização das Baías de Santos e de São Vicente e das praias monitoradas em Santos (em laranja) e em São Vicente (em marrom)

Este modelo está operacional desde dezembro de 2016 e é executado uma vez ao dia. São utilizados dois conjuntos de informações distintas de precipitação para o cálculo da vazão. O primeiro conjunto é baseado nos dados coletados em tempo real por 35 pluviômetros (udômetros) do CEMADEN (Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais), sendo que para considerar a variabilidade espacial da chuva os dados dos vários pluviômetros são interpolados em uma matriz 2D regular, obtendo-se assim a precipitação média no ponto central da bacia de drenagem. O segundo conjunto é baseado nos resultados de previsão do modelo meteorológico GFS da NOAA de 0,25°. Nesse sentido, duas fontes de

informação de vazão do escoamento superficial são obtidas, uma com base nos dados coletados (*hindcast*) e outra com base nas previsões do modelo meteorológico (*forecast*).

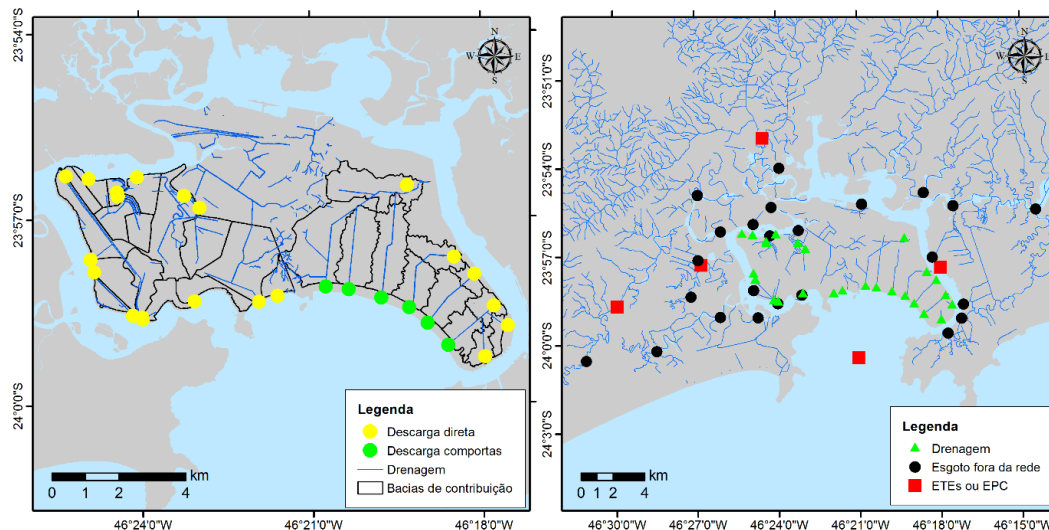


Figura 2. Rede de drenagem e respetivas bacias de contribuição para as áreas insulares do município de São Vicente e Zona Leste de Santos (à esquerda). À direita, localização dos pontos de descarga utilizados no modelo de qualidade da água, oriundas de ETEs (ETARs) ou EPC, oriundas de regiões não ligadas a rede de esgoto e oriundas da rede de drenagem.

Na grande maioria dos pontos de descarga, a vazão do escoamento superficial calculada foi considerada como a vazão afluente à região estuarina ou às praias, com exceção das descargas localizadas nos canais de drenagem de Santos que afluem para as praias por meio de um sistema de comportas (ver Figura 2). Neste caso, para obter a vazão afluente às praias, e devido à incerteza de informações detalhadas do sistema de drenagem, do sistema de abertura e fechamento das comportas em tempo real, de informações sobre a captação de água no interior dos canais pelo interceptor oceânico e direcionada a EPC de Santos e consequentemente ao emissário submarino, ou mesmo de informações relacionadas às regras de operação das comportas, foi considerada uma abordagem baseada nas seguintes equações (2 e 3).

$$\begin{cases} Q_{mar} = Q_{escoamento} - Q_{emissário} \wedge V_{canal}(t) > V_{critic} \\ Q_{mar} = 0. \wedge V_{canal}(t) \leq V_{critic} \end{cases} \quad (2)$$

Q_{mar} = vazão afluente às praias, em m^3/s .

$Q_{escoamento}$ = vazão do escoamento superficial, em m^3/s .

$Q_{emissário}$ = vazão captada através do interceptor oceânico e direcionada para o emissário submarino, em m^3/s .

V_{critic} = Volume crítico ou volume disponível para amortecer a vazão de escoamento, em m^3 .

$V_{canal}(t)$ = Volume do canal do instante t, em m^3 . Calculado com base na seguinte equação:

$$V_{canal}(t + \Delta t) = V_{canal}(t) + \Delta t \cdot \left(Q_{escoamento} - Q_{emissário} - Q_{mar} \right) \quad (3)$$

Através desta abordagem, a abertura da comporta, ou seja, a vazão afluyente às praias, ocorre apenas quando o volume do canal (V_{canal}) é superior a um volume crítico (V_{critic}). Esse volume crítico foi obtido com base no volume total de cada canal de drenagem (considerando uma área média e comprimento do canal na bacia). Devido à incerteza de se estabelecer em modo operacional, o volume disponível para amortecer a vazão de escoamento, bem como prever a vazão a ser direcionada pelo interceptor oceânico para a EPC, foram estabelecidos 4 cenários:

- Cenário A. 50% do canal disponível e captação frequente nos interceptores;
- Cenário B. 75% do canal disponível e captação frequente nos interceptores;
- Cenário C. 50% do canal disponível e captação máxima nos interceptores;
- Cenário D. 75% do canal disponível e captação máxima nos interceptores.

4.2. Modelo hidrodinâmico e de qualidade da água

Foi implementado um conjunto de modelos numéricos hidrodinâmicos para simular e prever a circulação na região de estudo com base na técnica de *downscaling*. Esta técnica consiste na transferência de informação de modelos de larga escala para modelos de escala local, assim a circulação é simulada não só considerando efeitos locais, como por exemplo os efeitos da geomorfologia de fundo, mas também efeitos de larga escala, ex.: maré meteorológica. Para tal, foi utilizado o sistema de modelos MOHID e um conjunto de quatro grades numéricas encaixadas utilizando metodologia similar a Leitão et al. (2005), maiores detalhes dessa implantação, calibração e validação do modelo hidrodinâmico são descritas em Ribeiro et al. (2015) e Ribeiro et al. (2016).

Para o modelo de qualidade da água, foi utilizada a mesma grade numérica do último nível do modelo hidrodinâmico (Level 4), com resolução de $0,0005^\circ$ (~50m) com 432x416 pontos de cálculo. A concentração de enterococos foi utilizada como indicador da contaminação fecal e consequentemente indicador da qualidade da água para banho (balneabilidade). Esse indicador é utilizado pelo órgão ambiental desde o ano de 2004. Para simular seu decaimento, foi imposto uma variação horária de T_{90} , baseado no trabalho de trabalho de Pommepuy (2005 em ISPRA, 2010), no qual foram obtidos valores de T_{90} de 15 horas para condições de céu claro e de 70 horas para condições de céu nublado. Para representar a variação horária do T_{90} , estes valores foram interpolados com base nos resultados de Wallis (1977 em ISPRA, 2010).

Como forçantes no modelo de qualidade de água, foram utilizadas as descargas de esgoto *in natura* baseados no estudo do nível de atendimento sanitário na região (Sampaio et al., 2016), a vazão e concentração dos efluentes domésticos tratados, a vazão climatológica e as concentrações de indicadores microbiológicos nos rios, canais naturais e canais afluentes às praias da região, totalizando assim 58 descargas, a Figura 2 e a Tabela 1 apresentam a localização e um resumo dessas descargas.

Para validação dos resultados obtidos com o modelo foram utilizados os dados de concentração de enterococos coletados semanalmente em seis praias localizadas em São Vicente e coletados três vezes na semana nas praias de Santos (Figura 1), foram contabilizados o número de acertos (Modelo e Dado > limite da legislação), corretos negativos

(M e D < limite), erros (M < limite < D) e falsos positivos (M > limite > D), sendo o limite estabelecido pela legislação de 400 NMP/100ml de enterococos. Baseado nessas métricas foram calculados alguns índices propostos por Bennett et al. (2013).

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

TIPO	NÚMERO DE DESCARGAS	VAZÃO CONSIDERADA	CONCENTRAÇÃO DE ENTEROCOCOS
ETEs ou EPC	6	Climatológica para cada ETE ou EPC, com variação horária e mensal.	Fixa para cada uma das descargas.
Esgoto fora da rede	24	Fixa no tempo para cada descarga, baseada no número de habitantes.	Fixa para todas descargas 4,67 x 10 ⁶ NMP/100ml.
Drenagem	28	Variável no tempo, baseada na precipitação, calculada pelo modelo de drenagem.	Fixa para todas descargas 1 x 10 ⁵ NMP/100ml.

4.3. A plataforma AQUASAFE

A plataforma AQUASAFE é baseada numa filosofia Cliente-Servidor sendo assim composta por duas componentes principais: AQUASAFE *server* e AQUASAFE *client*. A primeira permite armazenar e indexar dados gerados internamente pelo sistema (modelos) ou através de ligações externas (e.g. FTP, Open DAP, *web services*). Além do papel de distribuidor de dados permite agendar uma grande diversidade de tarefas como correr modelos, criar relatórios, distribuir informações seja via email ou mesmo *web services*. A segunda componente, o cliente, permite a administração do sistema por parte do utilizador, além do acesso ao servidor para a interpretação e visualização dos resultados de forma interativa seja através de plataforma Desktop, web ou mobile. Atualmente existem aplicações desta plataforma focadas em simulação das trajetórias de derrames de hidrocarbonetos bem como em operações portuárias (Leitão et al., 2013; Leitão et al., 2016).

A presente implantação da plataforma AQUASAFE teve o objetivo inicial de fornecer previsões da qualidade das águas balneares, entretanto durante o decorrer da implantação, também foi dado um enfoque na operação portuária, e na previsão de eventos meteoceanográficos extremos para auxílio à defesa civil, devido ao elevado acerto das previsões de alta resolução de ondas, níveis e correntes obtidas.

Maiores detalhes desta implantação são apresentados por Leitão et al. (2015) e Ribeiro et al. (2016). No que diz respeito ao sistema de previsões da qualidade das águas balneares, a plataforma faz o *download* periódico dos modelos externos com escala global/regional (GFS da NOAA e o modelo hidrodinâmico do CMEMS) que são utilizados como forçantes do modelo hidrodinâmico, o resultado de precipitação do modelo GFS também serve como forçante para o modelo de chuva-vazão que também utiliza os dados de precipitação local coletados por diversos pluviômetros do CEMADEN. Esses dois modelos fornecem informações das descargas, nível e correntes para o modelo de qualidade de água. Também periodicamente é realizado o *download* de dados em tempo-real de estações oceanográficas e de resultados laboratoriais de qualidade das águas nas praias, que são utilizados para validar os modelos numéricos e emitir relatórios de previsão (Figura 3).

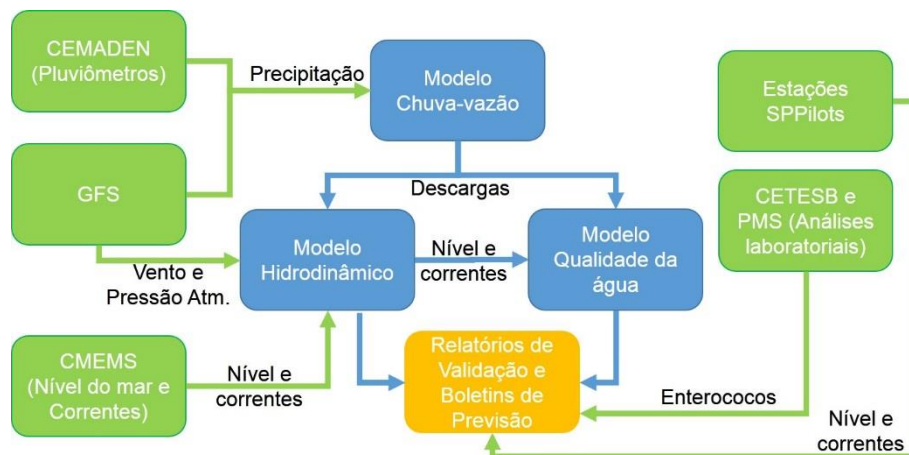


Figura 3. Cadeia de processos executados pela Plataforma AQUASAFE para a previsão da qualidade das águas balneares na região de Santos. Obtenção de dados e resultados de modelos de fontes externa, em verde, modelos operacionais, em azul, e disseminação de resultados em laranja.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do modelo de chuva-vazão foram comparados de forma qualitativa, uma vez que não há medição de vazão nos canais de drenagem, com as informações de abertura de comporta (Figura 4). Considerando que não há regras de operação das comportas e a sua abertura acontece de acordo com a sensibilidade do operador, no geral essa abordagem reproduziu a maior parte dos eventos de abertura durante o período analisado e em alguns casos simulou uma vazão que provavelmente não aconteceu, pois não ocorreu a abertura da comporta. Os 4 cenários simularam os eventos de abertura de comporta de maneira similar, a diferença entre eles foi o instante de início da vazão (abertura da comporta) e a vazão total afluyente à praia no período da abertura. No cenário A as vazões foram maiores e no outro extremo, no cenário D, as vazões totais foram menores.

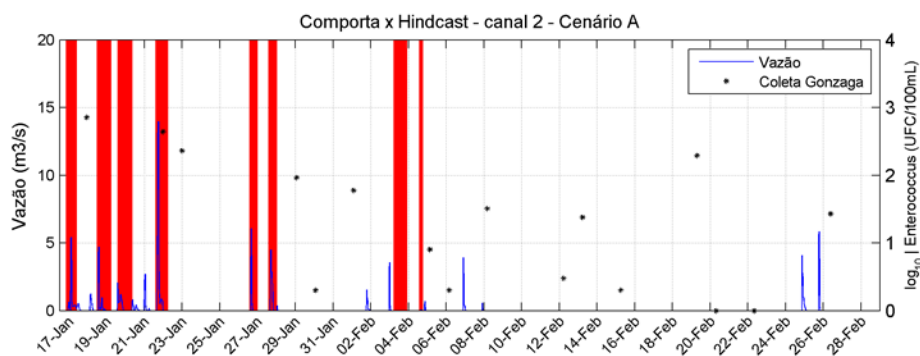


Figura 4. Comparação modelo chuva-vazão para o cenário A *Hindcast* com a abertura da comporta em um dos canais de drenagem, o Canal 2, indicada pelo preenchimento em vermelho.

O modelo hidrodinâmico representou de maneira adequada os níveis e a velocidade das correntes. Conforme descrito anteriormente, as comparações detalhadas e a validação do modelo hidrodinâmico foram apresentadas por Ribeiro et al. (2015) e Ribeiro et al. (2016).

Os resultados do modelo de qualidade da água foram comparados com os dados coletados entre o período de 17 de janeiro e 17 de junho de 2017 em 13 praias localizadas em três regiões distintas: (i) Praias de Santos (sobre influência dos canais de drenagem com comportas); (ii) Praias de São Vicente localizadas na Baía de Santos (canais sem comportas e em baía com maior circulação); e (iii) Praias de São Vicente localizadas na Baía de São Vicente (canais sem comportas e em baía com menor circulação). Devido ao fato de considerar a precipitação medida, os cenários *Hindcast* para as três regiões apresentaram melhores resultados que os respectivos cenários *Forecast* (Tabela 2).

Tabela 2. Métricas dos resultados do modelo considerando os 4 cenários das praias de Santos (A, B, C e D) e os dois conjuntos de praias de São Vicente (Baía de Santos e Baía de São Vicente), e as séries de descarga de *hindcast* (Hin) e de *forecast* (For).

Métricas e Índices	Santos								São Vicente				Variação	Valor ideal
	Cenário A		Cenário B		Cenário C		Cenário D		Baía de Santos		Baía de São Vicente			
	Hin	For	Hin	For	Hin	For	Hin	For	Hin	For	Hin	For		
N	392	392	392	385	392	378	392	378	63	63	63	63	-	-
Acertos	42	33	41	27	40	22	37	21	6	5	6	4	-	-
Falsos alarmes	23	45	15	40	16	33	8	30	13	16	6	10	-	-
Corretos negativos	314	292	322	297	321	304	329	307	43	40	37	33	-	-
Erros	13	22	14	21	15	19	18	20	1	2	14	16	-	-
Acurácia	0,91	0,83	0,93	0,84	0,92	0,86	0,93	0,87	0,78	0,71	0,68	0,59	(0-1)	1
Viés score	1,18	1,42	1,02	1,40	1,02	1,34	0,82	1,24	2,83	3,11	0,81	0,94	(0-∞)	1
Taxa de acerto	0,76	0,60	0,75	0,56	0,73	0,54	0,67	0,51	0,89	0,72	0,31	0,24	(0-1)	1
Taxa de falso alarme	0,07	0,13	0,04	0,12	0,05	0,10	0,02	0,09	0,23	0,29	0,12	0,22	(0-1)	0
Índice de Sucesso	0,78	0,67	0,78	0,67	0,77	0,67	0,76	0,66	0,79	0,68	0,45	0,38	(0-1)	1

Os melhores resultados foram obtidos na região das Praias de Santos (Índice de sucesso [IS] entre 0,76 e 0,78 para o *hindcast* e 0,66 e 0,67 para o *forecast*). 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 tende a superestimar as concentrações, com viés superior a 1 (1,18), no outro extremo o cenário D tende a subestimar as concentrações (viés de 0,82) e estatisticamente o cenário B apresentou os melhores resultados. Para as praias de São Vicente localizadas na Baía de Santos tanto o *hindcast* quanto o *forecast* tendeu a superestimar os resultados (viés de 2,81 e 3,11). Ainda assim, o índice de sucesso foi de 0,79 e 0,68, respectivamente. Nas praias localizadas na Baía de São Vicente o modelo subestimou as concentrações de enterococos, com índice de sucesso entre 0,38 e 0,45, esses valores estão na mesma ordem de grandeza dos resultados obtidos por Bedri et al. (2014), no trabalho, apesar desses indicadores reduzidos os autores afirmaram que o modelo se mostrou um preditor razoável da qualidade da água costeira.

De fato os resultados obtidos nesse trabalho para as praias da Baía de São Vicente são razoáveis, ainda havendo a necessidade de melhoria nos parametros do modelo ou ainda na quantificação das fontes de poluição. Porém, os resultados para as praias localizadas na Baía de Santos, principalmente as influenciadas pelo sistema de comportas, apresentaram boa concordância com os dados coletados e com indicadores superiores aos obtidos pelo trabalho citado acima.

No que diz respeito a disseminação, os resultados estão disponíveis via interface *Desktop* do AQUASAFE *client* (Figura 5) para três atores principais, a CETESB (órgão ambiental responsável pela classificação das praias), a SABESP (companhia de saneamento da região) e o departamento ambiental da Prefeitura de Santos, além da UNISANTA e Hidromod, responsáveis pela implantação do sistema. Os resultados também são disseminados internamente, em caráter de testes, via e-mail através de boletins de previsão (Figura 6).

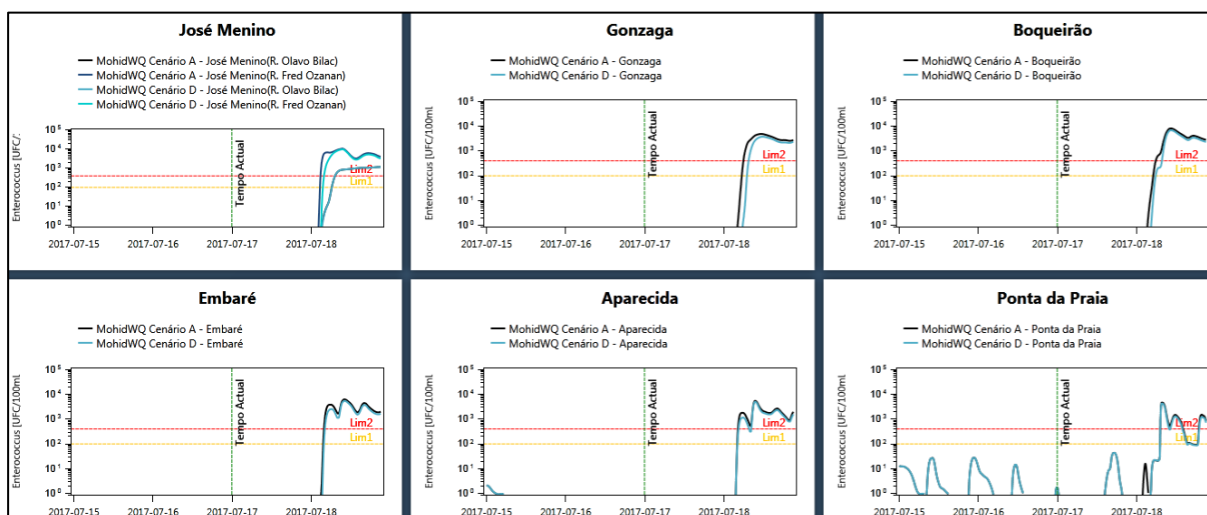


Figura 5. Exemplo de espaço de trabalho da interface *Desktop* do AQUASAFE *client*, evidenciando a previsão de má qualidade da água para as praias da cidade de Santos nos próximos dias.

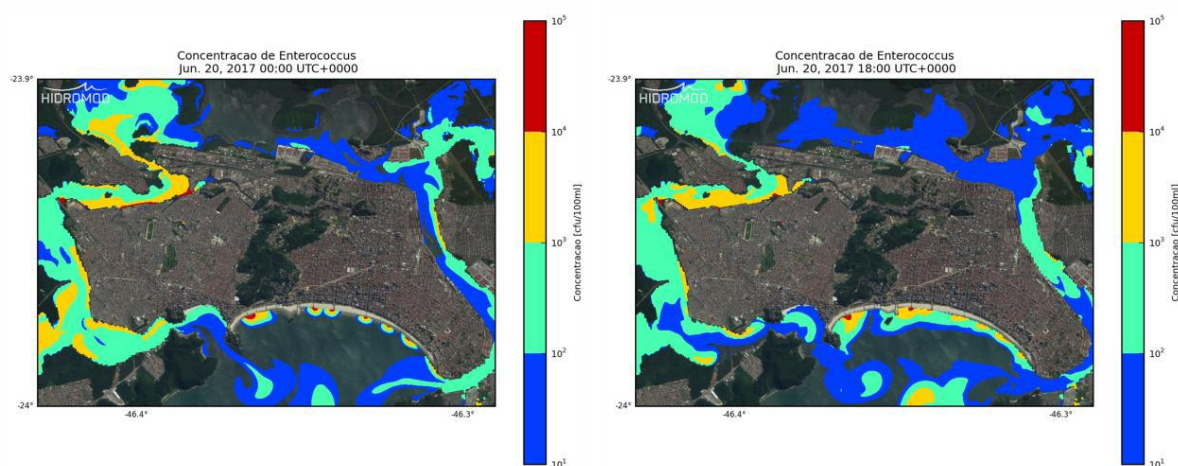


Figura 6. Exemplo de resultados com a concentração espacial de enterococos disseminados pelo boletim diário, evidenciando um evento de má qualidade da água na região das praias.

6. CONCLUSÃO

O sistema de previsão implantado representa de maneira satisfatória os principais processos que implicam na má qualidade da água das praias da Baía de Santos, principalmente as localizadas no município de Santos e podem contribuir para a gestão e tomada de decisão. A disseminação dos resultados vem ocorrendo de maneira eficiente para os atores locais. Entretanto, para que os resultados possam ser incorporados nas operações, aumentando a eficiência e segurança da informação, o sistema deve ser continuamente validado e refinado, podendo conseqüentemente fornecer melhores e mais seguras informações de saúde pública para a população.

AGRADECIMENTOS

Ao FEHIDRO (Fundo Estadual de Recursos Hídricos) pelo financiamento do projeto de implantação do sistema de previsão, projeto nº2013-BS_COB-5. A Praticagem de São Paulo, CETESB e Prefeitura de Santos pelo fornecimento dos dados para validação dos modelos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bedri, Z., Corkery, A., O'Sullivan, J. J., Alvarez, M. X., Erichsen, A. C., Deering, L. A., ... & Masterson, B. (2014). An integrated catchment-coastal modelling system for real-time water quality forecasts. *Environmental modelling & software*, 61, 458-476.

Bennett, N. D., Croke, B. F., Guariso, G., Guillaume, J. H., Hamilton, S. H., Jakeman, A. J., ... & Pierce, S. A. (2013). Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 40, 1-20.

Boehm, A. B., Soller, J. A., & Shanks, O. C. (2015). Human-associated fecal quantitative polymerase chain reaction measurements and simulated risk of gastrointestinal illness in recreational waters contaminated with raw sewage. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(10), 270-275.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (2016). *Qualidade das praias litorâneas no Estado de São Paulo 2015*. São Paulo-Brasil. 188p + Anexos.

Chan, S. N., Thoe, W., & Lee, J. H. W. (2013). Real-time forecasting of Hong Kong beach water quality by 3D deterministic model. *Water research*, 47(4), 1631-1647.

Harari, J., Ferreira, F. R., Degaspar, F. A., e Sartor, S. M. (2013). Modelagem numérica da hidrodinâmica e da dispersão de esgoto na Baía de Santos, SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18(1), 205-214.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale Dipartimento Tutela delle Acque Interne e Marine (2010). *Valutazione dell'impatto di inquinanti sulle acque di balneazione tramite l'utilizzo di metodi numerici*. Itália. Disponível em <<http://www.isprambiente.gov.it/>>. (acedido a 08 de Novembro de 2016).

- Kay, D., Bartram, J., Prüss, A., Ashbolt, N., Wyer, M. D., Fleisher, J. M., ... & Rees, G. (2004). Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters. *Water Research*, 38(5), 1296-1304.
- Leitão, P., Coelho, H., Santos, A., & Neves, R. (2005). Modelling the main features of the Algarve coastal circulation during July 2004: A downscaling approach. *Journal of Atmospheric & Ocean Science*, 10(4), 421-462.
- Leitão, J.C., Leitão, P.C., Silva, A.J.R., Galvão, P., Ribeiro J., Malhadas, M., Santos, H., Aires, E. & Costa, J.L. (2013). Sistema AQUASAFE nos Portos de Leixões e Viana do Castelo. In *Anais da 8ªs Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária*, LNEC, Portugal.
- Leitão, P., Leitão, J., Ribeiro, R., Sampaio, A., Galvão, P., Ribeiro, J., & Silva, A. (2015). Serviços de previsão de alta resolução de condições meteo-oceanográficas e de eventos de poluição costeira. In *VIII Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa*. Lisboa, Portugal.
- Leitão, J.C., Galvão, P., Leitão, P.C. & Silva, A. (2016). Operational maritime weather forecast for port access and operations using the AQUASAFE platform. In *Anais do IX PIANC-COPEDEC (Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries)*. Rio de Janeiro-RJ, Brasil.
- Mallin, M. A., Williams, K. E., Esham, E. C., & Lowe, R. P. (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological applications*, 10(4), 1047-1056.
- Ribeiro, R. B., Sampaio, A. F. P., Leitão, P., Leitão, J & Puia, H. L. (2015). Modelagem numérica operacional do nível do mar e correntes para o Estuário de Santos. In *Anais do XI Simpósio sobre Ondas, Marés, Engenharia Oceânica e Oceanografia por Satélite*. Arraial do Cabo-RJ, Brasil.
- Ribeiro, R. B., Leitão, J., Leitão, P, Puia, H. L. & Sampaio, A. F. P. (2016). Integration of high-resolution metocean forecast and observing systems at Port of Santos. In *Anais do IX PIANC-COPEDEC (Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries)*. Rio de Janeiro-RJ, Brasil.
- Sampaio, A. F. P., Cherbakian, E. H., Giordano, F., Júnior, F. C. R., & Ribeiro, R. B. (2016). Sanitation and microbiological water quality in the watershed of Santos-São Vicente Estuary. *Revista DAE*, 64(4), 64-72.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency (2010). *Predictive Tools for Beach Notification Volume I: Review and Technical Protocol*. United States Environmental Protection Agency. 71p.
- Wade, T. J., Sams, E., Brenner, K. P., Haugland, R., Chern, E., Beach, M., ... & Noble, R. (2010). Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study. *Environmental Health*, 9(66), 1-14.