

# Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales \*


## Andrés Mauricio Munar-Samboni

Investigador del Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidad Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - Brasil.  
mauriciomunar4@gmail.com  <https://orcid.org/0000-0003-2056-7234>

## Nelly María Méndez-Pedroza

Investigadora ECAPMA Zona Sur; Universidad Nacional Abierta y a Distancia - UNAD, Huila - Colombia.  
nellymendez@unad.edu.co  <https://orcid.org/0000-0003-4219-0378>

## Oscar Eduardo Valbuena-Calderón

Docente investigador ECAPMA CCAV Pitalito, Universidad Nacional Abierta y a Distancia - UNAD, Huila - Colombia.  
oscar.valbuena@unad.edu.co  <https://orcid.org/0000-0001-9149-156X>

## RESUMEN

El efecto del régimen de mareas y la descarga directa de aguas residuales en áreas estuarinas pueden incrementar los problemas de contaminación debido a la retención y transporte de cargas contaminantes. El uso de modelos matemáticos se ha convertido en una herramienta esencial para la gestión del recurso hídrico en estos ambientes. En esta investigación se modeló la incidencia del régimen de mareas y los vertimientos de aguas residuales en la calidad de agua en un ambiente estuarino urbano utilizando el modelo HEC-RAS. El modelo fue calibrado/validado utilizando el caudal medio de largo periodo (*QMLT*) y parámetros de calidad de agua medidos en campo, tales como: DBO, OD, N-O<sub>2</sub> y N-O<sub>3</sub>. Los resultados evidenciaron que los niveles de agua, caudales y parámetros de calidad de agua medidos en campo fueron bien representados por el modelo. Las simulaciones mostraron que la calidad del agua en todos los trechos aguas abajo de la PTAR se encuentran eutrofizados. Adicionalmente, el régimen de marea provoca retención y transporte de contaminantes en áreas de baja pendiente. El abordaje propuesto se constituye en una valiosa herramienta para evaluar la calidad de agua en ambientes estuarinos urbanos y áreas circundantes con incidencia de régimen mareográfico.

## PALABRAS CLAVE

Eutrofización Estuarina; HEC-RAS; Hidrodinámica Mareal; Áreas Estuarinas

Recibido: 07/05/2020 Aceptado: 15/12/2020

\* Este es un artículo Open Access bajo la licencia BY-NC-SA (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

**Cómo citar este artículo:** MUNAR-SAMBONÍ, Andrés Mauricio; MÉNDEZ-PEDROZA, Nelly María; VALBUENA-CALDERÓN, Oscar Eduardo. Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales. *Entramado*. Enero - Junio, 2021 vol. 17, no. 1, p. 302-320 <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.7285>



# Hydrodynamic and water quality modeling in an urban estuarine ecosystem with tidal incidence and sewage discharges

## ABSTRACT

The effect of the tidal regime and sewage discharge on estuarine areas can cause pollution problems, due to the retention and transport of pollutants. The use of mathematical models has become an essential tool for the water resources management in these environments. In this paper, the incidence of tidal regime and sewage discharge on the water quality of an urban estuarine ecosystem was modeled using the HEC-RAS model. The model was calibrated / validated using the medium long-term streamflow (*QMLT*) and water quality parameters measured in field, such as: BOD, DO, N-O<sub>2</sub>, N-O<sub>3</sub>. The results showed that the water level, streamflow and the water quality parameters measured in field were well represented from the model. The simulations showed that the water quality for all the sections downstream of the Wastewater Treatment Plant are eutrophied. Additionally, the tidal regime causes retention and transport of pollutants in areas of low slope. The proposed approach is a valuable tool for assessing the water quality in urban estuarine environments and surrounding areas with incidence of tidal regime.

## KEYWORDS

Estuarine Eutrophication; HEC-RAS; Tidal Hydrodynamic; Estuarine Areas

# Modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água em um ecossistema estuarino urbano com incidência da maré e descarga de esgoto

## RESUMO

O efeito do regime de marés e a descarga directa de esgoto em zonas estuarinas pode aumentar os problemas de poluição devido à retenção e transporte de cargas poluentes. A utilização de modelos matemáticos tornou-se uma ferramenta essencial para a gestão dos recursos hídricos nestes ambientes. Nesta investigação, a incidência do regime de marés e descargas de esgoto na qualidade da água em um ambiente estuarino urbano foi simulada utilizando o modelo HEC-RAS. O modelo foi calibrado/validado utilizando o caudal médio de longo período (*QMLT*) e parâmetros de qualidade da água medidos no campo, tais como DBO, OD, N-O<sub>2</sub> e N-O<sub>3</sub>. Os resultados mostraram que os níveis da água, vazões e parâmetros de qualidade da água medidos no campo foram bem representados no modelo. As simulações mostraram que a qualidade da água em todos os trechos a jusante da ETE estão eutrofizados. Além disso, o regime de maré causa retenção e transporte de poluentes em áreas de baixa declividade. A abordagem proposta é uma ferramenta valiosa para avaliar a qualidade da água em ambientes estuarinos urbanos e áreas circundantes com incidência de regime de marés.

## PALAVRAS-CHAVE

Eutrofização Estuarina; HEC-RAS; Hidrodinâmica de Maré; Áreas Estuarinas

## 1. Introducción

El desarrollo industrial, las actividades agrícolas y la urbanización asociada con el crecimiento demográfico son los principales causantes del deterioro de la calidad del agua, principalmente a través del aumento de cargas contaminantes (e.g., nutrientes, materia orgánica, patógenos) (Peierls, Caraco, Pace y Cole, 1991; Vernberg,

Vernberg, Blood, y Fortner, 1992; Hopkinson y Vallino, 1995; Handler, Paytan, Higgins, Luthy y Boehm, 2006). El transporte de cargas contaminantes desde las cuencas hidrográficas a cuerpos receptores (e.g., ríos, lagos, arroyos, embalses y zonas costeras) influye directamente en la calidad del agua (Hoyos, Rodríguez y Torres, 2018; Johnson y Zhang, 2016; Munar, *et al.*, 2018; Munar, *et al.*, 2019). La posición de estos ecosistemas y en especial los localizados en áreas

estuarinas, representa mayor vulnerabilidad a la incidencia del aumento del nivel del mar y las perturbaciones humanas ([White y Kaplan, 2017](#); [Rabalais et al., 2010](#)).

En las últimas décadas se ha evidenciado un notable deterioro de la calidad de agua de ecosistemas estuarinos, debido al transporte de cargas contaminantes desde cuencas tributarias ([Tosic, Restrepo, Lonin, Izquierdo y Martins, 2019](#)). Esto ha provocado un impacto en la circulación estuarina, al limitar que los sedimentos o partículas de materia orgánica se precipiten al fondo ([Geyer y Maccready, 2014](#)). Así mismo, se genera una rápida dispersión de contaminantes disueltos ([Smith, 1976](#)), alta productividad biológica ([Malone, Crocker, Pike, y Wendler, 1988](#)), reciclaje extensivo de nutrientes ([Hopkinson, Giblin, Tucker y Garritt, 1999](#)) y frecuente hipoxia y acidificación de las aguas profundas ([Paerl, Pinckney, Fear, Peierls, 1998](#); [Feely, Alin, Newton, Sabine y Warner, 2010](#)). Adicionalmente, se ha observado una disminución a largo plazo de las entradas de agua dulce, afectando algunos procesos fundamentales (e.g., mezcla y circulación) en estos ecosistemas ([Montagna y Palmer, 2012](#)).

Los Modelos Computacionales desarrollados en los últimos años se han tornado en valiosas herramientas para la gestión del recurso hídrico y la calidad de agua en ecosistemas acuáticos (e.g., [EPA, 1995](#); [Riecken, 1995](#); [Azevedo, Porto y Porto, 1998](#); [Cox, 2003](#); [Von Sperling, 2007](#); [Fragoso Jr, Ferreira y Motta-Marques, 2009](#); [Benedini, 2011](#); [DHI, 2014](#); [Fonseca, Botelho, Boaventura y Vilar, 2014](#); [Yao, Qian, Yin, Gao y Wang, 2015](#)). Estos modelos han permitido una mejor comprensión de los procesos presentes (e.g., físicos, químicos, biológicos) y optimizar la gestión y planificación de los recursos hídricos. Sin embargo, existen diversas limitaciones relacionadas con la aplicabilidad de estos modelos y su dependencia con la gran cantidad de información de entrada necesaria; así como limitaciones en la capacidad de los operadores para interpretar los resultados de las simulaciones y sus incertezas ([Riecken, 1995](#)). Otras limitaciones están relacionadas con la representación del fenómeno de transporte de contaminantes, que puede afectar la precisión en la evaluación de la compleja hidrodinámica y la calidad del agua, especialmente en ecosistemas estuarinos, donde el régimen de mareas desempeña un rol importante ([Fan, Ko, Wang, 2009](#); [Wang, Chen y Hu, 2017](#)).

Diversos estudios han utilizado recientemente los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua para analizar los efectos de marea en ambientes estuarinos (e.g., [Plew, Zeldis y Shankar, 2018](#); [Xu et al., 2017](#); [Glamore, et al., 2019](#)). Estos modelos han mejorado la representación de algunos procesos físicos que influyen en la calidad del agua en estuarios (e.g., estratificación y mezcla turbulenta) ([Lucas, 2010](#)), y han optimizado la capacidad de predecir la

respuesta de la cuenca hidrográfica y el comportamiento del estuario, en donde la hidrodinámica y la calidad de agua es controlada principalmente por descargas fluviales y régimen maregráfico.

En este estudio se investigó la incidencia del régimen maregráfico y los vertimientos de aguas residuales sobre la calidad de agua en un ambiente estuarino urbano y sus áreas circundantes. La investigación fue desarrollada mediante la aplicación de un modelo hidrodinámico y de calidad de agua utilizando mediciones in-situ, análisis de laboratorio, regionalización hidrológica e información de régimen maregráfico. El abordaje propuesto consistió en (1) simular las condiciones de flujo e hidrodinámica del río a partir del caudal medio de largo periodo (*QMLT*) y diferentes condiciones maregráficas; y (2) evaluar la capacidad de dilución del cuerpo hídrico en términos de cargas contaminantes. El marco propuesto, usando modelación hidrodinámica y de calidad de aguas, permitió evaluar los potenciales impactos ambientales de la descarga directa de aguas residuales y la incidencia del régimen maregráfico en la calidad del agua en un ecosistema estuarino. La metodología propuesta puede ser utilizada como herramienta de gestión y planificación en ambientes similares.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

El ambiente estuarino urbano utilizado en este estudio, pertenece a la cuenca hidrográfica del río Maruim, situada en la región metropolitana de Florianópolis, en el estado de Santa Catarina, Brasil ([Figura 1](#)). La cuenca fue delimitada usando operaciones de geoprocetamiento sobre el modelo digital de elevación (MDE) derivado de la misión SRTM ([Farr et al., 2007](#)). El área de la cuenca fue estimada en 189.5 km<sup>2</sup>, coincidiendo con la calculada previamente por [Cardozo \(2006\)](#), quien estimó un área aproximada de 190 km<sup>2</sup>. El río Maruim posee nacientes en las vertientes cristalinas de la Sierra del Este Catarinense, denominada Serra do Padre-João, a una altitud de 740 metros. Sus aguas desembocan en la Bahía Sur, entre el continente y la Isla de Santa Catarina ([Ferreira, 1994](#)).

### 2.2. Datos de campo

Los datos de campo relacionados con la calidad de agua correspondieron a la caracterización de variables físico-químicas en 12 puntos de monitoreo (PI, ET, P3, R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, T1 y T2), localizados en la parte baja de la cuenca ([Figura 2](#) y [Anexo 1](#)). Los datos fueron suministrados por la Companhia Catarinense de Águas e Saneamento CASAN, a partir del diagnóstico de la calidad de agua de los ríos Potecas y Maruim ([CASAN, 2016](#)). El

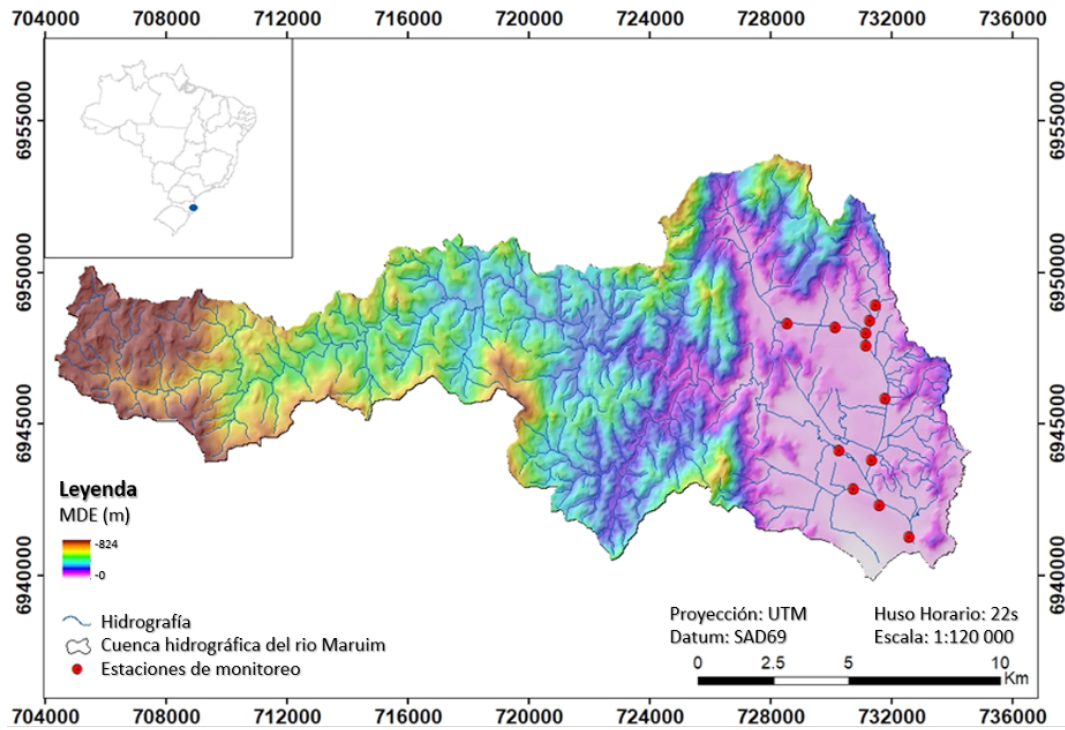


Figura 1. Cuenca hidrográfica del río Maruim, Santa Catarina - Brasil, red hidrográfica, topografía y localización de la estaciones de monitoreo.  
Fuente: Los autores.

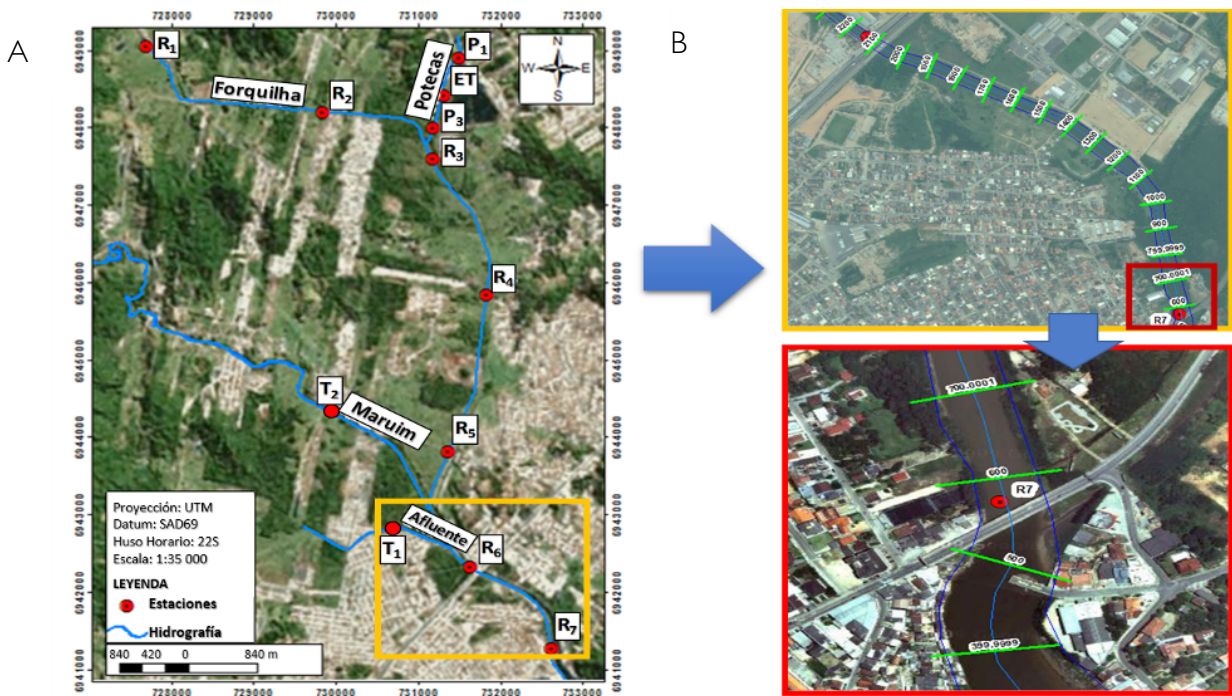


Figura 2. a) Estaciones de monitoreo de calidad de agua y b) discretización espacial con HEC-GeoRAS. P1, P2 y P3 hacen referencia a las estaciones de monitoreo de calidad de agua antes, durante y después de la descarga de la ETE; R1, R2,...,R7 corresponden únicamente a secciones topobatemétricas, y T1 y T2 corresponden a los puntos de monitoreo de calidad de agua en los ríos tributarios (Maruim y Pombos).  
Fuente: Los autores.

diagnóstico consideró cuatro campañas de monitoreo tomando en cuenta las variaciones de las condiciones hidrológicas y maregráficas. Las campañas fueron realizadas durante los días 24-27 de abril, 31 de mayo a 1 de junio y 24 de junio de 2014. Las variables consideradas fueron: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Oxígeno Disuelto OD, Nitritos (N-O<sub>2</sub>) y Nitratos (N-O<sub>3</sub>), analizadas conforme a los métodos estandarizados en [APHA \(1999\)](#). Para el monitoreo del caudal y la construcción de curvas de calibración de caudales, el diagnóstico consideró dos campañas de campo, que fueron realizadas para diferentes condiciones hidrológicas durante tres meses de monitoreo continuo de los niveles del agua en los ríos Potecas y Maruim.

### 2.3. Datos hidroclimatológicos

El caudal medio de largo periodo (*QMLT*) para los puntos seleccionados fue estimado considerando las áreas de drenaje delimitadas para cada punto ([Tabla 1](#)), así como las ecuaciones de regionalización proporcionadas en el Estudio de Regionalización de Caudales de las Cuencas Hidrográficas del Estado de Santa Catarina ([SDS, 2006](#)). Para estimar el caudal promedio de largo periodo ([Ecuación 1](#)) se utilizó una precipitación de 1700 mm/año ([EPAGRI, 2013](#)).

$$QMLT = 9.393 * 10^{-04} * P^{0.362} * AD^{1.092} \quad (1)$$

Donde, *QMLT* es el caudal medio de largo periodo en m<sup>3</sup>/s; *P* es la precipitación en mm/año y *AD* es el área de drenaje en Km<sup>2</sup>.

### 2.4. Modelación hidrodinámica y de calidad de aguas

El sistema fue discretizado considerando las secciones del levantamiento topobatimétrico de los ríos Potecas, Forquilha y Maruim ([Figura 2](#)). El pre-procesamiento de los datos de batimetría y la integración con el MDE para

definir la discretización espacial fue realizado a través de la herramienta HEC-GeoRAS ([USACE, 2011](#)). Con base en las informaciones de las secciones transversales, nivel y caudal medidos, el sistema del río Maruim y tributarios fue representado usando el modelo HEC-RAS ([USACE, 2010](#)), que utiliza las ecuaciones de transporte de cantidad de movimiento y masa para sistemas unidimensionales. El modelo HEC-RAS permite la simulación del flujo en régimen permanente o no permanente, por medio de la solución de las ecuaciones de Saint-Venant ([Chow, 1989](#)). El módulo de calidad permite simular también el comportamiento de diversas variables de calidad del agua (e.g., OD, DBO, nitrógeno, fósforo). El modelo simula el transporte de masa, utilizando el esquema numérico con limitador de flujo Ultimate-Quickest ([Leonard, 1979](#)) que garantiza la conservación de masa.

Para la aplicación del modelo HEC-RAS se consideraron los siguientes aspectos:

- Los datos *in-situ* suministrados por [CASAN \(2016\)](#) se utilizaron para la calibración/validación de los parámetros del modelo, así como de las condiciones de contorno para la simulación hidrodinámica y de calidad de agua.
- La disponibilidad hídrica estimada fue basada en las ecuaciones disponibles por el Estudio de Regionalización y Caudales del Estado de Santa Catarina ([SDS, 2006](#)). Se adoptó como caudal de referencia el caudal medio de largo periodo (*QMLT*) en cada sección ([Tabla 1](#)).
- Para las simulaciones hidrodinámicas, fueron consideradas las variaciones críticas de marea (i.e., condiciones de marea de sicigia y cuadratura) en el puerto de Florianópolis, obtenidas del Banco Nacional de Datos Oceanográficos-Diretoria de hidrografia e Navegação ([BNDO-DHN, 2014](#)).

Tabla 1. Cálculo del caudal medio de largo periodo (*QMLT*)<sub>i</sub>

Variable	ESTACIÓN										
	Forquilha Aguas arriba		Forquilha Aguas abajo			Potecas		Afluyente	Maruim Aguas arriba	Maruim Aguas abajo	
	R1	R2	R3	R4	R5	P1	P3	T1	T2	R6	R7
Precipitación [mm/año]	1700	1700	1700	1700	1700	1700	1700	1700	1700	1700	1700
Área de Drenaje [Km <sup>2</sup> ]	19,10	26,52	35,16	41,01	52,68	5,01	6,920	9,180	125,85	182,01	188,5
QMLT [m <sup>3</sup> /s]	0,348	0,497	0,677	0,801	1,053	0,081	0,115	0,156	2,724	4,076	4,235

Fuente: Los autores

### 2.4.1. Parametrización y configuración del modelo

El modelo fue parametrizado considerando secciones intermedias, que fueron obtenidas por medio de interpolación dentro del propio HEC-RAS. Para la discretización espacial, la malla para solución fue definida en secciones espaciadas cada 100m. Para la verificación de la representación hidráulica del modelo se realizaron simulaciones en régimen permanente considerando como condición de contorno el caudal promedio de largo plazo *QMLT* (Tabla 2). La malla para solución fue discretizada espacialmente en tramos de 1m. Para la solución del modelo se adoptó un intervalo de tiempo de 10 minutos con el fin de garantizar estabilidad y precisión numérica en las condiciones de flujo.

Tabla 2. Condiciones de contorno en la verificación del modelo hidráulico.

Punto	Descripción	Caudal (m <sup>3</sup> /s) - QMLT	Nivel (m)
P1	Potecas	0,081	-
P2	(ETE)-Potecas	0,415	-
P3	Potecas	0,415	-
R1	Forquilha - Aguas Arriba	0,348	-
R2	Forquilha- Aguas Arriba	0,497	-
R3	Forquilha - Aguas Abajo	0,912	-
R4	Forquilha- Aguas Abajo	0,912	-
R5	Forquilha- Aguas Abajo	1,053	-
R6	Maruim - Aguas Abajo	4,076	-
R7	Maruim- Aguas Abajo	4,235	-
T2	Maruim - Aguas Arriba	2,724	-
T1	Pombos - Afluente	0,156	-
R0	Maruim - Aguas Abajo - Mar	4,235	1,85

Fuente: Los autores (adaptado de CASAN, 2016)

Para la representación de la oscilación mareográfica, a través del modelo, se realizaron simulaciones en régimen no permanente. Para ello se generó una serie interpolada en intervalos de 10 minutos, considerando las previsiones de la Marina de Brasil en el puerto de Florianópolis para el periodo junio-agosto de 2014 (Figura 3). En la serie interpolada, se representaron las condiciones de marea de sicigia y cuadratura durante el periodo analizado.

Como condición de contorno de nivel descendente (R0), se implementó en la sección de aguas debajo de R7 junto a la desembocadura (Figura 2), el nivel máximo de mareas registrado en la estación instalada en el punto R7 del río Maruim.

Para la simulación de la calidad del agua, cada tramo fue clasificado considerando los límites permisibles de los parámetros OD, DBO, N-O<sub>2</sub> y N-O<sub>3</sub>, de acuerdo con la Resolución 357 del Consejo Nacional del Medio Ambiente - CONAMA (2005). Con base en los datos observados en las tres campañas de monitoreo, el modelo fue calibrado y validado. En la etapa inicial de calibración se adoptaron los coeficientes estándar del modelo HEC-RAS para la simulación de los procesos físico-químicos y biológicos, considerando las condiciones de contorno y variaciones de mareas registradas en campo. Posteriormente, para ajustar la calibración fue necesario modificar los coeficientes de parámetros relacionados a las variables OD, DBO y formas nitrogenadas (Anexo 2). El periodo de calibración fue de 30 días para garantizar la estabilidad en el tiempo de los parámetros a ser simulados.

### 2.5. Métricas de evaluación

Para evaluar el desempeño del modelo entre los valores observados in-situ y los valores simulados fueron estimadas como métricas de evaluación: Coeficiente de Determinación (R<sup>2</sup>), Bias, Error Cuadrático Medio (RMSE) y Error Cuadrático Medio Relativo (% RMSE) (Tabla 3).

Tabla 3. Definición matemática de las métricas de evaluación utilizadas en este estudio

Métrica de Evaluación	Definición*	Valor óptimo
Coeficiente de Determinación (R <sup>2</sup> )	$R^2 = \frac{\sum_1^n (Y_i - \bar{Y})(X_i - \bar{X})}{\sqrt{\sum_1^n (Y_i - \bar{Y})^2} \sqrt{\sum_1^n (X_i - \bar{X})^2}}$	1
Bias	$Bias = \frac{1}{n} \sum_1^n (Y_i - X_i)$	0
Raíz del Error Cuadrático Medio	$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_1^n (Y_i - X_i)^2}{n}}$	0
Error Cuadrático Medio Relativo	$\%RMSE = \frac{RMSE}{\frac{1}{n} \sum_1^n X_i} * 100$	0%

\* n es el número de observaciones; Y<sub>i</sub> es el valor simulado en la posición i, X<sub>i</sub> es el valor observado;  $\bar{Y}$  es la media de los valores simulados y  $\bar{X}$  es la media de los valores observados.

Fuente: Los autores

## 3. Resultados

### 3.1. Calibración/validación del modelo hidrodinámico y calidad del agua

Los resultados de la calibración/validación del módulo hidrodinámico indicaron un buen ajuste del modelo (R<sup>2</sup> =

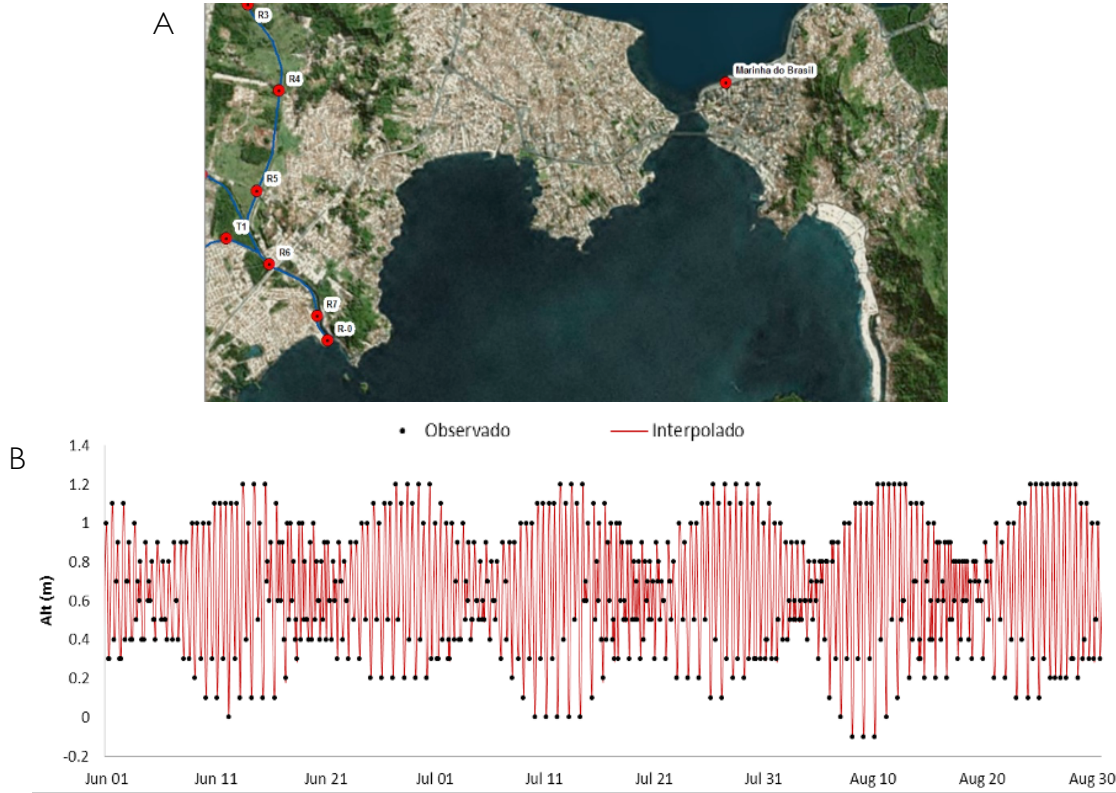


Figura 3. a) Localización del puerto de Florianópolis de la Marina de Brasil y b) Tabla de mareas interpolada durante el periodo de junio – agosto de 2014.  
Fuente: BNDO-DHN (2014)

0.87; Bias = -0.28m; RMSE = 0.56 m y %RMSE = 15.2%) entre los niveles simulados y los niveles observados en los 12 puntos de monitoreo (Figura 4).

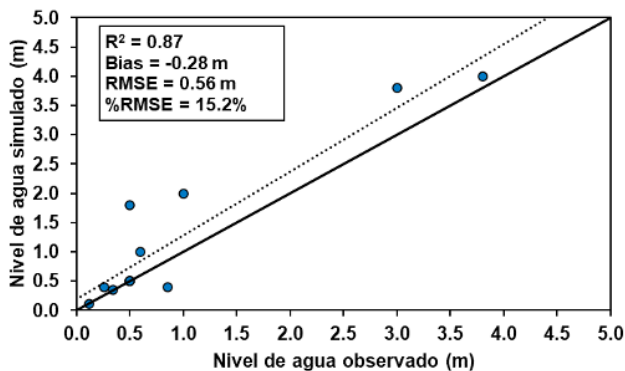


Figura 4. Niveles de agua simulados por el modelo HEC-RAS Versus Niveles de agua observados en los 12 puntos de monitoreo. La línea sólida representa la relación 1:1 y la línea punteada representa el mejor ajuste.  
Fuente: Los autores.

Para la calibración/validación del módulo de calidad de agua, los resultados indican que los parámetros de calidad de agua simulados por el modelo se ajustan con los valores observados en los 12 puntos de monitoreo ( $R^2 \geq 0.7$ ; Bias

$\leq 0.36$  mg/L;  $RMSE \leq 1.53$  mg/L y  $\%RMSE \leq 25.8\%$ ) (Figura 5). El mayor ajuste del modelo fue para el parámetro de DBO ( $R^2 = 0.99$ ; Bias = 0.36 mg/L;  $RMSE = 1.53$  mg/L y  $\%RMSE = 2.7\%$ ) y el menor fue para  $N-O_2$  ( $R^2 = 0.71$ ; Bias = -0.01 mg/L;  $RMSE = 0.03$  mg/L y  $\%RMSE = 28.5\%$ ).

### 3.2. Modelación hidrodinámica

Los resultados del perfil longitudinal simulado (Figura 6) y las secciones transversales simuladas en cada tramo de los ríos Potecas, Forquilha y Maruim, demuestran una buena capacidad de representación del modelo (Anexo 3). A partir de la simulación hidrodinámica fue posible verificar que el remanso del canal ocasionado por la incidencia de marea sobrepasa la estación R5. Así mismo, se logró evidenciar que, aunque el remanso no alcanza el punto R4, se pueden presentar problemas de retención/ transporte de contaminantes debido a la baja pendiente en esta zona.

Los resultados de las simulaciones evidencian que los niveles y caudales son influenciados por la oscilación de la marea, con amplitudes simuladas del orden de 0.6 m en cuadratura (mareas muertas), y 1.2 m en sicigia (mareas vivas) (Figura 7). La simulación de la oscilación de marea hacia la condición

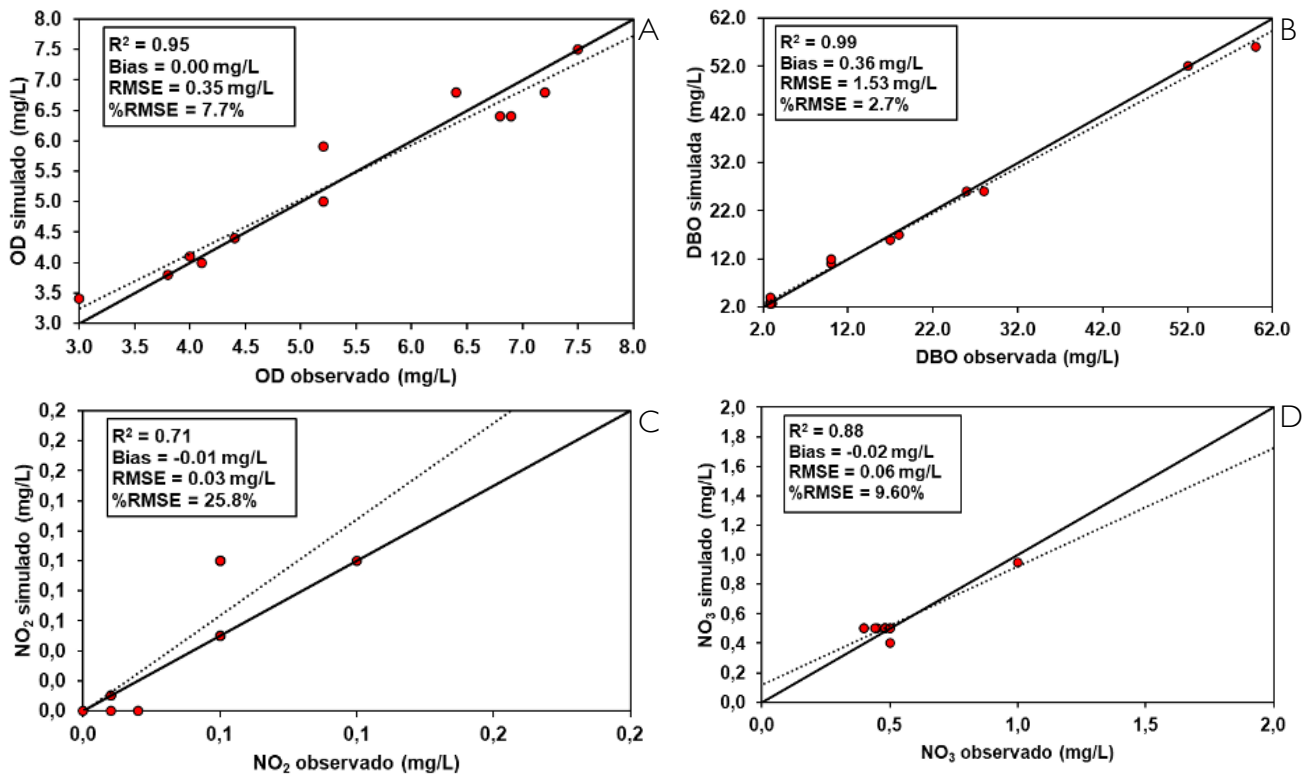


Figura 5. Comparación de valores simulados por el modelo HEC-RAS Versus observados en los 12 puntos de monitoreo para los parámetros de calidad de agua OD (a), DBO (b), N-O<sub>2</sub> (c) y N-O<sub>3</sub> (d). La línea sólida representa la relación 1:1 y la línea punteada representa el mejor ajuste.

Fuente: Los autores

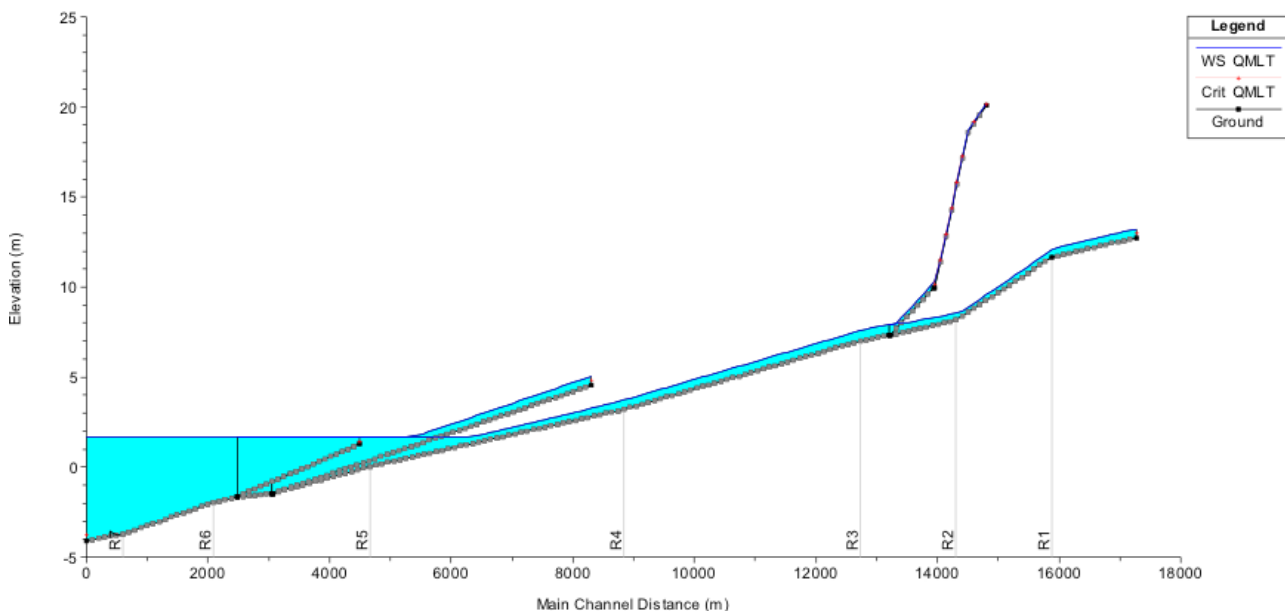


Figura 6. Trazado de perfil longitudinal simulado en HEC-RAS utilizando régimen de flujo permanente.

Fuente: Los autores.



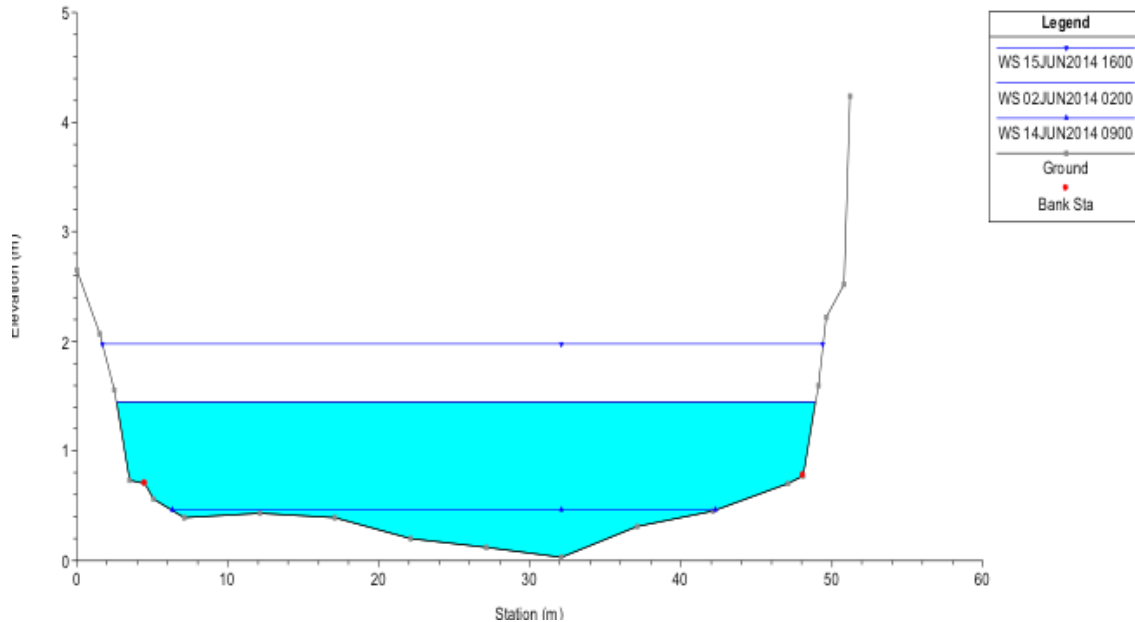


Figura 7. Variaciones en el nivel de agua simulado en la estación R5 en respuesta al régimen mareográfico.  
Fuente: Los autores

de referencia demostró un remanso bastante pronunciado en todo el tramo de interés del Río Maruim que se propaga hasta la estación R5 en el río Forquilla.

De acuerdo con las simulaciones realizadas, es posible evidenciar la complejidad del sistema a partir de la relación funcional entre los niveles de agua y los caudales, donde se observan diferentes caudales para un mismo nivel en el sentido aguas abajo o incluso con inversión de flujo (negativa). Los niveles máximos y mínimos alcanzados (junio - agosto de 2014) (Figura 8) y la comparación de los diferentes niveles y caudales para las estaciones P2 (ETE), R5 y R7 (Figura 9) evidencian la respuesta inmediata del sistema a las condiciones mareográficas en estas estaciones, con variaciones mayores en los niveles para la estación R7 en función de la proximidad con la desembocadura. Este comportamiento puede ser debido principalmente a la geometría del sistema y a la tensión de fondo, como ha sido observado en ambientes similares cercanos a la región de estudio (Harari y Camargo, 1998; Roversi, Rosman y Harari, 2016; Seiler, Figueira, Schettini y Siegle, 2020)

### 3.3. Modelación de Calidad de Agua

Las distribuciones espaciales de las variables de calidad de agua (OD, DBO, N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub>) observadas y simuladas para las condiciones de contorno aguas arriba y aguas abajo del río Maruim y sus afluentes (Figura 10) muestran que el modelo se ajusta a los valores observados, evidenciando de forma precisa las tendencias y magnitud de las variaciones en las concentraciones de todas las variables de calidad de la variable agua para cada río y tramo simulado.

Los resultados evidencian que aguas abajo de la Estación de Tratamiento de Esgoto ETE, todos los tramos de río analizados se encuentran eutrofizados, principalmente por la descarga directa de aguas residuales de la ETE. En el punto de descarga de la ETE (Figura 10), los valores simulados de DBO alcanzan los niveles más altos (DBO > 50 mg/L). Así mismo, en este punto, se presenta una drástica caída en los valores de OD (OD < 6mg/L). Para el caso de parámetros de calidad de agua como N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub>, no se presenta riesgo sanitario para todos los tramos analizados, debido a que los niveles observados y simulados están muy por debajo de los valores máximos permisibles contemplados en la Resolución 357 del Consejo Nacional del Medio Ambiente - CONAMA (2005).

## 4. Discusión

### 4.1. Comparación de valores in-situ Vs valores simulados

En este estudio los niveles de agua y los parámetros de calidad de agua simulados mostraron una buena correspondencia con los valores observados en campo en los 12 puntos de monitoreo. El modelo mostró una buena representatividad para todos los parámetros en cuanto a sus valores máximos, medios y mínimos. La precisión de los resultados obtenidos por el modelo fue consistente con la encontrada en estudios previos realizados en ambientes similares (Xu *et al.*, 2017; Wang, Lu, Lin, Yang y Wang, 2016; Doan, Nguyen, Quach, Tran y Nguyen, 2019) sugiriendo la fiabilidad de este abordaje.

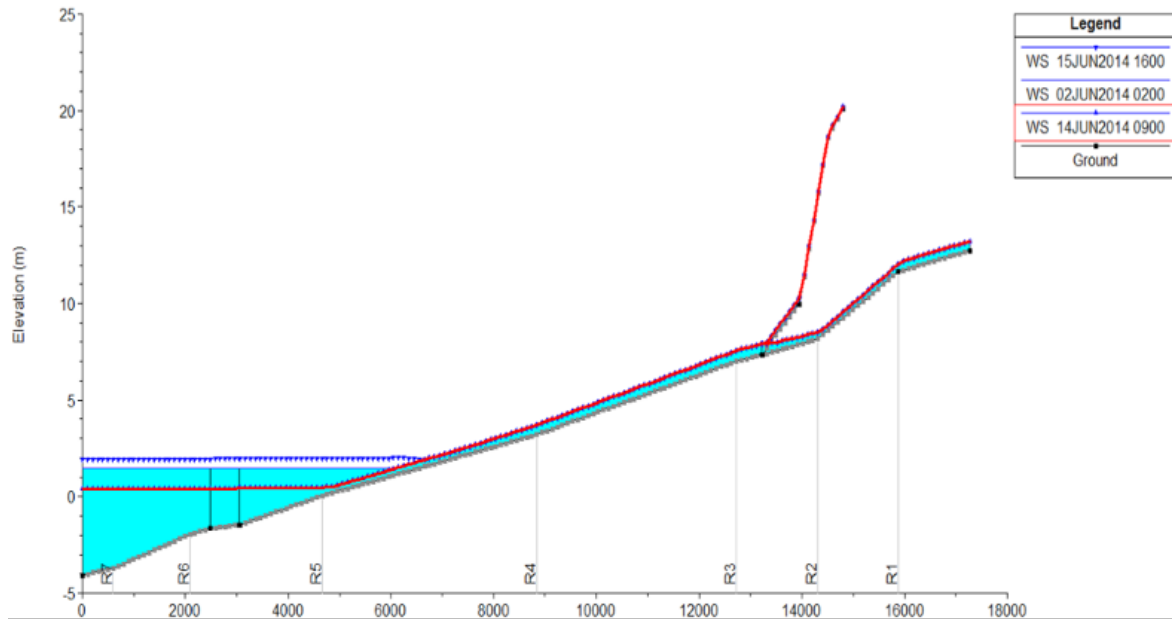


Figura 8. Variaciones en el nivel de agua simulado en todas las estaciones en respuesta al régimen maregráfico.  
Fuente: Los autores.

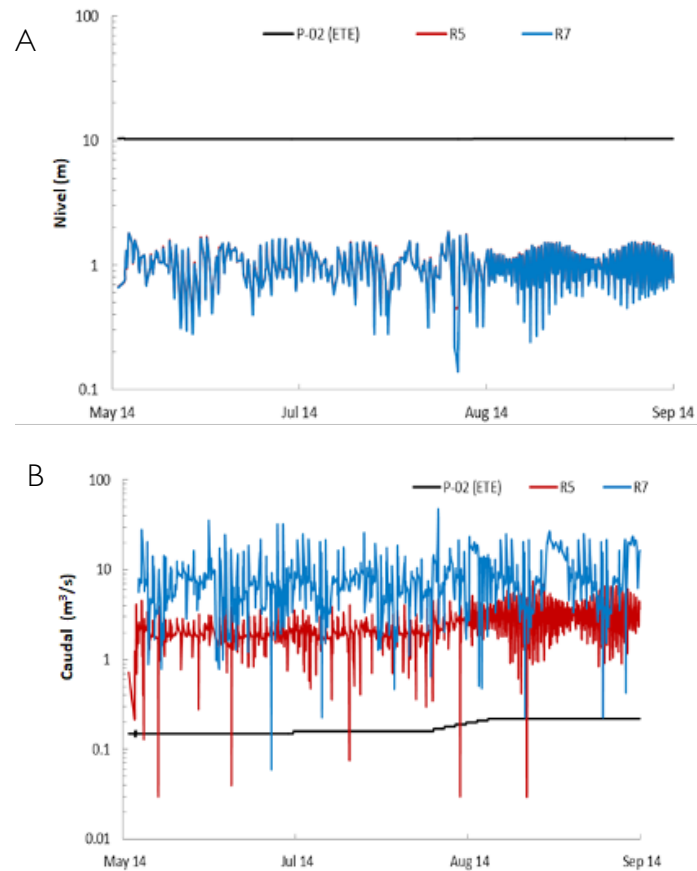


Figura 9. a) Comparación de niveles y b) caudales en las estaciones P2, R5 y R7.  
Fuente: Los autores.

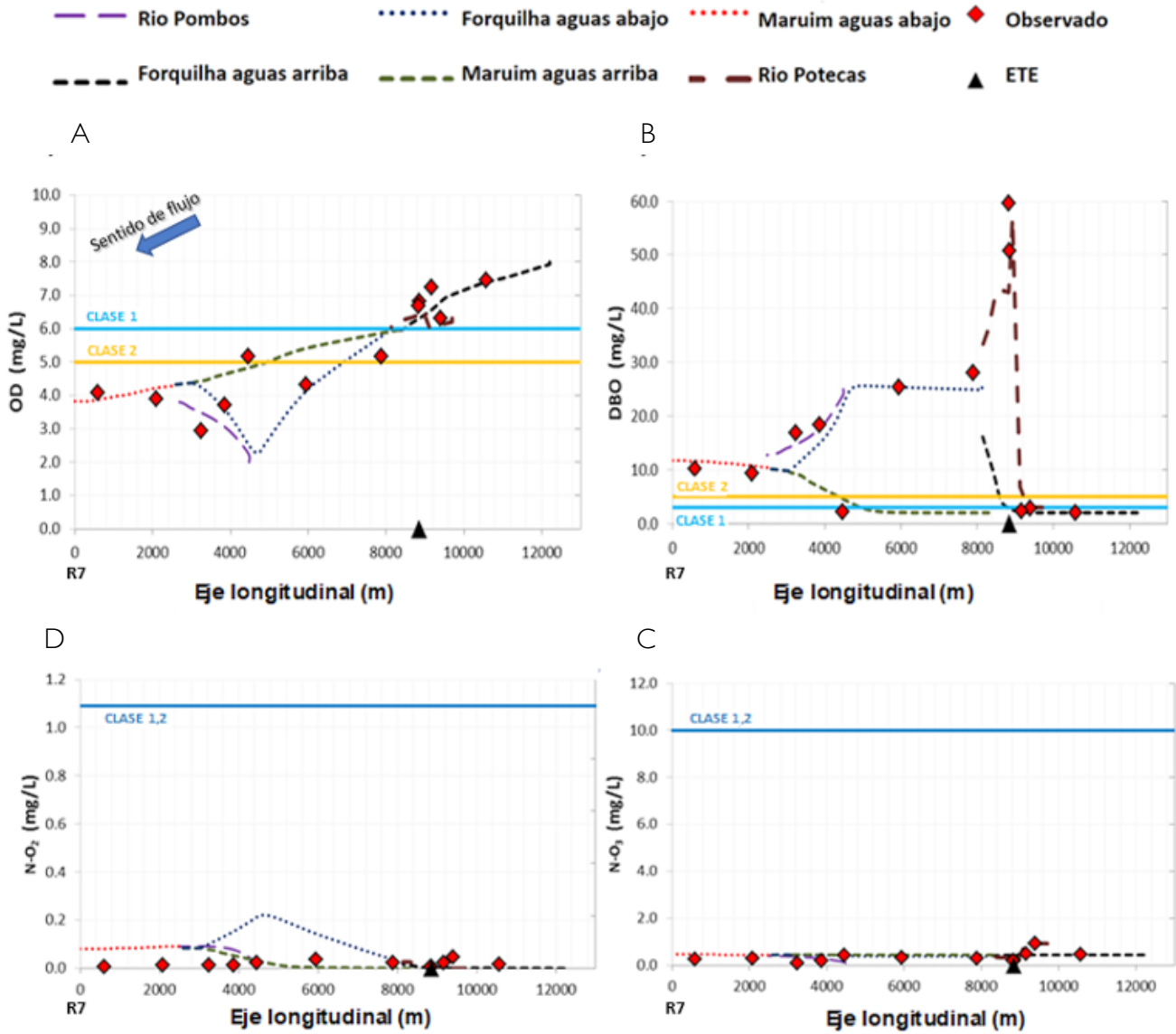


Figura 10. Distribución espacial de los parámetros a) OD, b) DBO, c) N-O<sub>2</sub> y d) N-O<sub>3</sub> observados y simulados con el modelo HEC-RAS. Las líneas horizontales corresponden a los límites permisibles para la clase 1 (azul claro), clase 2 (amarilla) y clase 1,2 (azul oscuro) de los parámetros de calidad de agua analizados según la [Resolución CONAMA 357/2005](#).

Fuente: Los autores.

#### 4.2. Modelación Hidrodinámica y de Calidad de Aguas

La modelación hidrodinámica utilizando el software HEC-RAS permitió representar el remanso en el canal ocasionado por el régimen maregráfico. Los resultados revelan que el remanso sobrepasa la estación R5, lo que puede significar la ocurrencia de procesos de retención de contaminantes en esta área, como ha sido observado en otras regiones estuarinas ([Fan et al., 2009](#); [Jian et al., 2016](#); [Yang, Chen, Li, Xiong, y Shen, 2015](#); [Stark, Smolders, Meire y Temmerman, 2017](#)).

Los resultados de las simulaciones revelaron que los niveles de agua máximos y mínimos ocurrieron bajo la condición de sicigia, los días 14 y 15 de junio de 2014. Este comportamiento es debido a que en la condición de sicigia, el flujo de las mareas inunda el área de menor pendiente, causando un aumento en los niveles freáticos ([Carol y Álvarez, 2016](#)). Esto puede favorecer la retención de contaminantes (e.g., plásticos), los cuales se pueden repositionar de acuerdo con su peso debido a la variación estacional y el régimen maregráfico ([Cordeiro, Barrella, Butturi-Gomes y Júnior, 2018](#)).

Los resultados obtenidos también evidenciaron que todos los trechos aguas abajo de la ETE se encuentran eutrofizados, superando los límites permisibles de los parámetros OD y DBO de acuerdo con Resolución 357 del [Consejo Nacional del Medio Ambiente - CONAMA \(2005\)](#). Los niveles alcanzados (DBO > 50 mg/L y OD < 6 mg/L) pueden ocasionar serios problemas de contaminación y muerte de peces en estas regiones, debido a las altas concentraciones de materia orgánica y poco oxígeno necesario para su oxidación ([Ekubo y Abowei, 2011](#); [Chukwu, 2008](#)).

La modelación hidrodinámica y de calidad de agua también evidenció la alta sensibilidad de las áreas estuarinas a las actuales cargas de nutrientes y sus características, como ha sido observado en ambientes similares ([Plew, Zeldis y Shankar, 2018](#); [Cao, Shen, Su y Yu, 2019](#)). Adicionalmente, la incidencia del régimen mareográfico, si bien, promueve la dilución de cargas contaminantes, no genera mejoras significativas en la calidad de agua debido al elevado aporte de contaminantes, principalmente provenientes de descargas de áreas densamente pobladas con ausencia redes de alcantarillado. Un factor clave que facilita la retención de contaminantes en estas áreas, es la baja velocidad de flujo ([Montserrat, Trehela, Navarro y Navarrete, 2016](#)), lo que puede impedir que los sedimentos o partículas de materia orgánica se precipiten al fondo ([Geyer y Maccready, 2014](#)). Así mismo, la ausencia de saneamiento básico dentro de la cuenca hidrográfica junto con las condiciones topográficas, contribuyen al deterioro de la calidad del agua en este ambiente estuarino urbano ([Souza y Moecke, 2018](#)), causando problemas de contaminación ([Wang, Fu, Qiao, y Liu, 2019](#)).

#### 4.3. Capacidades del modelo y limitaciones

El modelo hidrodinámico y de calidad de agua fue capaz de representar la dinámica del ambiente estuarino urbano analizado para los 12 puntos de monitoreo evaluados. Aunque se presentaron pequeños errores en la representatividad de algunos parámetros como N-O<sub>2</sub> y N-O<sub>3</sub> (RMSE ≤ 25.8% y RMSE ≤ 9.6.% respectivamente), el modelo representó satisfactoriamente los valores máximos, medios y mínimos de los parámetros DBO, OD y los niveles de agua. Los errores en la representatividad pueden ser debidos a los datos de entrada para el modelo (e.g., caudales) asociados a la regionalización hidrológica ([Munar et al., 2018](#); [Munar et al., 2019](#)), errores en la medición de parámetros de calidad de agua ([Kim, Aral, Eun, Park, y Park, 2017](#)), errores en la estimación de parámetros del modelo ([Zadeh, Nossent, Woldegiorgis, Bauwens, y Van Griensven, 2019](#)), errores en los métodos de solución numérica ([VWU, 2008](#)) y baja cobertura espacial y temporal de los datos medidos en la cuenca ([Souza y Moecke, 2018](#)). Si bien, no se han realizado estudios de modelación en esta región estuarina, el abordaje propuesto utilizando modelación

hidrodinámica/calidad de agua y datos in-situ, representó satisfactoriamente las variaciones espaciales de los niveles de agua y los parámetros de calidad de agua en los 12 puntos de monitoreo.

## 5. Conclusiones

En este estudio fue presentado un abordaje para modelar la hidrodinámica y la calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia de régimen mareográfico y vertimientos de aguas residuales. Para ello se utilizaron mediciones in-situ, análisis de laboratorio, regionalización hidrológica e información de régimen mareográfico. El modelo utilizado permitió representar la variabilidad espacial y temporal de los niveles del agua y caudales en las secciones transversales a lo largo del eje longitudinal con bastante precisión en comparación con los datos observados, representando la variación diurna de la marea y el remanso en el canal ocasionado por el régimen mareográfico. Así mismo, el modelo utilizado representó satisfactoriamente la variabilidad espacial de los parámetros de calidad de agua OD, DBO, N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub> en 12 puntos de monitoreo distribuidos a lo largo de este ecosistema estuarino.

Los resultados obtenidos evidencian que todos los trechos aguas abajo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (Estação de Tratamento de Esgoto - ETE) se encuentran eutrofizados, lo que requiere de medidas urgentes de mitigación, monitoreo, seguimiento y control. Las simulaciones mostraron que el régimen mareográfico, aunque promueva la dilución de contaminantes, no promueve mejoras significativas en la calidad del agua debido al elevado aporte de contaminantes, principalmente por la descarga directa de aguas residuales de la ETE y del arroyo los Pombos (T1), que corresponde a un área densamente poblada sin redes de alcantarillado. El abordaje propuesto se constituye en una valiosa herramienta para evaluar la calidad de agua en ambientes estuarinos con vertimientos de aguas residuales e incidencia de régimen mareográfico. La metodología presentada puede ser utilizada en futuros estudios que contemplen procesos físicos/ecológicos en ambientes estuarinos, así como en el monitoreo de calidad de agua, modelación de escenarios de cambio climático y gestión integrada de recursos hídricos. ≡

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Companhia Catarinense de Águas e Saneamento CASAN por facilitar toda la información de campo requerida para la calibración/validación del modelo aplicado en este estudio. Igualmente, se agradece al equipo editorial de la revista Entramado por sus valiosos aportes y sugerencias constructivas que mejoraron ampliamente la calidad del manuscrito final.

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

## Referencias bibliográficas

1. APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington D. C.: American Public Health Association Inc. 1999
2. AZEVEDO, Luiz Gabriel Todt De; PORTO, Rubem La Laina; PORTO, Monica Ferrerira do Amaral. Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água. *En: Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Mar, 1998. vol. 3, n. 1. p. 21-51. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v3n1.p21-51>
3. BENEDINI, Marcello. Water Quality Models for Rivers and Streams. State of the Art and Future Perspectives. *In: European Water*. 2011. vol. 34. p. 27-40. [https://www.ewra.net/ew/pdf/EVW\\_2011\\_34\\_03.pdf](https://www.ewra.net/ew/pdf/EVW_2011_34_03.pdf)
4. BNDO-DHN - BANCO NACIONAL DE DADOS OCEANOGRÁFICOS-DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO. Previsões de marés (máximas e mínimas diárias). Tábua de maré porto de Florianópolis - previsões. 2014. <https://tabuademares.com.br/santa-catarina/imbituba>
5. CAO, Di-fan; SHEN, Yong-ming; SU, Mei-rong; YU, Chun-xue. Numerical simulation of hydrodynamic environment effects of the reclamation project of Nanhui tidal flat in Yangtze Estuary. *In: Journal of Hydrodynamics*. January, 2019. vol. 31, n. 3. p. 603-613. <https://doi.org/10.1007/s42241-019-0006-4>
6. CARDOZO, Francielle da Silva. O uso do geoprocessamento como ferramenta na análise dos impactos ambientais em decorrência da evolução urbana no rio Maruim, São Pedro de Alcântara e São José, SC. *In: Anais - III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aracaju/SE*. Outubro, 2006. [http://www.cpatc.embrapa.br/labgeo/srgsr3/artigos\\_pdf/003\\_t.pdf](http://www.cpatc.embrapa.br/labgeo/srgsr3/artigos_pdf/003_t.pdf)
7. CAROL, Eleonora; ÁLVAREZ, María del Pilar. Processes regulating groundwater chloride content in marshes under different environmental conditions: A comparative case study in Península Valdés and Samborombón Bay, Argentina. *In: Continental Shelf Research*. 2016. vol. 115. p. 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.12.017>
8. CASAN - COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO - Relatório Técnico Estação de Tratamento de Esgoto ETE Potecas. 2016. p.280. <https://transparencia.casan.com.br/data/download/45/1>
9. CONAMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - BRASIL. Resolução 357 Resolução N°357, de 17 de março de 2005 del Consejo Nacional del Medio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005b. <https://www.gov.br/mma/pt-br>
10. CORDEIRO, Taynara Cristina; BARRELLA, Walter; BUTTURI-GOMES, Davi; JÚNIOR, Miguel. A modeling approach for reposition dynamics of litter composition in coastal areas of the city of Santos, Sao Paulo, Brazil. *In: Marine pollution bulletin*. 2018. vol.128. p. 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.054>
11. COX, BA. A review of currently available in-stream water quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *In: The Science of Total Environment Journal*. 2003. vol. 314-316. p.335-377. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00063-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00063-9)
12. CHOW, Ven Te. Open Channel Hydraulics. New York. McGraw Hill. 1959. 661p. <http://web.ipb.ac.id/~erizal/hidrolika/Chow%20-%20OPEN%20CHANNEL%20HYDRAULICS.pdf>
13. CHUKWU, Ogbonnaya. Analysis of Groundwater Pollution from Abattoir Waste in Minna, Nigeria. *In: Research Journal of Dairy Science*. 2008. vol. 2. p. 74-77. <https://medwelljournals.com/abstract/?doi=rjds.2008.74.77>
14. DHI - ECOLab User Guide DHI Water & Environment, Denmark. Technical Report. 2014.
15. DOAN, Quang Tri; NGUYEN, Linh; QUACH, Thi Thanh Tuyet; TRAN, Anh Phuong; NGUYEN, Cao Don. Assessment of water quality in coastal estuaries under the impact of an industrial zone in Hai Phong, Vietnam. *In: Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. 2019. vol.113. p.100-114. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.04.003>
16. EKUBO, Antony; ABOWEI, Jasper. Review of some water quality management principles inculture fisheries. *In: Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*. 2011. vol. 3. p. 1342-1357. <https://maxwellsci.com/print/rjaset/v3-1342-1357.pdf>
17. EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. CE-QUAL-RIV1: A dynamic one-dimensional (longitudinal) water quality model for streams. Vicksburg, MS, USA, 1995. <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a230794.pdf>
18. EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. 2013. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina CIRAM.
19. FAN, Chihhao; KO, Chun-Han; WANG, Wei-Shen. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. *In: Journal of Environmental Management*, 2009. vol. 90(5). p. 1824-1832. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.011>
20. FARR, Tom G; ROSEN, Paul; CARO, Edward; CRIPPEN, Robert; DUREN, Riley; HENSLEY, Scott; KOBRICK, Michael; PALLER, Mimi; RODRIGUEZ, Ernesto; ROTH, Ladislav; SEAL, David; SHAFFER, Scott; SHIMADA, Joanne; UMLAND, Jeffrey; WERNER, Marian; OSKIN, Michael; BURBANK, Douglas; ALSDORF, Douglas. The shuttle radar topography mission. *In: Reviews of Geophysics*. 2007.vol. 45 (2), p. 33. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
21. FEELY, Richard A; ALIN, Simone; NEWTON Jan; SABINE, Christopher; WARNER, Mark. The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. *In: Estuarine, Coastal and Shelf Science*. August, 2010. vol. 88, p. 442-449. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.05.004>
22. FERREIRA, Rúbia Correa da Silva. Bacia do Rio Maruim: transformações e impactos ambientais. *In: Dissertação do Mestrado em Geografia*. Departamento de Geociências, Universidade Federal de Santa Catarina. 1994. <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/76051>
23. FONSECA, André; BOTELHO, Cidália; BOAVENTURA, Rui; VILAR, Vítor. Integrated hydrological and water quality model for river management: a case study on lena river. *In: Science of The Total Environment*. 2014. vol. 485-486. p. 474-489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.111>
24. FRAGOSO Jr, Carlos Ruberto; FERREIRA, Tiago Finkler; MOTTA MARQUES, David. Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos. Oficina de Textos, São Paulo, SP. 2009. p.304.
25. GEYER, Rockwell; MACCREADY, Parker. The estuarine circulation. *In: Annual review of fluid mechanics*. 2014 vol. 46. p. 175-197. <https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141302>
26. GLAMORE, William; MITROVIC, Sam; RUPRECHT, Jamie; DAFFORN, Keth; SCANES, Parker. The Hunter River estuary water quality model. *In: Australasian Coasts and Ports*. 2019. <https://researchers.mq.edu.au/en/publications/the-hunter-river-estuary-water-quality-model>

27. HANDLER, Nicholas; PAYTAN, Adina; HIGGINS, Christopher; LUTHY, Richard; BOEHM, Alexandria. Human development is linked to multiple water body impairments along the California coast. *Estuar. Coasts*, 29. 2006; pp. 860-870. <https://doi.org/10.1007/BF02786537>
28. HARARI, Joseph; CAMARGO, Ricardo. Modelagem numérica da região costeira de Santos (SP): circulação de maré. *Revista Brasileira de Oceanografia*. 1998. vol. 46. n. 2. p. 135-156 <https://doi.org/10.1590/S1413-77391998000200004>
29. HOYOS, Melissa Andrea; RODRÍGUEZ, Denisse Ariana; TORRES, Jesús Ernesto. Evaluación del recurso hídrico superficial en la subcuenca hidrográfica del río Frio en el departamento de Cundinamarca: Oferta, Demanda y Calidad Del Agua. En: *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. 2018. vol. 9. n. 1. <https://doi.org/10.22490/21456453.2075>
30. HOPKINSON, Charles; VALLINO, Joseph. The relationships among man's activities in watersheds and estuaries – a model of runoff effects on patterns of estuarine community metabolism. In: *Estuaries*. 1995. vol. 18. p. 598-621. <https://doi.org/10.2307/1352380>
31. HOPKINSON, Charles; GIBLIN, Annie; TUCKER, Jane; GARRITT, Roberth. Benthic metabolism and nutrient cycling along an estuarine salinity gradient. In: *Estuaries*. 1999. vol. 22. p. 863-88. <https://doi.org/10.2307/1353067>
32. JIANG, Tao; ZHONG, Ming; CAO, Ying Jie; ZOU, Long Jian; LIN, Bo; ZHU, Ai Ping. Simulation of water quality under different reservoir regulation scenarios in the tidal river. In: *Water resources management*. 2016. vol. 30. n. 10. p. 3593-3607. <http://link.springer.com/10.1007/s11269-016-1375-x>
33. JOHNSON, Billy; ZHANG, Zhonglong. One Dimensional Riverine Water Quality Modeling System (HEC-RAS/NSM). In: *International Congress on Environmental Modelling and Software*. July, 2016. <https://scholarsarchive.byu.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.com/&httpsredir=1&article=1296&context=iemssconference>
34. KIM, Seong; ARAL, Mustafa; EUN, Yongsoon.; PARK, Jisu; PARK, Chuljin. Impact of sensor measurement error on sensor positioning in water quality monitoring networks. In: *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 2017. vol. 31. n. 3). p. 743-756. <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1210-1>
35. LEONARD, Brian Philip. A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation. In: *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*. 1979. vol. 19. p. 59 – 98. [https://doi.org/10.1016/0045-7825\(79\)90034-3](https://doi.org/10.1016/0045-7825(79)90034-3)
36. LUCAS, Lisa. Implications of estuarine transport for water quality. In: *Estuarine Physics*. 2010. pp 273– 307. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511676567.011>
37. MALONE, Thomas; CROCKER, Louis; PIKE, Sean; WENDLER, Beth. Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. In: *Marine Ecology Progress Series*. 1988. vol. 48. p. 235–49. <https://www.jstor.org/stable/24827740>
38. MONTAGNA, Paul; PALMER, Terry. Water and sediment quality status and trends in the coastal bend, phase 2: Data analysis. In: *Coastal Bend Bays & Estuaries*. May, 2012. <http://www.cbbep.org/publications/publication1206updated.pdf>
39. MONTSERRAT, Santiago; TREWHELA, Terry; NAVARRO, Lucas; NAVARRETE, Alexander. Hydrochemical simulation of a mountain basin under hydrological variability. In: *AGU Fall Meeting Abstracts*. December, 2016. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2016AGUFM.H23A1535M/abstract>
40. MUNAR, Andrés Mauricio; CAVALCANTI, José Rafael; BRAVO, Juan Martín; FAN, Fernando Mainardi; DA MOTTA-MARQUES, David; FRAGOSO JR, Carlos Ruberto. Coupling large-scale hydrological and hydrodynamic modeling: Toward a better comprehension of watershed-shallow lake processes. In: *Journal of Hydrology*. July, 2018. vol. 564. p. 424-441. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.045>
41. MUNAR, Andrés Mauricio; CAVALCANTI, José Rafael; BRAVO, Juan Martín; DA MOTTA-MARQUES, David; FRAGOSO JR, Carlos Ruberto. Assessing the large-scale variation of heat budget in poorly gauged watershed-shallow lake system using a novel integrated modeling approach. In: *Journal of Hydrology*, August, 2019. vol. 575. p. 244-256. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.025>
42. PAERL, Hans; PINCKNEY, James; FEAR, Jhon; PEIERLS, Benjamin. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. In: *Marine Ecology Progress Series*. May, 1998. vol. 166. p. 17-25. <https://www.int-res.com/articles/meps/166/m166p017.pdf>
43. PEIERLS, Benjamin; CARACO, Nina; PACE, Michael; COLE, Jonathan. Human influence on river nitrogen. In: *Nature*. 1991. vol. 350. p. 386-387. <https://doi.org/10.1038/350386b0>
44. PLEW, David; ZELDIS, Jhon; SHANKAR, Ude. Using Simple Dilution Models to Predict New Zealand Estuarine Water Quality. In: *Estuaries and Coasts*. 2018. vol. 41. p. 1643-1659. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0387-6>
45. RABALAIS, Nancy; DIAZ, Roberth; LEVIN, Lukas; TURNER, Roth; GILBERT, David; ZHANG, Ji. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. In: *Biogeosciences*. 2010, vol. 7(2). p. 585-619. <https://doi.org/10.5194/bg-7-585-2010>
46. RIECKEN, Sarah. A Compendium of Water Quality Models. BC Environment. Water Quality Branch. Government of British Columbia. 1995. p. 124. [https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-reference-documents/wq\\_ref\\_models\\_compendium.pdf](https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-reference-documents/wq_ref_models_compendium.pdf)
47. ROVERSI, Fernando; ROSMAN, Paulo; HARARI, Joseph. Análise da renovação das águas do Sistema Estuarino de Santos usando modelagem computacional. In: *Revista Ambiente Água*. 2016. vol. 11. n. 3. p. 566-585. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1770>
48. SDS - Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável. Estudo de Regionalização de Vazões das Bacias Hidrográficas Estaduais do Estado de Santa Catarina. 2006. vol. 1. [http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib\\_top/DHRI/Legislacao/estudo\\_de\\_regionalizacao\\_hidrologica.pdf](http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/estudo_de_regionalizacao_hidrologica.pdf)
49. SEILER, Lilian; FIGUEIRA, Rubens; SCHETTINI, Carlos; SIEGLE, Eduardo. Three-dimensional hydrodynamic modeling of the Santos-São Vicente-Bertioga estuarine system, Brazil. In: *Regional Studies in Marine Science*. 2020. vol. 37. <https://doi.org/10.1016/j.rmsa.2020.101348>
50. SMITH, Ronald. Longitudinal dispersion of a buoyant contaminant in a shallow channel. In: *Journal of Fluid Mechanics*. December, 1976. vol. 78. n. 22. p. 677 – 688. <https://doi.org/10.1017/S0022112076002681>
51. SOUZA, Leandro; Moecke, Elisa Helena. Qualidade das águas superficiais do Rio Maruim avaliada pelo IQA-Índice de Qualidade das Águas. In: *Tecnologias para a sustentabilidade/Debates Interdisciplinares*. 2018. <https://doi.org/10.19177/978-85-8019-206-3.135-151>
52. STARK, Jeroen; SMOLDERS, Sam; MEIRE, Patrick; TEMMERMAN, Stijn. Impact of intertidal area characteristics on estuarine tidal hydrodynamics: A modelling study for the Scheldt Estuary. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2017. vol. 198. p. 138-155. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.004>
53. TOSIC, Marko; RESTREPO, Juan Dario; LONIN, Serguei; IZQUIERDO, Alfredo; MARTINS Flávio. Water and sediment quality in Cartagena Bay, Colombia: Seasonal variability and potential impacts of pollution. In: *Estuarine Coastal and Shelf Science*. January, 2019. vol. 216. p. 187-203. ISSN 0272-7714. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.013>
54. USACE - U. S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. HEC-RAS: River Analysis System, Hydraulic Reference Manual. California. 2010

55. USACE- U. S. ARMY CORPS OF ENGINEER. HEC-GeoRAS: GIS Tools for Support of HEC-RAS using ArcGIS. California. 2011
56. VERNBERG, Jhon; VERNBERG, Will; BLOOD, Eddy; FORTNER, Alex. c In: Netherlands Journal of Sea Research. December, 1992. vol. 30. p. 239-248 [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(92\)90062-J](https://doi.org/10.1016/0077-7579(92)90062-J)
57. VON SPERLING, Marcos. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais UFMG. 2007. vol. 7. p. 588.
58. WANG, Biao; LU, Shi; LIN, Wei; YANG, Yi; WANG, Dao. Water quality model with multiform of N/P transport and transformation in the Yangtze River Estuary. In: Journal of Hydrodynamics. 2016. vol. 28(3). p. 423-430. [https://doi.org/10.1016/S1001-6058\(16\)60645-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(16)60645-5)
59. WANG, Hongqing; CHEN, Qun; HU, Kelin. A Modeling Study of the Impacts of Mississippi River Diversion and Sea-Level Rise on Water Quality of a Deltaic Estuary. In: Estuaries and Coasts. 2017. vol. 40. p. 1028-1054 <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0197-7>
60. WANG, Junli; FU, Zishi; QIAO, Hongxia; LIU, Fuxing. Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China. In: Science of the Total Environment. 2019. vol. 650. p. 1392-1402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.137>
61. WHITE, Elliott; KAPLAN, David. Restore or retreat? Saltwater intrusion and water management in coastal wetlands. In: Ecosystem Health and Sustainability. January, 2017. vol.3. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1258>
62. WU, Weiming. 2008. Computational River Dynamics. Taylor and Francis group, London, UK.
63. XU, Cong; ZHANG, Jinjie; BI, Xiaowei; XU, Zheng; HE, Yiliang; GIN, Karina. Developing an integrated 3D-hydrodynamic and emerging contaminant model for assessing water quality in a Yangtze Estuary Reservoir. In: Chemosphere. 2017. vol. 188. p. 218-230. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.121>
64. YANG, Yen; CHEN, Xiaofeng; LI, Yangyang; XIONG, M Ming; SHEN, Zhenyao. Modeling the effects of extreme drought on pollutant transport processes in the Yangtze River estuary. In: JAWRA Journal of the American Water Resources Association. 2015. vol. 51. n. 3. p. 624-636. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12313>
65. YAO, Hong; QIAN, Qian; YIN, Hong; GAO, Hailong; WANG, Yulei. Regional risk assessment for point source pollution based on a water quality model of the Taipu river, China. In: Risk Analysis. 2015. vol. 35. n. 2. p. 265-277. <https://doi.org/10.1111/risa.12259>
66. ZADEH, Farkhondeh; NOSSENT, Jiri; WOLDEGIORGIS, Befekadu; BAUWENS, Willy; VAN GRIENSVEN, Ann. Impact of measurement error and limited data frequency on parameter estimation and uncertainty quantification. In: Environmental Modelling & Software. 2019. vol. 118. p. 35-47. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.03.022>

## Anexos

**Anexo 1.** Fotografías de los 12 puntos de monitoreo de calidad de agua: P1, ETE, P3, R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, T1, T2.

**Fuente:** Casan (2016).



R1



R2



R3



R4



R5



R6



R7



R8





R9



R10



R11



R12

**Anexo 2.** Coeficientes estimados para los parámetros de calidad de agua del modelo HEC-RAS.

**Fuente:** Los autores

Parámetro	Símbolo	Valor estimado	Rango sugerido	$\theta$	Unidad
<b>Oxígeno Disuelto (OD)</b>					
Producción por unidad de crecimiento algal	$\alpha_3$	1.4	1.4 – 1.8		mgO/mgA
Absorción por unidad de respiración algal	$\alpha_4$	1.6	1.6 – 2.3		mgO/mgA
Absorción por unidad de $\text{NH}_4$ oxidada	$\alpha_5$	3	3 – 4		mgO/mgN
Absorción por unidad de $\text{NO}_2$ oxidado	$\alpha_6$	1	1 – 1.14		mgO/mgN
Reaeración atmosférica	$K_2$	0.62	0 – 100	1,024	$\text{d}^{-1}$
Demanda do sedimento	$K_4$	2.25	> 0	1,06	$\text{d}^{-1}$
<b>DBO</b>					
Tasa de Decaimiento (oxidación)	$K_1$	0.02	0.02 – 3.4	1,047	$\text{d}^{-1}$
Tasa de sedimentación	$K_3$	-0.15	-0.36 – 0.36	1,024	$\text{d}^{-1}$
<b>Nitrógeno (N)</b>					
OrgN>> $\text{NH}_4$ (Hidrólisis)	$\beta_3$	0.02	0.02 – 0.4	1,047	$\text{d}^{-1}$
$\text{NH}_4$ >> $\text{NO}_2$	$\beta_1$	0.1	0.1 – 1	1,083	$\text{d}^{-1}$
$\text{NO}_2$ > $\text{NO}_3$	$\beta_2$	0.2	0.2 – 2	1,047	$\text{d}^{-1}$
Org-N Tasa de sedimentación	$\sigma_4$	0.001	0.001 – 0.1	1,024	$\text{d}^{-1}$
$\text{NH}_4$ Tasa de origen bentónica	$\sigma_3$	-1	Variable	1,04	$\text{mgN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
KNR Factor de inhibición de nitrificación	KNR	0.6	0.6 – 0.7		L.mg-1

Continúa en la página siguiente

Fósforo (P)					
OrgP->InorgP	$\beta_4$	0.01	0.01 – 0.07	1,047	
Org-P Tasa de Sedimento	$\sigma_5$	0.001	0.001 – 0.1	1,024	d <sup>-1</sup>
Tasa de origen bentónica	$\sigma_2$	0.001	Variable	1,074	d <sup>-1</sup>
Temperatura					
Constante	T	20			°C

**Anexo 3.** Secciones transversales mojadas en cada uno de los puntos de monitoreo evaluados a partir de la simulación con HEC-RAS utilizando régimen de flujo permanente.

**Fuente:** Los autores.

