

DOI: 10.24850/j-tyca-14-03-07

Artículos

Aplicación preliminar del modelo MIKE 21 en un embalse eutrófico durante eventos de crecidas: caso embalse San Roque, Argentina

Preliminary application of the MIKE 21 model in a eutrophic reservoir during flood events: San Roque reservoir case, Argentina

Gabriela Alejandra Ponce¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6980-4945>

María Inés Rodríguez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2649-4841>

Ana Laura Ruibal-Conti³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2361-4860>

Jonathan Muchiut⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1035-7313>

Andrés Rodríguez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, alejandraponce47@hotmail.com

²Área de Limnología Aplicada y Calidad de Agua, Centro de la Región Semiárida (CIRSA), Instituto Nacional del Agua, Córdoba, Argentina, mirodriguez@ina.gob.ar



³Área de Limnología Aplicada y Calidad de Agua, Centro de la Región Semiárida (CIRSA), Instituto Nacional del Agua, Córdoba, Argentina, alrc71@gmail.com

⁴Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, jonathan.muchiut@unc.edu.ar

⁵Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Gabriela Alejandra Ponce, alejandraponce47@hotmail.com

Resumen

La eutrofización constituye uno de los problemas primordiales en calidad de agua, especialmente en cuerpos de agua usados como fuentes de abastecimiento de agua potable. La causa principal de la eutrofización radica en el aporte de nutrientes que desde las cuencas llegan al cuerpo receptor, aumentan su productividad y causan efectos negativos, como floraciones algales tóxicas.

En los últimos años, la aplicación de modelos numéricos de calidad de agua ha resultado una herramienta útil para evaluar y predecir problemáticas ambientales como la eutrofización y consecuentemente para la gestión de los recursos hídricos. En general, estos modelos son precedidos de una modelación hidrodinámica.



En este trabajo se aplica el modelo numérico bidimensional MIKE 21 al embalse San Roque (Córdoba, Argentina) para estudiar y evaluar la dinámica de variables hidrodinámicas y de calidad de agua asociadas con procesos de eutrofización y en respuesta a eventos de crecida ocurridos en el periodo enero-abril de 2017.

Se modelaron y evaluaron las variables hidrodinámicas como velocidad y niveles de agua, y las variables de calidad de agua biológicas como clorofila *a*, e inorgánicas como oxígeno disuelto, fósforo y nitrógeno. Los resultados mostraron el efecto que los eventos de crecida tuvieron sobre la distribución espacial y temporal de estas variables.

El modelo presentó un buen desempeño con respecto a las variables hidrodinámicas y de calidad de agua inorgánicas con errores porcentuales absolutos (MAPE) por debajo del 10 %. Sin embargo, se observó un menor ajuste de las variables de calidad de agua biológicas.

Palabras clave: calidad de agua, modelación, eutrofización, hidrodinámica, embalses y lagos.

Abstract

Eutrophication is one of the main problems in water quality, especially in water bodies used as sources for drinking water supply. The main cause of eutrophication lies in the contribution of nutrients that reach the water body from its catchment, increasing its productivity and causing negative effects such as toxic algal blooms.

In recent years, the application of numerical water quality models has been a useful tool for evaluating and predicting environmental

problems such as eutrophication, consequently a valuable tool for the management of water resources. In general, these models are preceded by hydrodynamic modeling.

In this work, the two-dimensional numerical model MIKE 21 is applied to the San Roque reservoir (Córdoba, Argentina). It was used to study and evaluate the dynamics of hydrodynamic and water quality variables associated with eutrophication processes and in response to flood events that occurred in the period January-April 2017.

The hydrodynamic variables (speed and water levels), the biological water quality variables (chlorophyll *a*), and inorganic variables (dissolved oxygen, phosphorus and nitrogen) were modeled and evaluated. The results showed the effect that flood events had on the spatial and temporal distribution of these variables.

The model presented a good performance with respect to the hydrodynamic and inorganic water quality variables with Absolute Percentage Errors (MAPE) below 10 %. However, a lower adjustment of the biological water quality variables was observed.

Keywords: Water quality, modeling, eutrophication, hydrodynamics, reservoirs and lakes.

Recibido: 21/12/2020

Aceptado: 24/12/2021

Introducción

La degradación de la calidad del agua en los embalses, como la eutrofización, es una de las principales preocupaciones a nivel mundial debido al impacto que genera en sus distintos usos como actividades recreativas, producción hidroeléctrica, fuentes de agua para riego, industria y provisión de agua para consumo humano.

La eutrofización es el proceso por el cual la producción primaria aumenta por un mayor aporte de nutrientes al ecosistema. aporte puede estar influenciado por diversos factores y está relacionado con fenómenos que ocurren en la cuenca de aporte y en el cuerpo de agua.

A principios de la década de 1960, los embalses fueron los primeros cuerpos de agua donde se observaron los efectos de eutrofización (Dillon & Rigler, 1974; Vollenweider & Kerekes, 1982) y una de las causas principales estaba relacionada con la dinámica de los nutrientes, en particular el fósforo (Vincon & Casenave, 2019). Algunos de los efectos de la eutrofización son el aumento de la biomasa del fitoplancton con dominancia frecuente de las cianobacterias, la disminución de la transparencia del agua y el hipolimnion con baja o nula concentración de oxígeno (Dodds, 2006; Wetzel, 2001). Para comprender de manera integral esta problemática es necesario conocer los fenómenos hidráulicos, hidrológicos, ambientales, biológicos y químicos-físicos involucrados en el proceso de eutrofización. Los modelos numéricos de calidad de agua estudian la complejidad de tales procesos y sus interacciones. Habitualmente se emplean modelos no lineales debido a la

naturaleza misma de los procesos que se pretenden simular, y expresiones matemáticas referidas a ecuaciones diferenciales parciales, que resultan de aplicar el principio de conservación de masa (García-Quintero & Neira-Obregón, 2008).

En la actualidad existen un sinnúmero de herramientas computacionales y su elección depende de la disponibilidad de información, propósito de la modelación y los procesos a modelar (Bazán *et al.*, 2005; García-Quintero & Neira-Obregón, 2008). Existen modelos comerciales como MIKE, TUFLOW y modelos libres como IPH-ECO, GETM-FABM, DELFT3D, CE QUAL-W2, entre otros.

En este trabajo se estudia el caso del embalse San Roque (ESR), que constituye una de las dos fuentes de suministro de agua potable para la ciudad de Córdoba y que presenta un significativo deterioro en su calidad de agua. A lo largo del tiempo, para evaluar su calidad, se han aplicado modelos que combinan módulos hidrodinámicos y de calidad de agua unidimensionales (Ruibal *et al.*, 1999; Pirard, 1999; Morillo, 2002; Antenucci, Alexander, Romero, & Imberger, 2003; Bustamante, Granero, Bonetto, Morillo, & López, 2002; Di-Paolo, 2007), y modelos tridimensionales que combinan módulos hidrodinámicos y de calidad de agua (Ruibal *et al.*, 1999; Di-Paolo, 2007; Muchiut, 2020; Ryan, 2012).

Si bien los estudios realizados sobre el embalse fueron variados, ninguno de ellos ha abordado el estudio de la variabilidad temporal y espacial de su calidad en relación con eventos de crecida.

El objetivo de este trabajo fue aplicar, de modo preliminar, el modelo bidimensional MIKE 21 para estudiar la variabilidad de la calidad del agua del embalse en relación con el aporte de nutrientes generados

por los eventos de crecida ocurridos en los principales tributarios en el periodo enero-abril de 2017.

Se presentan y discuten las variables hidrodinámicas y de calidad de agua modeladas, y las principales dificultades encontradas en el análisis de estos eventos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde al embalse San Roque (ESR), ubicado en Córdoba, Argentina. La descarga de este embalse da nacimiento al río Suquía y consta de un vertedero tipo Morning Glory, cuya cota es de 35.30 m. La cuenca de aporte al embalse abarca un área de aproximadamente 1 750 km² y está conformada por las subcuencas de los cuatro tributarios que desembocan en el San Roque: río San Antonio, río Cosquín, arroyo Las Mojaras y arroyo Los Chorrillos; los dos primeros son los dos tributarios de mayor importancia (Figura 1).

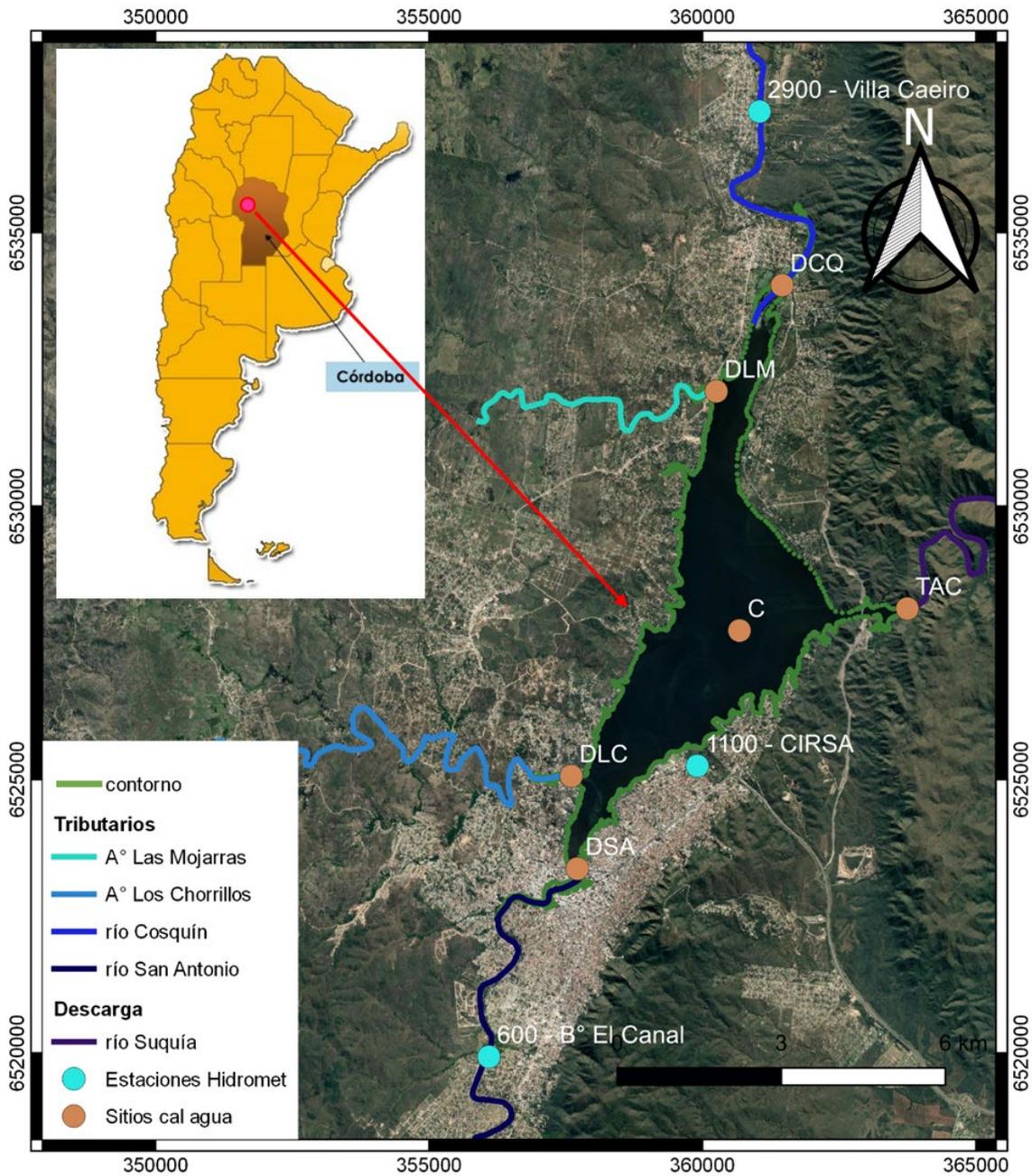


Figura 1. Ubicación del embalse San Roque (360399-6528239), tributarios y descarga, estaciones hidrometeorológicas y sitios de muestreo de variables de calidad de agua.

Obtención y pretratamiento de datos

Batimetría

Los datos batimétricos fueron provistos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba. La batimetría fue realizada en el año 2016 por Gómez, Raniolo, Pierini y Pons (2016), y presenta un límite demarcado por la última curva de nivel (cota 35.35 m) apenas 5 cm por encima de la cota del labio del vertedero (Figura 2).

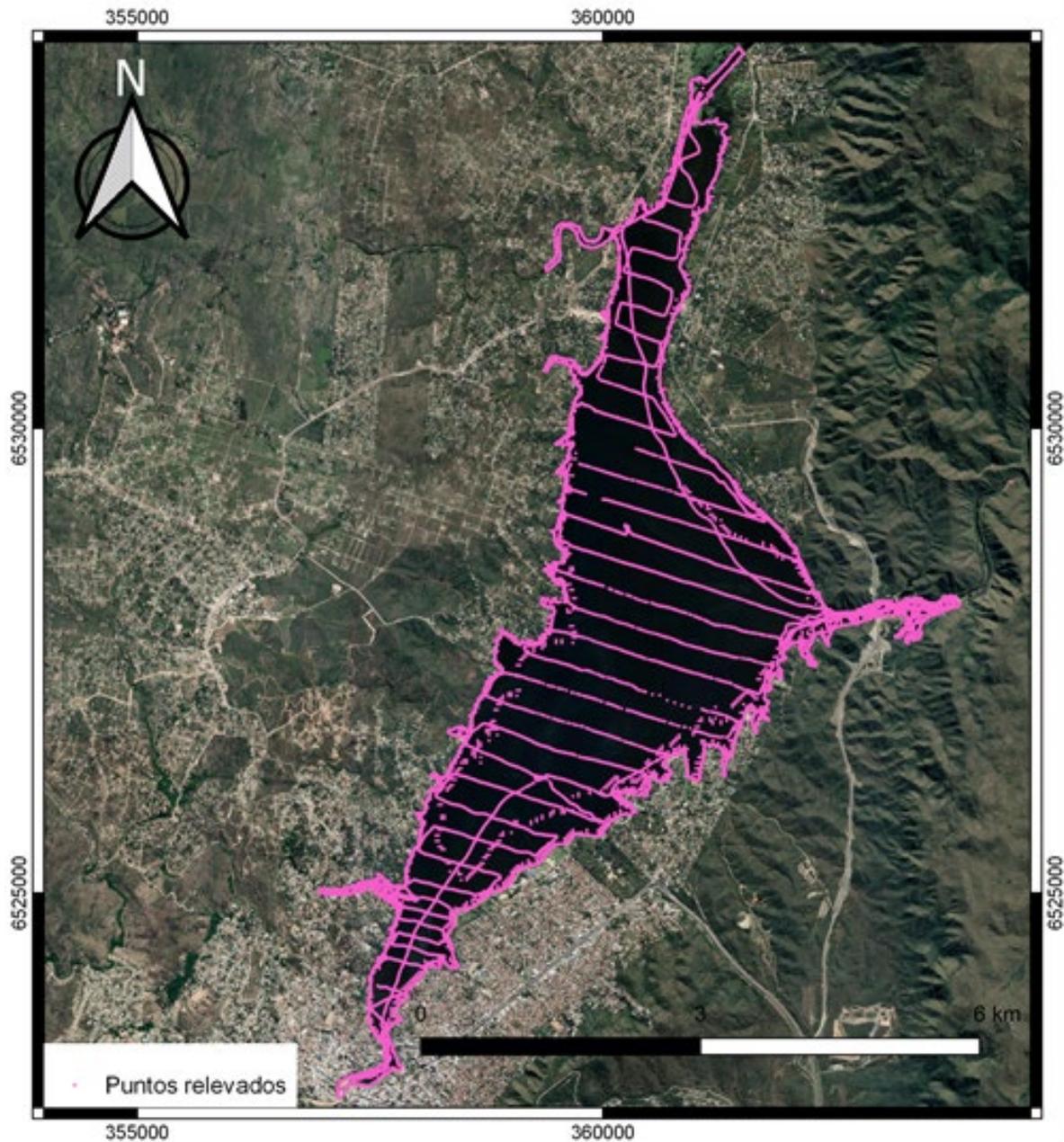


Figura 2. Puntos batimétricos provistos por Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba. Relevado por Gómez *et al.* (2016).

Balance hídrico

Los procesos que se desarrollan en un embalse se pueden reducir a un balance hídrico o bien balance de masas, en donde se consideran ingresos o egresos de agua del dominio, formado por el mismo cuerpo de agua, sin considerar los procesos en su interior. La ecuación de balance resulta:

$$\frac{\partial V}{\partial t} = Q_{\text{entrante}} - Q_{\text{saliente}} \quad (1)$$

Donde:

$\frac{\partial V}{\partial t}$ es el cambio de volumen del embalse por unidad de tiempo, es decir, el almacenamiento.

Q_{entrante} es el caudal que ingresa al dominio a través de los cuatro tributarios: San Antonio (SA), Los Chorrillos (LC), Las Mojarras (LM) y Cosquín (CQ).

Q_{saliente} es el caudal eliminado del sistema denominado descarga y que se realiza a través de válvulas, de toma para generación de energía hidroeléctrica (turbinado) y por vertedero.

Información hidrometeorológica

Las variables hidrometeorológicas se tomaron de la base de datos generada por el Centro de la Región Semiárida-Instituto Nacional del Agua (CIRSA-INA) (INA, 2020), de la base de datos de la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y de la página web WindGURU que se basa en el modelo GFS (Global Forecast System)-National Centers for Environmental Prediction (NCEP)-National Weather Service (NWS), EUA. En la Tabla 1, Tabla 2 y Figura 1 se describen dichas variables, su fuente de información, el intervalo de medición para cada serie de datos y el periodo analizado en el modelo. Las variables de interés corresponden a caudales entrantes y salientes, niveles de agua en el embalse, temperatura del aire, radiación solar y viento.

Tabla 1. Resumen de la información de variables hidrometeorológicas medidas (fuente: CIRSA-INA) (INA, 2020).

Variable	Estación	Ubicación	Intervalo de la serie de medición	Periodo utilizado
Nivel de agua tributarios	600 (B° El Canal)	356092E- 6519933S	30 min	1 enero- 30 abril de 2017
	2900 (Villa Caeiro)	361038E- 6537215S	20 min	
Temperatura del aire	1102 (CIRSA)	359902E- 6525251S	1 hora	
Radiación solar	1103 (CIRSA)		30 min	

Tabla 2. Resumen de la información de variables hidrometeorológicas medidas (fuente: SRH, 2012).

Variable	Fuente de información	Intervalo de la serie de medición	Periodo Utilizado
Nivel de agua embalse	Secretaría de Recursos Hídricos http://www.cba.gov.ar/niveles-de-presas/	24 horas	1 enero- 30 abril de 2017
Viento	Modelo numérico GFS https://www.windguru.cz	6 horas	
Caudal erogado por válvulas	Secretaría de Recursos Hídricos	24 horas	
Caudal turbinado	Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC)	24 horas	
Caudal erogado por vertedero	Secretaría de Recursos Hídricos	24 horas	

Los caudales entrantes se obtienen de la suma de caudales aportados por los ríos San Antonio (SA) y Cosquín (CQ), y los arroyos Los Chorrillos (LC) y Las Mojarras (LM).

$$Q_{\text{entrante}} = Q_{CQ} + Q_{SA} + Q_{LM} + Q_{LC} \quad (2)$$

Los ríos más caudalosos SA y CQ cuentan con un sensor de nivel de agua: estación 600 (B° El Canal) para el río SA, que mide dos valores de nivel de agua cada 30 minutos, y estación 2900 (Villa Caeiro) para el río CQ, que mide dos valores de nivel de agua cada 20 minutos. Una vez analizados y procesados los datos de nivel, se calculó el promedio de los valores medidos, obteniendo así las series diarias de nivel (Tabla 1). Luego, mediante curvas H-Q calibradas, se transformaron los datos de nivel en caudales estimados Q_{CQ} y Q_{SA} (Guillén *et al.*, 2020). Los arroyos LC y LM no cuentan con registro continuo de mediciones, por lo que se asumieron constantes e iguales a sus caudales medios. Según estudios realizados por Silber (1985) para un periodo entre 1945-1976, los valores son $Q_{LC} = 0.69 \text{ m}^3/\text{s}$ y $Q_{LM} = 0.67 \text{ m}^3/\text{s}$.

Los caudales salientes diarios resultan de la suma de caudales eliminados del dominio:

$$Q_{saliente} = Q_{válvulas} + Q_{turbinado} + Q_{vertedero} \quad (3)$$

El $Q_{válvulas}$ es función del nivel de agua en el momento de apertura de las válvulas como así también del porcentaje de apertura (SRH, 2012). El momento de apertura, porcentaje y nivel son obtenidos de la SRH de la provincia de Córdoba.

El $Q_{turbinado}$ se obtiene de la Empresa Aguas Cordobesas S.A., que se lo suministra la Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC) (Busso, comunicación personal 23/04/2018).

El $Q_{\text{vertedero}}$ es función del nivel sobre el labio del mismo que será la ecuación típica para un vertedero de longitud igual a su perímetro, o la de un orificio cuando se encuentra trabajando ahogado (SRH, 2012).

Los **niveles del embalse** se obtienen de la base de datos de SRH de la provincia de Córdoba (<http://www.cba.gov.ar/niveles-de-presas/>), con datos en metros a paso diario (Tabla 2).

El **viento** se obtiene de la página web libre “WindGURU”, con datos en m/s para la velocidad y en grados para la dirección, a paso de tiempo horario (seis horas). En el modelo se aplica esta variable de manera uniforme en todo el dominio con variación temporal cada seis horas (Tabla 2).

La **temperatura del aire** se obtiene de la estación N° 1102 (CIRSA), que cuenta con datos cada una hora en °C. En el modelo se ingresan los datos agregados cada ocho horas y se aplican de manera uniforme en todo el dominio (Tabla 1).

La **radiación solar** se obtiene de la estación N° 1103 (CIRSA), con datos en Langley cada 30 minutos. Los datos atípicos fueron eliminados de acuerdo con la metodología propuesta por Chow (1959). Una vez analizada la serie, en el modelo se ingresan los datos cada ocho horas, excluyendo las horas nocturnas, y se aplican de manera uniforme en todo el dominio transformando previamente las unidades de Langley a Watt/m² (Tabla 1):

$$\frac{\text{Watt}}{\text{m}^2} = \text{Langley} \frac{41868}{3600} \quad (4)$$

Información sobre calidad de agua

Las variables de calidad de agua se tomaron de la base de datos generada por INA-CIRSA (INA, 2020) y presentan la medición de un día en el mes. En la Tabla 3 y Figura 1 se observan los sitios de muestreo en el embalse, que corresponden a la desembocadura del río Cosquín (DCQ), desembocadura del arroyo las Mojarras (DLM), desembocadura del arroyo los Chorrillos (DLC), desembocadura del río San Antonio (DSA), centro del embalse (C) y paredón del embalse anterior al nacimiento del río Suquía (TAC).

Tabla 3. Resumen de la información de variables de calidad de agua medidas (fuente: CIRSA-INA) (INA, 2020).

Variable	Sitios de muestreo	Ubicación	Intervalo de la serie de medición	Periodo utilizado
Variables determinadas <i>in situ</i> , en laboratorio y calculadas	C	360672E - 6527725S	mensual	1 enero-30 abril de 2017
	DCQ	361453E - 6534038S		
	DLC	357597E - 6525066S		
	DLM	360250E - 6532100S		
	DSA	357708E - 6523372S		
	TAC	363741E - 6528127S		

En este trabajo se estudian y analizan los sitios DCQ, DSA, TAC y C, en donde se miden variables *in situ* y se toman muestras de agua para determinar otras variables en laboratorio. También mediante bibliografía de referencia se estiman las demás variables necesarias para el modelo (Tabla 4).

Tabla 4. Variables de calidad de agua medidas *in situ*, determinadas en laboratorio y calculadas.

Variables	Símbolo	Unidad
Determinada <i>in situ</i>		
Temperatura	T	°C
Oxígeno disuelto	OD	mg/l
Determinada en laboratorio		
Nitrógeno de amonio	N-NH ₄	µg/l
Nitrógeno de nitrato	N-NO ₃	µg/l
Nitrógeno de nitrito	N-NO ₂	µg/l
Fósforo reactivo soluble	PRS	µg/l
Carbono orgánico total	COT	mg/l
Clorofila <i>a</i>	Cl <i>a</i>	µg/l
Calculadas		
Carbono de fitoplancton	Fito C	mg/l
Nitrógeno de fitoplancton	Fito N	mg/l
Fósforo de fitoplancton	Fito P	mg/l
Detríticos C	-	mg/l
Detríticos N	-	mg/l
Detríticos P	-	mg/l
Fósforo inorgánico disuelto	PID	mg/l
Nitrógeno inorgánico disuelto	NID	mg/l

De las variables calculadas: el Fito C se obtiene de la relación entre carbono en $\mu\text{mol/l}$ y clorofila *a* en $\mu\text{g/l}$, y según Figueiras y Niell (1987) para la estación de verano la relación es C:clorofila *a* (122.45:1). El fito N y fito P se calculan según la proporción de Redfield (Klapper, 1991): C:N:P (106:16:1). El detrítico C se calcula, según Roldán-Pérez y Ramírez-Restrepo (2008), como el 10 % del COT. Los detríticos N y P se determinan utilizando la proporción de Redfield (Klapper, 1991): C:N:P (106:16:1). El NID se obtiene a partir de la suma del nitrógeno de amonio, nitrógeno de nitrato y nitrógeno de nitrito. Y el PID se adopta como el PRS.

Configuración del modelo numérico

El modelo numérico MIKE 21 resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes promediadas por Reynolds que rigen la hidrodinámica a través de diferencias finitas. Forma parte del grupo de paquetes de *software* de DHI. En el siguiente diagrama de flujo se plantean los pasos a seguir para la elaboración y posterior corrida del modelo aplicado en el ESR (Figura 3).

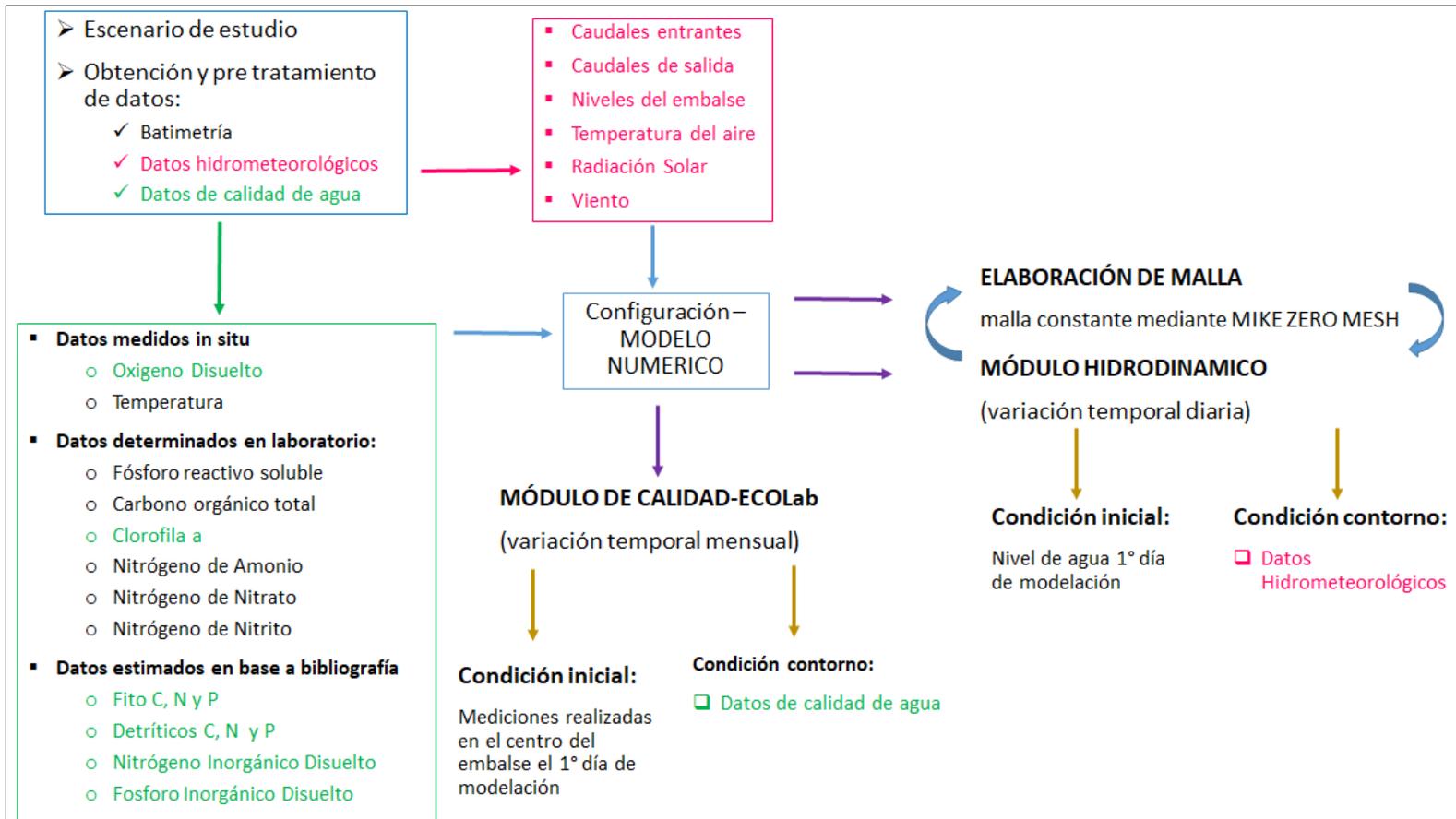


Figura 3. Diagrama de flujo de las etapas realizadas para la configuración y corrida del modelo MIKE 21 aplicado en el ESR.

Elaboración de la malla

El modelo número MIKE21 utiliza una malla constante en el plano horizontal con base en un sistema de georreferenciación UTM 20N, mientras que los datos de batimetría provistos por la SRH se encontraban

georreferenciados al sistema UTM 20S, por lo que fue necesario una conversión en el sistema de coordenadas.

Para la definición de la malla constante se partió de la batimetría del año 2016 (DHI, 2016). A través del módulo "MIKE ZERO MESH" se obtuvo la triangulación compuesta por 4 893 elementos y 3 312 nodos. Luego, usando interpolación lineal, se definió la batimetría.

Posteriormente se probó la malla corriendo el módulo hidrodinámico, y se observaron grandes diferencias entre los niveles de agua obtenidos del modelo y los medidos. Estas diferencias se relacionaron no sólo a la falta de datos sobre caudales de entrada y salida sino también a la falta de datos batimétricos para cotas superiores al máximo obtenido para la batimetría 2016 de 35.35 m.

Para corregir tales errores se extendió la zona de estudio a un área mayor al límite del espejo de agua, adicionando curvas de nivel hasta los 95 m mediante el *software* Global Mapper. Se emplearon imágenes satelitales obtenidas por radar (SRTM Worldwide Elevation Data-3-arc-second-Resolution).

La última curva de nivel a 95 m se seleccionó para garantizar el correcto funcionamiento del modelo. Al mismo tiempo se analizaron videos de los resultados obtenidos de la corrida para corroborar que no existieran zonas inundadas fuera del dominio de estudio.

Finalmente, se llevó a cabo nuevamente la triangulación compuesta por 6 880 elementos y 3 923 nodos. Mediante interpolación lineal se definió la batimetría que se usó en el modelo MIKE 21.

Módulo hidrodinámico HD

El modelo hidrodinámico simula las variaciones y flujos del nivel de agua en respuesta a una variedad de agentes forzantes y externos como la radiación solar, temperatura del aire y viento.

Para la configuración del modelo se consideraron los datos batimétricos (Figura 2) y complementarios (Tabla 5). Y para la corrida del modelo se establecieron condiciones iniciales y de contorno utilizando las variables de entrada que se describen en la Tabla 1 y Tabla 2. Como condición inicial se propuso el nivel de la superficie de agua del primer día de modelación (01/01/2017) aplicado de manera uniforme en la superficie de agua. Como condición de contorno se consideraron las series de caudales de los tributarios (SA-CQ-LC-LM) y de la descarga (turbinado, vertedero y válvulas).

Tabla 5. Datos complementarios sobre resistencia de fondo y coeficientes de inundación y sequía.

Datos complementarios	
<i>n</i> Manning	0.028
Resistencia de fondo	0.050
Coefficiente de inundación	0.026
Coefficiente de sequía	0.0105

Los datos complementarios hacen referencia a información adicional que se consideró en el modelo sobre la resistencia de fondo, que se

describe mediante el número de Manning, y sobre los coeficientes de inundación y sequía, que se definen mediante una profundidad mínima de agua permitida en un punto antes de que se tome fuera del cálculo y una profundidad máxima de agua que permite reentrar un punto en el cálculo (Tabla 5). Para determinar la resistencia de fondo se consideró el número de Manning en función de la rugosidad de fondo y la elevación de agua obtenida al inicio de la modelación (33.56 m, 01/01/2017).

Los resultados de la salida del módulo HD se usaron como entrada para el módulo de calidad de agua ECOLab.

Módulo de calidad de agua-ECOLab

El módulo ECOLab contiene las descripciones matemáticas de ecuaciones diferenciales de un ecosistema, incluyendo los procesos que lo afectan. Estas descripciones matemáticas están divididas en seis tipos de componentes: variables de estado, constantes, variables forzantes, procesos y resultados. Además, contiene plantillas que describen las relaciones físicas, químicas y ecológicas en el ambiente. Para este trabajo se utiliza el “Modelo de eutrofización 1, básico” usando el método de integración de Euler. El modelo aplica una matriz de procesos donde muestra la interacción entre variables de estado y procesos, y obtiene una descripción general de las variables y qué procesos los afectan.

Las variables de entrada del modelo fueron los niveles de agua obtenidos como resultado del módulo hidrodinámico, variables de estado

(Tabla 3) y forzantes (Tabla 1), constantes, condiciones iniciales y condiciones de contorno.

Las variables de estado describen el estado del ecosistema y lo que se desea predecir. Para este modelo se usó Fito C, Fito N, Fito P, clorofila *a*, detríticos C, detríticos N, detríticos P, NID, PID y OD. En cuanto al zooplancton, se adoptaron valores predeterminados sugeridos por el modelo (DHI, 2017). Las variables forzantes se utilizan como argumentos en las expresiones matemáticas de procesos, varían en el tiempo y representan variables de índole externa que tienen efectos en el ecosistema, donde en este modelo se consideró la temperatura, radiación solar y viento. Las constantes son, por ejemplo, las tasas específicas de coeficientes, los exponentes y la concentración de máxima saturación, entre otras. Para la plantilla elegida se deben escoger 71 valores de constantes; para este trabajo se consideraron los valores definidos por defecto en el modelo (DHI, 2017).

Los procesos describen las transformaciones que afectan el estado de las variables; son usados como argumentos en ecuaciones diferenciales que el modelo resuelve para determinar el estado de las variables.

Para las condiciones de contorno se utilizaron los puntos DSA, DCQ y TAC, que corresponden a las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín, y paredón del embalse anterior al nacimiento del río Suquía (descarga del sistema) (Tabla 6). En las DLC y DLM no se contó con mediciones *in situ* ni variables determinadas en laboratorio o variables calculadas, por lo que se utilizaron valores sugeridos por el modelo.

Tabla 6. Condiciones de contorno. Variables en DSA, DCO y TAC.

Condiciones de contorno Sitios de muestro		Enero	Febrero	Marzo	Abril
Fito C (mg/l)	DSA	0.793	0.090	0.059	0.971
	DCQ	0.087	0.003	0.244	0.059
	TAC	0.031	0.156	0.021	0.001
Fito N (mg/l)	DSA	0.120	0.014	0.009	0.147
	DCQ	0.013	0.0004	0.037	0.009
	TAC	0.005	0.024	0.003	0.0002
Fito P (mg/l)	DSA	0.0075	0.0008	0.0006	0.0092
	DCQ	0.0008	0.00003	0.0023	0.0006
	TAC	0.0003	0.0015	0.0002	0.00001
Clorofila a (mg/l)	DSA	0.539	0.061	0.040	0.660
	DCQ	0.059	0.002	0.166	0.040
	TAC	0.021	0.106	0.014	0.001
Detríticos C (mg/l)	DSA	1.960	0.630	0.400	0.620
	DCQ	0.440	1.770	1.600	0.360
	TAC	0.440	1.770	0.500	0.460
Detríticos N (mg/l)	DSA	0.296	0.095	0.060	0.094
	DCQ	0.066	0.267	0.242	0.054
	TAC	0.066	0.267	0.075	0,069
Detríticos P (mg/l)	DSA	0,018	0,006	0,004	0.006
	DCQ	0.004	0.017	0.015	0.003
	TAC	0.004	0.017	0.005	0.004

Condiciones de contorno		Enero	Febrero	Marzo	Abril
Sitios de muestro					
NID (mg/l)	DSA	0.282	0.490	2.006	0.246
	DCQ	0.158	0.719	0.146	0.384
	TAC	0.406	0.252	0.246	0.446
PID (mg/l)	DSA	0.038	0.038	0.227	0.020
	DCQ	0.020	0.061	0.026	0.017
	TAC	0.070	0.040	0.037	0.054
OD (mg/l)	DSA	10.30	9.20	1.28	9.29
	DCQ	10.48	5.50	8.86	8.97
	TAC	3.60	7.71	7.37	5.10

Para las condiciones iniciales se tomaron las mediciones realizadas en el centro del embalse en enero de 2017 (Tabla 7).

Tabla 7. Condiciones iniciales. Variables en C.

Condiciones iniciales Centro	Enero
Fito C (mg/l)	0.022
Fito N (mg/l)	0.003
Fito P (mg/l)	0.0002
Clorofila <i>a</i> (mg/l)	0.015
Detríticos C (mg/l)	0.49
Detríticos N (mg/l)	0.074
Detríticos P (mg/l)	0.005
Nitrógeno inorgánico (mg/l)	0.222
Fósforo inorgánico (mg/l)	0.056
Oxígeno disuelto (mg/l)	8.80

Periodo de análisis y paso de tiempo de simulación (condición de Courant-Fiedrichs-Lewy)

La elección del periodo de análisis, del paso de tiempo de simulación y del paso de tiempo para los archivos de salida del modelo se aplicó tanto al modelo hidrodinámico como al modelo de calidad ECOLab. El periodo de análisis abarca el primer cuatrimestre del año 2017, que incluye los meses de enero, febrero, marzo y abril; el paso de tiempo para la simulación fue de 60 segundos, considerando elementos de 200 m², y el paso de tiempo elegido para los resultados fue diario, reduciendo así el tamaño de los archivos de salida.

Resultados y discusión

Módulo hidrodinámico HD

Desempeño del modelo

Los resultados de niveles diarios obtenidos del modelo se aproximaron a los niveles medidos. El modelo reflejó el aumento de nivel con la consiguiente activación del vertedero (Figura 4a), como sucedió en el embalse a principios del mes de abril luego de crecidas ocurridas en los principales tributarios —SA y CQ— (Figura 4b). Estos eventos de precipitación se reflejaron de manera casi inmediata en los niveles del embalse, lo que se relaciona con sistemas hidrológicos típicos de zonas montañosas de pendientes geográficas grandes que generan importantes escurrimientos superficiales.

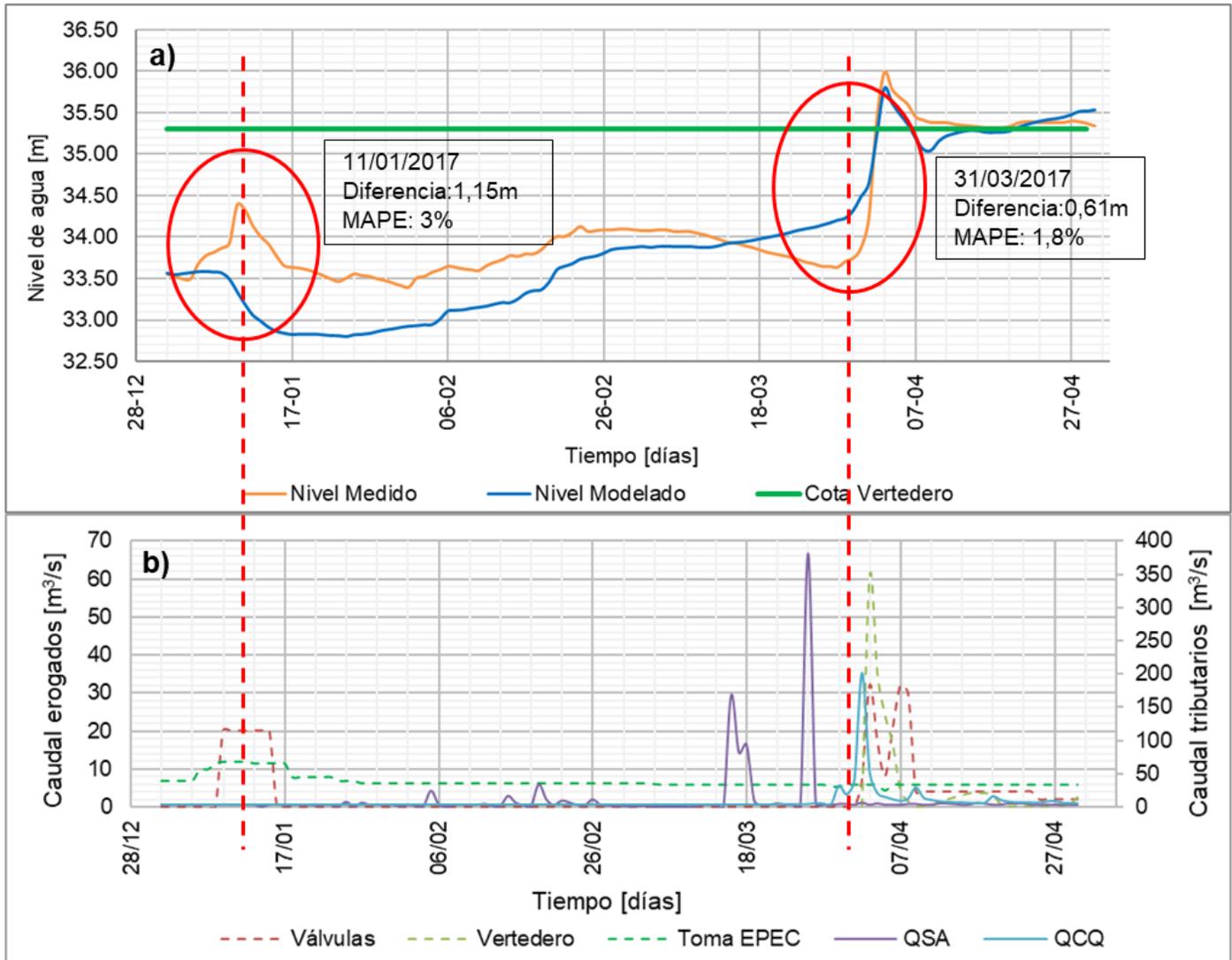


Figura 4. a) Niveles diarios del embalse; se comparan niveles modelados (azul) y niveles medidos (naranja); en verde se plantea la cota de vertedero (35.30 m). b) Serie diaria de caudales en los ríos CQ y SA, y serie de caudales erogados mediante válvulas, turbinado por EPEC y por vertedero.

Para evaluar el desempeño del modelo hidrodinámico se cuantificó el porcentaje de error obtenido para el mismo mediante el cálculo del error porcentual absoluto medio (MAPE), que compara los valores de nivel de agua medidos y los valores de nivel de agua modelados. Dicha métrica mide el tamaño del error en términos porcentuales y absolutos, y se calcula de la siguiente manera:

$$MAPE = \frac{100}{N} \times \sum_{i=1}^N \left| \frac{x-y}{x} \right| \quad (5)$$

Donde x son los valores de nivel de agua medidos; y , los valores de nivel de agua modelados, y N es la cantidad de datos.

Como primer paso se determinó el MAPE para las fechas 11/01/2017 y 31/03/2017, donde se observaron las mayores diferencias entre niveles medidos y modelados (Figura 4a). Para la primera fecha se obtuvo un valor igual al 3 % (con subestimación en los niveles modelados) y para la segunda fecha un valor igual al 1.8 % (con sobreestimación de los niveles modelados).

Estos errores podrían responder a una falta y/o registro erróneo de los datos. Para el primer caso (3 %), la crecida ocurrida el 11/01/2017 (Figura 4a) no se corresponde con los registros de caudales entrantes en ese día (Figura 4 b), coincidente a lo observado por Muchiut (2020), quien realizó un relevamiento de eventos no registrados que mostraron un déficit de agua.

Para el segundo caso (1.8 %), el modelo muestra incrementos de niveles (Figura 4a) que no se corresponden con los niveles medidos en el

embalse. El inventario de presas y centrales hidroeléctricas de la República Argentina (2012) muestra la curva de erogación para el turbinado (caudal erogado-nivel del embalse-potencia de la central), y establece un caudal erogado mínimo del orden de 13 m³/s; mientras que en el periodo de estudio, el caudal máximo erogado registrado fue de 12.5 m³/s; por ello, se podría suponer que hubo un registro erróneo o incompleto de caudales erogados por turbinado. Esto, a su vez, concuerda con Muchiut (2020), quien hizo un balance hídrico y observó un sobrante de agua para esta fecha.

Con base en el análisis previo, se consideró que la información disponible sobre los niveles de agua medidos, caudales de ingreso y caudales erogados para los meses de enero y marzo no fue suficiente o consistente.

Por lo tanto, como segundo paso, se analizó el MAPE solo para los meses de febrero y abril. Además, se recurrió a métricas comparativas, como RMSE y MAE, para evaluar la consistencia del modelo.

El error cuadrático medio (RMSE) mide la cantidad de error que hay entre dos conjuntos de datos: valores medidos y valores modelados, y se le conoce también como la raíz de la desviación cuadrática media:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(x-y)^2}{N}} \quad (6)$$

El error absoluto medio mide la diferencia entre dos variables en términos absolutos:

$$MAE = \frac{\sum|x-y|}{N} \quad (7)$$

Donde en la Ecuación (6) y Ecuación (7) x son los valores de nivel de agua medidos; y , los valores de nivel de agua modelados, y N es la cantidad de datos.

Los resultados obtenidos para los meses de febrero y abril se observan en la Tabla 8. Los porcentajes de error (MAPE) son aceptables, y a su vez se respaldan y revalidan con valores de RMSE y MAE por debajo de 0.5. Esto nos muestra un buen desempeño del modelo con niveles de agua modelados cercanos a los niveles de agua medidos.

Tabla 8. Métricas aplicadas para cuantificar el error entre niveles observados y modelados

Mes	MAPE (%)	RMSE	MAE
Febrero	1.37	0.47	0.46
Abril	0.59	0.27	0.20

En cuanto al análisis de los efectos del viento, según Ji (2008), por lo general la velocidad de la corriente superficial se encuentra entre el 2 y 4 % de la velocidad del viento, pero debido a las longitudes de agua abierta existentes en embalses es probable que la velocidad resultante sea menor que dicha magnitud.

Al analizar el periodo de estudio se observó que el efecto del viento se manifestó en la superficie de agua donde las partículas de fluido respondieron directamente a esta fuerza de arrastre, con velocidades iguales o inferiores al 1 % de la velocidad del viento. Además, durante las crecidas se observó que la inercia del flujo de entrada definía la dirección de la corriente superficial en las desembocaduras. Por lo tanto, la distribución de velocidades en el embalse respondió al efecto del viento como agente forzante y al flujo de entrada durante las crecidas.

Del análisis previo se concluye que los resultados del modelo hidrodinámico son aceptables y pueden usarse como datos de entrada para el módulo de calidad de agua ECOLab.

Distribución espacial de variables modeladas

En la Figura 5 se observan los resultados obtenidos de los niveles de agua en el centro del embalse. Se visualiza la activación del vertedero el día 02/04/2017 con una consecuente disminución del nivel de agua.

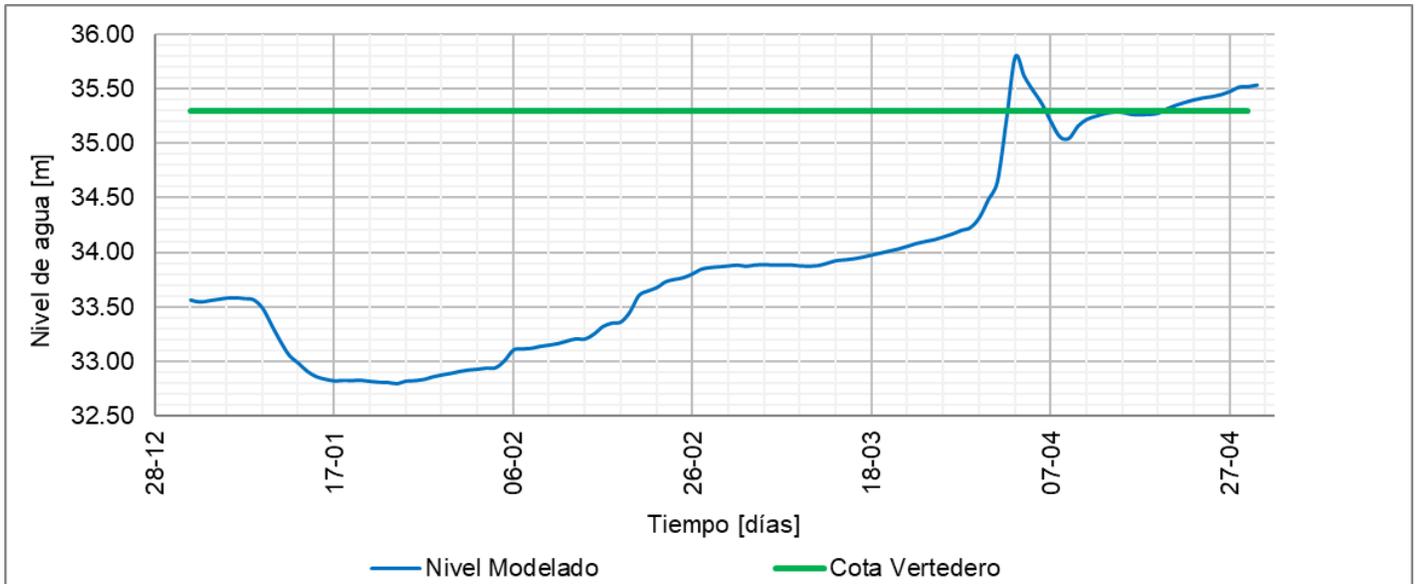


Figura 5. Resultados de los niveles de agua en el centro del embalse modelado con MIKE 21.

Las velocidades superficiales en el embalse presentaron una distribución no uniforme, donde se observó una velocidad media de 0.01 m/s, una velocidad mínima 0.002 m/s ocurrida el día 23/03/2017 para una velocidad del viento de 1 m/s en dirección NO, y una velocidad máxima de 0.055 m/s ocurrida el 03/03/2017 para una velocidad del viento de 7 m/s en dirección SO. La zona de la garganta se presenta con velocidades casi nulas, definiéndose como zona muerta donde se logra activar por el vertedero o por vientos en sentido EO, llegando a velocidades de 0.05 m/s.

En la Figura 6 se observan los vectores de velocidad obtenidos para una velocidad del agua máxima y mínima. También se visualizó una zona de recirculación en la costa SE tendiente a fluctuar hacia la zona de la descarga, con velocidades de 0.05 m/s.

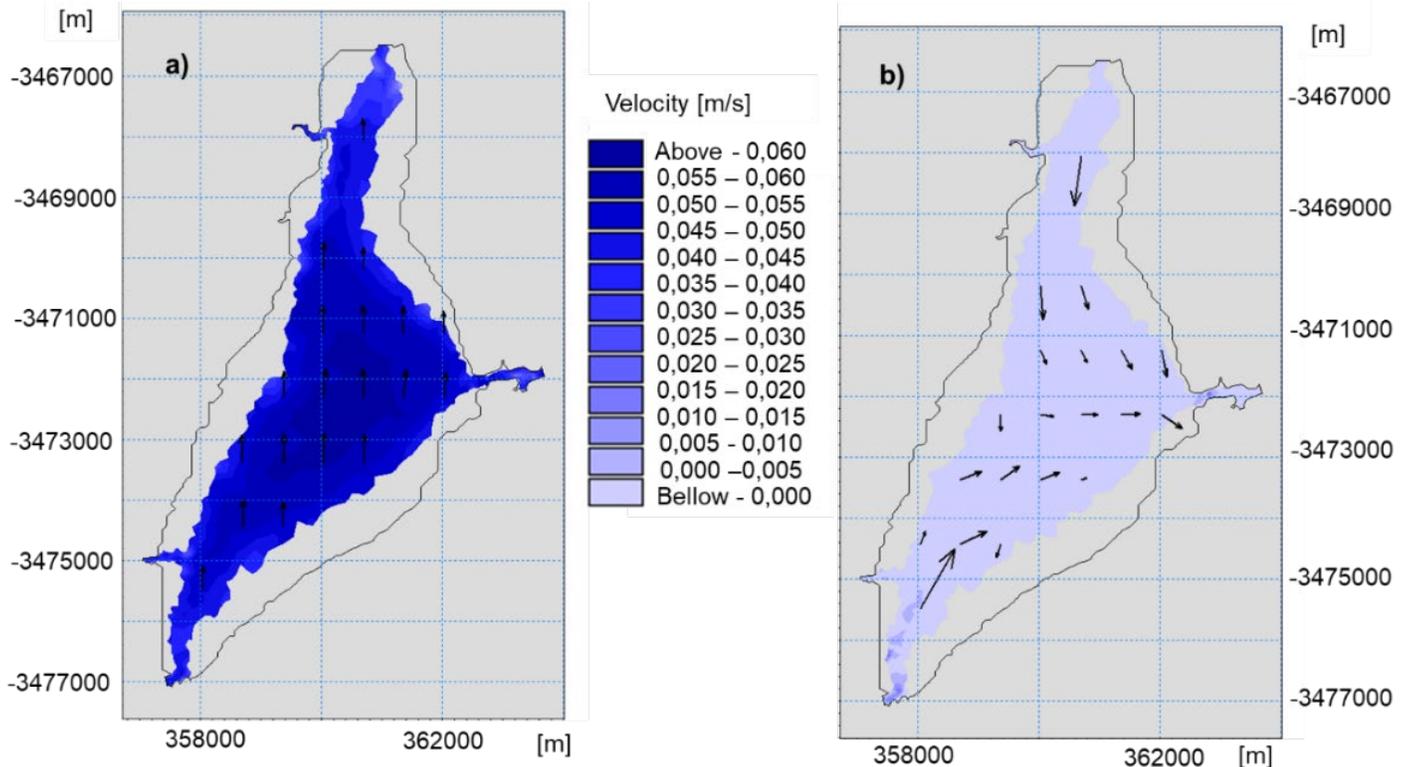


Figura 6. Resultados de la distribución de velocidades modelado con MIKE 21: a) para una velocidad máxima obtenida en el centro del embalse, fecha: 03/03/2017; b) para una velocidad mínima obtenida en el centro del embalse, fecha: 23/03/2017.

Debido a los eventos de crecida en el río SA se observó una velocidad máxima en la desembocadura del mismo de 0.02 m/s mientras que en el centro se observaban velocidades de 0.004 m/s. Y luego del evento de crecida del río CQ, una velocidad máxima en la desembocadura del mismo de 0.03 m/s, mientras que en el centro se observaban velocidades de 0.01 m/s (Figura 7).

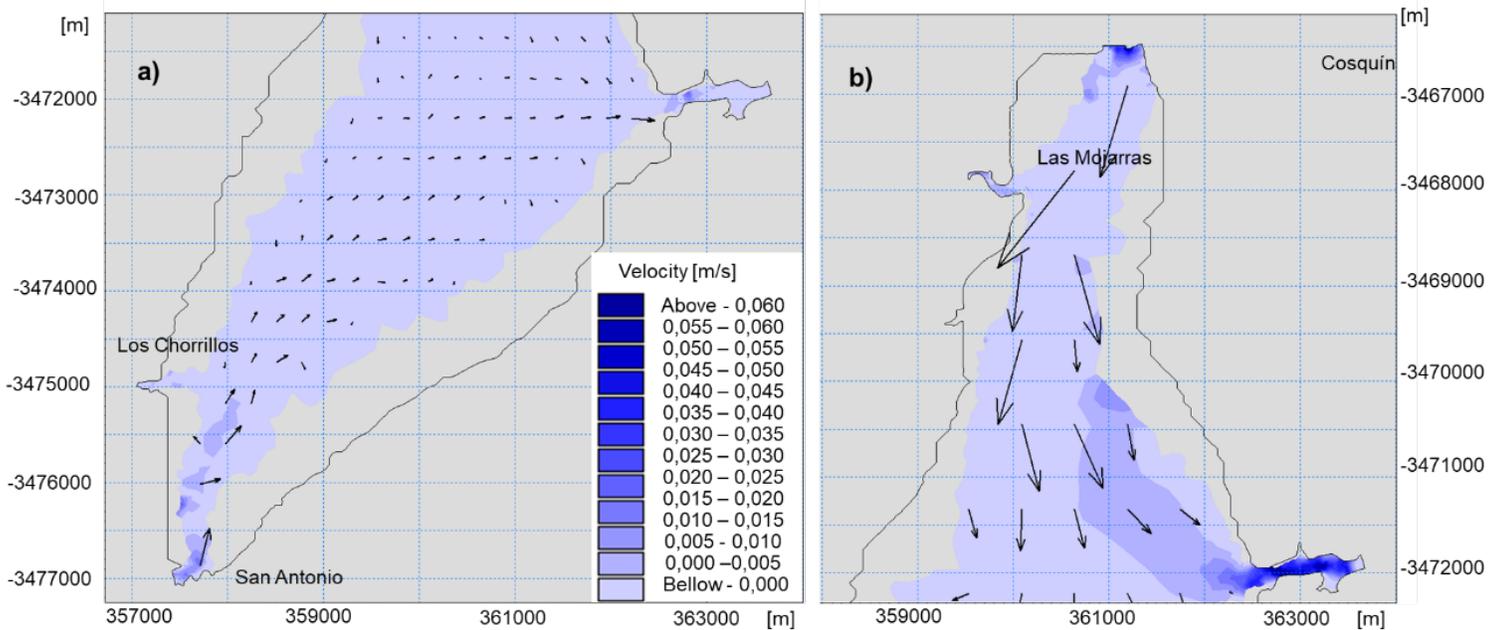


Figura 7. Resultados de vectores de velocidad durante los eventos de crecida: a) desembocadura del río SA, crecida del día 26/03/2017; b) desembocadura del río CQ, crecida del día 02/04/2017.

Módulo de calidad de agua ECOLab

Desempeño del modelo

Para evaluar el desempeño del modelo de calidad de agua también se utilizó la métrica MAPE. Se estudiaron los meses de enero, febrero y

marzo debido a que en el mes de abril no fue posible llevar adelante el trabajo de campo por condiciones meteorológicas desfavorables.

Para las variables inorgánicas, como el oxígeno disuelto, PID y NID, el MAPE se encontró por debajo del 8 %, mientras que para las variables biológicas, como carbono, nitrógeno y fósforo del fitoplancton, y clorofila *a* por encima del 10 %.

Para la variable oxígeno disuelto, los resultados se consideraron aceptables, siendo validados por los valores medidos *in situ* (Tabla 9 y Figura 8c).

Tabla 9. Resultados en el centro del embalse de variables de calidad inorgánicas obtenidas mediante el módulo ECOLab y variables de calidad generadas en la base de datos del CIRSA-INA.

Variables de calidad de agua		Enero	Febrero	Marzo
OD	Modelo	8.3	8.4	8.0
	Medido	8.8	9.1	8.4
	MAPE (%)	6 %	8 %	5 %
PID	Modelo	0.053	0.030	0.040
	Medido	0.056	0.032	0.033
	MAPE (%)	6 %	5 %	> 10 %
NID	Modelo	0.217	0.144	0.101
	Medido	0.222	0.146	0.252
	MAPE (%)	2 %	1 %	> 10%

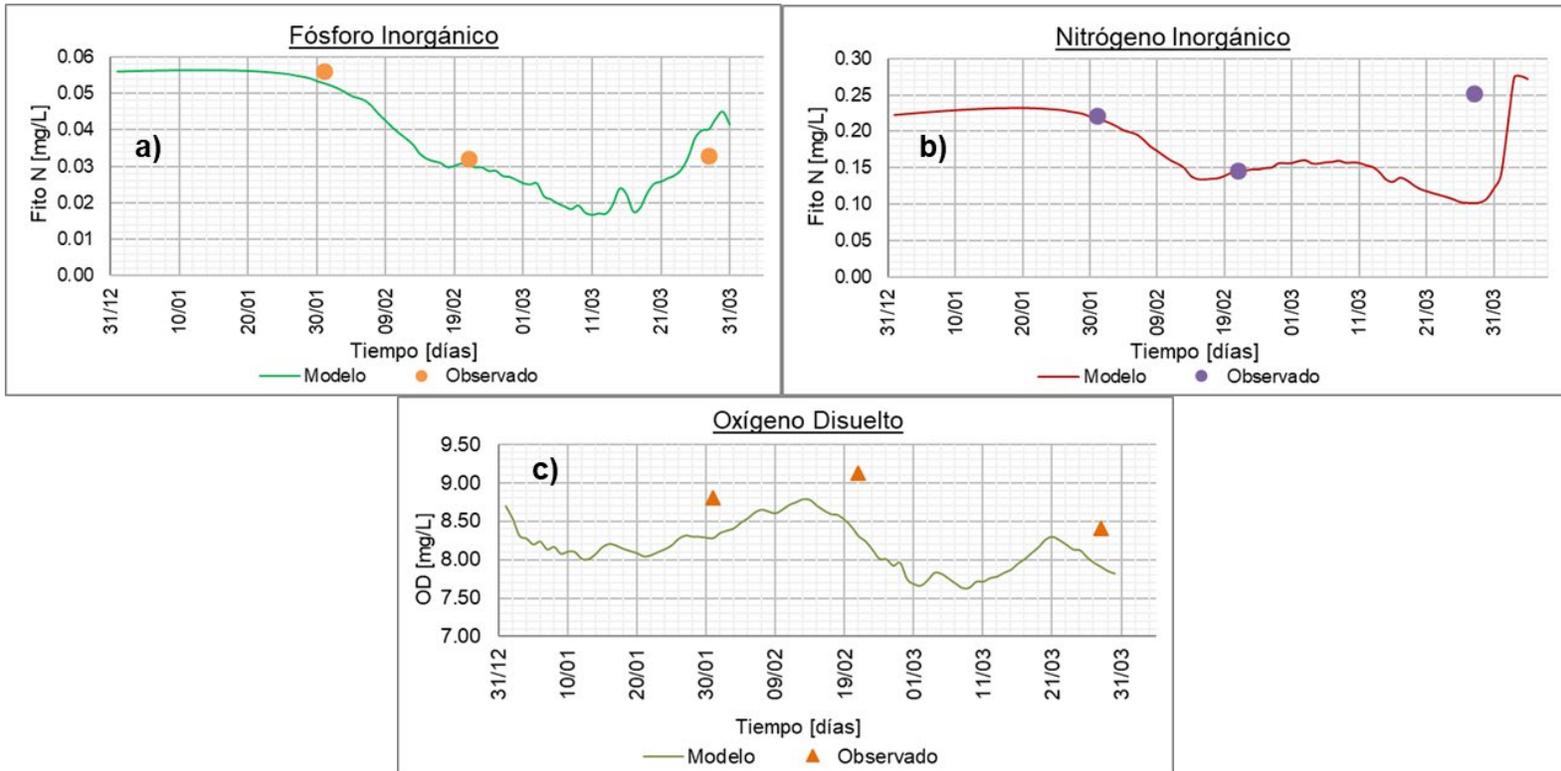


Figura 8. Comparación de variables de calidad obtenidas del modelo con variables de calidad observadas para los meses de enero, febrero y marzo de 2017: a) PID, b) NID, c) OD.

Las variables PID y NID en el mes de marzo dieron valores de MAPE superiores al 8 %, mostrando una sobreestimación en valores obtenidos del modelo para el PID y una subestimación para el NID. Esto puede relacionarse con aportes de nutrientes desde fuentes puntuales ubicadas a orillas del embalse que no se tuvieron en cuenta y con los valores de las tasas de sedimentación asumidas como constantes por el modelo. Para los meses de enero y febrero, los resultados fueron aceptables siendo

validados por los valores determinados en laboratorio (Tabla 9 y Figura 8a y 8b).

Las variables biológicas mostraron valores de MAPE superiores al 10 %. El modelo determina estas variables en función de la radiación solar, temperatura del aire, disponibilidad de nutrientes (PID y NID) y combinación de constantes. Los valores de dichas constantes fueron adoptados según valores sugeridos por el modelo.

Los resultados de la variable clorofila *a* mostraron una subestimación en su valor para el mes de febrero en relación con el valor medido con un MAPE superior al 10 % (Figura 9). Este valor medido se encuentra respaldado por el trabajo realizado por German *et al.* (2019), que se basó en un análisis de imágenes satelitales para determinar el campo de concentración de clorofila *a* y donde obtuvo un valor similar al registrado en campo.

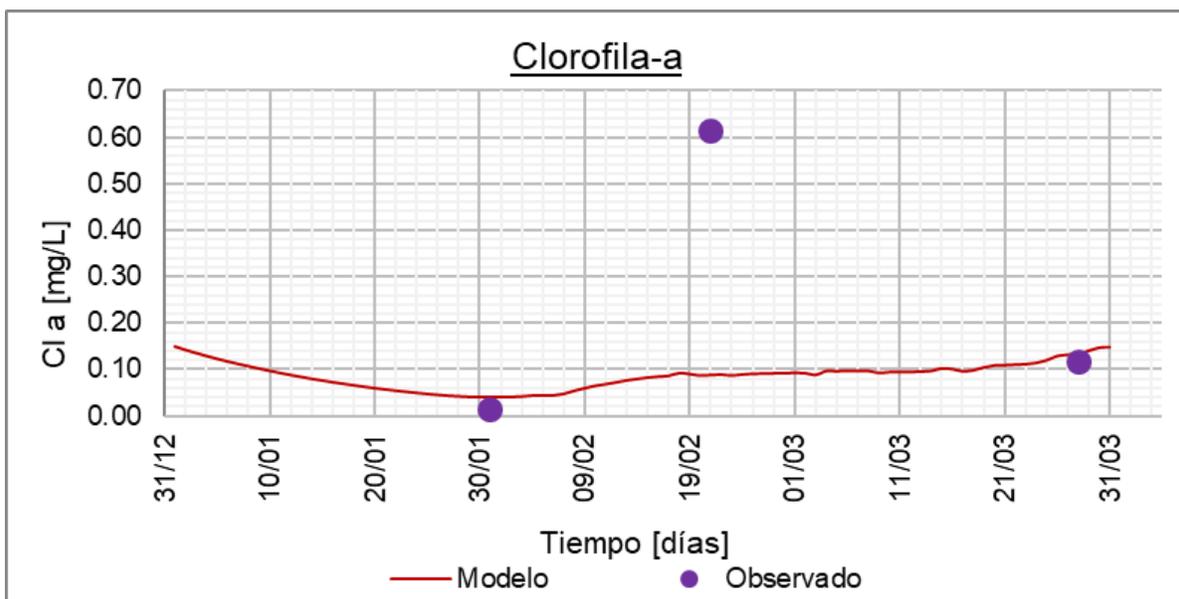


Figura 9. Comparación de los resultados de la variable clorofila *a* obtenida del modelo con los valores observados para los meses de enero, febrero y marzo de 2017.

La diferencia entre el valor de clorofila *a* obtenido del modelo y el valor observado podría deberse a una falta de datos de entrada de nutrientes en el modelo. Según estudios realizados en el periodo 1999-2000 por Rodríguez y Ruiz (2018), la carga de fósforo que ingresó al embalse se distribuyó de la siguiente manera: 24 % CQ, 11 % SA, 2 % LM, 2 % LC, siendo el 61 % restante atribuido a fuentes difusas. Para este modelo la información disponible correspondía solo al 35 % del total de carga de fósforo que ingresó al embalse (CQ y SA). Por lo tanto, debido a la falta de datos, el principal aporte correspondiente a fuentes difusas (61 %) no fue contemplado como dato de entrada en el modelo y podría explicar la falta de ajuste de la variable biológica observada en la Figura 9.

Esto es coincidente con lo observado por Bustamante *et al.* (2002), que destaca la importancia de contar con una base de datos confiable. En su trabajo aplicaron un modelo unidimensional al embalse San Roque, donde analizaron el comportamiento de variables como temperatura y nutrientes. Las diferencias entre valores observados y modelados que obtuvieron para la carga de N y P las atribuyeron a una subestimación de las cargas provenientes de usos urbanos en primavera e invierno, y una sobreestimación de carga total de PRS transportadas por crecidas en otoño.

Por otra parte, Cardini *et al.* (2015) aplicaron el mismo modelo y módulo (Eutrofización básico) en el embalse de Salto Grande, analizando variables como oxígeno disuelto, clorofila *a*, NID y PID. Contaron con series de datos de entrada en puntos distribuidos en el contorno del

embalse y obtuvieron como resultado una buena correlación entre el modelo y las variables observadas, verificándose al menos cualitativamente el fenómeno. Tales autores destacan la importancia de contar con estos datos para una buena calibración de los modelos.

Con base en el análisis previo, los errores obtenidos en este trabajo podrían atribuirse a la falta de datos tanto en su distribución espacial como temporal y a dificultades en la calibración de las variables intervinientes. Además, existen otras fuentes posibles de error, como las variables calculadas (no medidas) a partir de la bibliografía antecedente, las constantes que se mantuvieron con valores sugeridos por el modelo y los aportes de nutrientes provenientes de la cuenca que no fueron medidos.

Distribución espacial de variables modeladas

En la Figura 10 se muestra la distribución espacial de las variables NID, PID y clorofila *a* en respuesta a eventos de crecida de los tributarios principales San Antonio (26/03/2017) y Cosquín (02/04/2017), y luego de cinco días de ocurrido el último evento (07/04/2017).

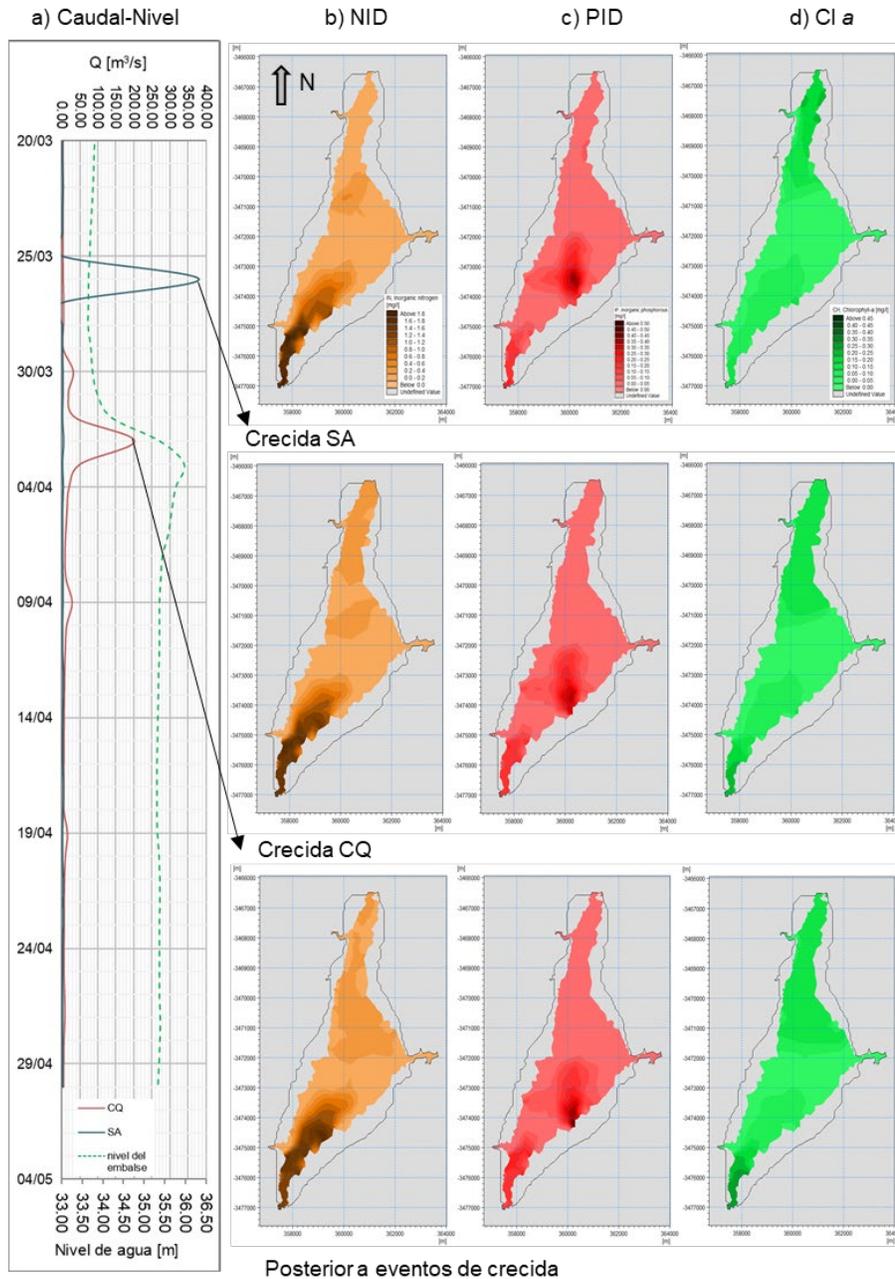


Figura 10. Resultados del módulo ECOLab de la variable NID, PID y Clorofila *a* en mg/l durante crecida del río SA (26/03/2017), crecida del río CQ (02/04/2017) y cinco días posteriores a la última crecida (07/04/2017).

El comportamiento de la variable NID en el sector SE del embalse próxima a DSA es similar durante los eventos de crecida y posterior a los mismos, observándose valores entre 1.60 y 1.80 mg/l. Mientras que en la DCQ y en el centro del embalse se visualizan incrementos de sus valores pasando de 0.20 a 0.60 mg/l (Figura 10b).

Con respecto a la variable PID, se observa un comportamiento coincidente con la distribución de velocidades, resultante del modelo hidrodinámico, con recirculaciones en el sector SO. Las mayores concentraciones se centran allí con valores que llegan a 0.50 mg/l. Además, se visualiza que, con el paso de los eventos de crecida, su distribución espacial no se ve alterada, pero sí disminuyen sus valores relacionándose con el ingreso de mayores volúmenes de agua y por lo tanto una mayor dilución (Figura 10a y Figura 10c).

Finalmente, los resultados de la variable clorofila *a* en los tres escenarios planteados son similares, con valores del orden de 0.05 y 0.15 mg/l, llegando a valores máximos de 0.45 mg/l en la DSA luego de los eventos de crecida (Figura 10d).

En el análisis temporal, los resultados de las variables para el periodo enero-marzo en el centro del embalse muestran una disminución de las concentraciones de PID y NID a medida que aumenta la concentración de clorofila *a*, y de carbono, nitrógeno y fósforo de fitoplancton, lo que podría relacionarse con un consumo de nutrientes para el crecimiento de las algas (Figura 11b); mientras que en el mes de abril se observa un aumento de todas las variables intervinientes, en coincidencia con los eventos de crecida, que se relaciona con una

advección de nutrientes desde los tributarios hacia el centro. Allí se cuenta con un exceso de nutrientes que no son consumidos en su totalidad por el fitoplancton (Figura 11a).

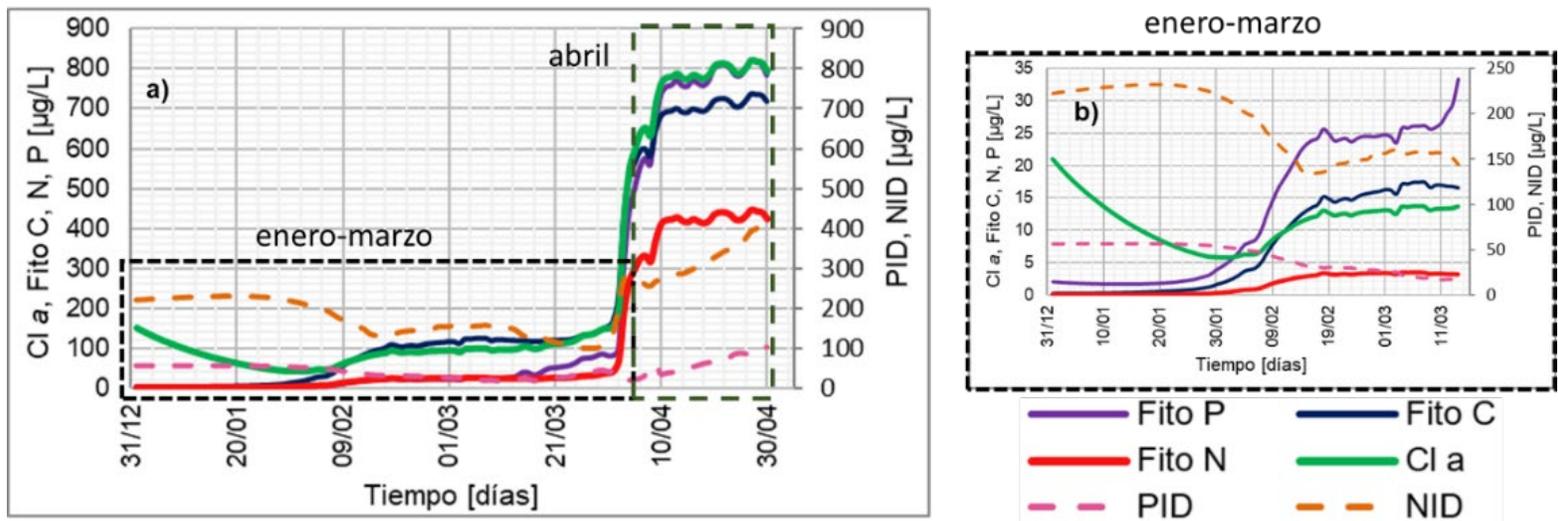
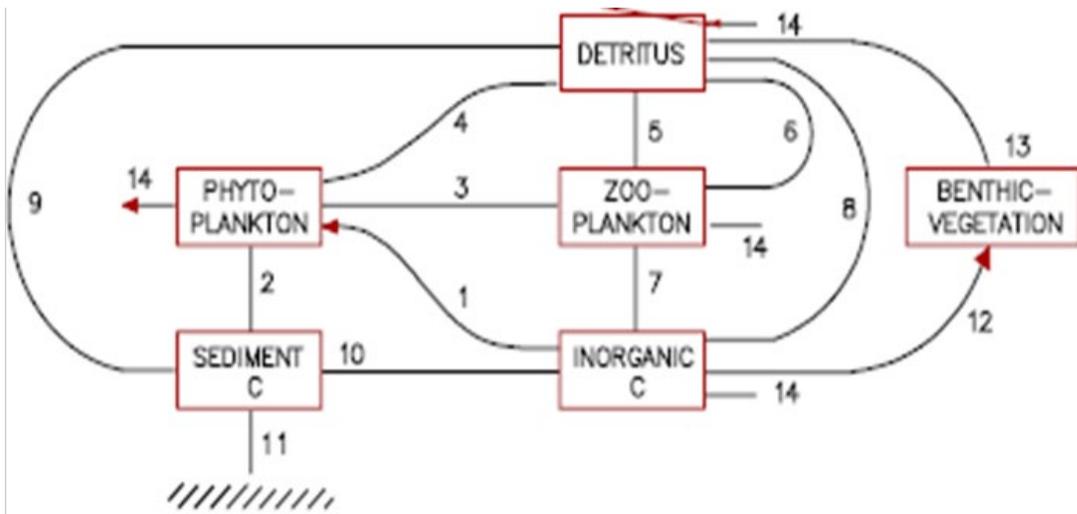


Figura 11. Resultados en el centro del embalse de clorofila *a* y N, P y C de fitoplancton, PID y NID: a) periodo enero-abril de 2017; b) periodo enero-marzo de 2017.

Los resultados de las variables fósforo, nitrógeno y carbono de fitoplancton respondieron de manera similar a la variable clorofila *a*, pudiéndose atribuir a la relación directa que existe entre esta última y las variables de fitoplancton.

Los procesos y la transferencia de carbono, nitrógeno y fósforo que se dan dentro del sistema del modelo de eutrofización se observa en la Figura 12. Tales procesos dependen de factores externos como la salinidad, temperatura del agua, entrada de luz y descargas.



- | | |
|--------------------------------|---|
| 1. Producción, fitoplancton | 8. Mineralización de detritus en suspensión |
| 2. Sedimentación, fitoplancton | 9. Sedimentación de detritus |
| 3. Consumo | 10. Mineralización de detritus |
| 4. Extinción, fitoplancton | 11. Acumulación de sedimentos |
| 5. Muerte, zooplancton | 12. Producción, vegetación béntica |
| 6. Extinción, zooplancton | 13. Extinción, vegetación béntica |
| 7. Respiración, zooplancton | 14. Intercambia con las aguas circundantes |

Figura 12. Diagrama de flujo simplificado de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo en el modelo de eutrofización.

Conclusiones

La aplicación del modelo bidimensional MIKE 21 para el periodo enero-abril de 2017 donde ocurrieron eventos de crecida resultó ser una herramienta útil para estudiar la variabilidad espacial y temporal en el

comportamiento de los parámetros hidrodinámicos y de calidad de agua inorgánicos. Además, permitió visualizar el efecto que generó el aporte de nutrientes desde los principales tributarios.

Sin embargo, se presentaron dificultades en la modelación de variables más complejas, como las biológicas, donde los errores fueron mayores. Una calibración más precisa de las variables y constantes intervinientes, junto con un mayor conocimiento del sistema y de los procesos que en él actúan permitirán un mejor ajuste de dichas variables biológicas.

Además, para mejorar los resultados de las variables hidrodinámicas, se recomienda revisar la calidad de las series de datos de caudales, analizar otras variables asociadas con caudales como la lluvia, y recopilar información complementaria (p. ej., información periodística) sobre sucesos hidrológicos ocurridos durante el periodo de análisis.

La posibilidad de contar con datos e información de mejor calidad y además a tiempo real es importante para la calibración de modelos numéricos. En este sentido, recientemente se ha instalado y funciona en el ESR un sistema de medición constante denominado “Estación de Monitoreo de Embalses-EML” (Dagatti, Prystupczuk, Corral, & Rodríguez, 2017; Casas *et al.*, 2020).

Los modelos numéricos calibrados resultarán útiles para plantear escenarios futuros, y contribuir al conocimiento y caracterización de procesos físicos y ambientales proporcionando bases sólidas para la gestión.

Finalmente, para la aplicación de modelos numéricos como MIKE 21, a pesar de contar con una interfaz amigable, se necesita de usuarios que tengan previo conocimiento de sistemas dinámicos y complejos.

Agradecimientos

Al Instituto Nacional del Agua-Centro de la Región Semiárida (INA-CIRSA) por el acceso y uso de datos hidrometeorológicos y de calidad del agua del embalse San Roque; por la buena predisposición, y por el lugar de trabajo desde el área de Limnología Aplicada y Calidad de Aguas. Al Laboratorio de Hidráulica de la UNC (Argentina) y al APRHI de la provincia de Córdoba (Argentina), por el financiamiento mediante el proyecto "Limnología de embalses de Córdoba y desarrollo de LDS/EML". Se agradece a DHI por el otorgamiento de la licencia de MIKE (MIKE 21 PP, MIKE 21 FM HD y ECOLab 2D) para propósitos educativos por 12 meses. Al ingeniero Pablo Andreoni por su colaboración, predisposición y gran aporte de sus conocimientos en la revisión del manuscrito.

Referencias

Antenucci, J. P., Alexander, R., Romero, J. R., & Imberger, J. (2003). *Management strategies for a eutrophic water supply reservoir – San Roque, Argentina*. Nedlands, Australia: Centre for Water Research, University of Western Australia.

- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Cossavella, A., Oroná, C., Del-Olmo, S., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Bonfanti, E., & Busso, F. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua en el embalse Los Molinos, Córdoba Argentina. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2), 121-135.
- Bustamante, M. A., Granero, M., Bonetto, C., Morillo, S., & López, F. (2002). *The role of nutrients, physical processes and climatological factors on cyanophytes and dinoflagellates summer blooms*. 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality, Ceske Budejovice, Czech Republic.
- Cardini, J., Zabalett, A., Cardini, C., Confalonieri, R., Duarte, D., Pavón, Mena, L., & Schild, C. (2015). *Avances en la modelización del proceso de crecimiento algal en el embalse de Salto Grande y el río Uruguay*. Concepción del Uruguay, Uruguay: Facultad Regional Concepción del Uruguay, Universidad Tecnológica Nacional.
- Casas, P., Gómez, M. G., Muchiut, J., Vitulich, C. A., Murgio, L., Ruiz-Díaz, P., Ceballos, M. L., Corral, M., Marasas, M. S., Rodríguez-González, S. A., & Rodríguez, A. (2020). *Red de estaciones para medición de parámetros hidrometeorológicos en embalses de Córdoba, Argentina*. Argencon. Resistencia, Argentina: Institute of Electrical and Electronics Engineers.
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. New York, USA: McGraw-Hill.

- Dagatti, M., Prystupczuk, F., Corral, M., & Rodríguez, A. (2017). *Desarrollo de un sistema de monitoreo hidro-meteorológico y calidad de agua*. XXVI Congreso Nacional del Agua, Córdoba, Argentina.
- DHI, Danish Hydraulic Institute. (2016). *MIKE 21 Flow Model. Hydrodynamic Module. User Guide*. Software para modelación hidrodinámica. Denmark: Danish Hydraulic Institute.
- DHI, Danish Hydraulic Institute. (2017). *MIKE Software. Student licensed Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. Denmark: Danish Hydraulic Institute.
- Di-Paolo, L. (2007). *Modelo hidrodinámico del embalse San Roque* (tesis de licenciatura en Análisis Ambiental). Universidad Nacional San Martín, Buenos Aires, Argentina.
- Dillon, P. J., & Rigler, F. H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes: Phosphorus-chlorophyll relationship. *Limnology and Oceanography*, 19, 767-773. Recuperado de <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>
- Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51, 671-680. Recuperado de https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.
- Figueiras, F. G., & Niell, F. X. (1987). *Relaciones entre carbono, nitrógeno y clorofila a en la ría de Pontevedra, NO de España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Pontevedra, España.

- García-Quintero, H. A., & Neira-Obregón, N. (2008). *Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acoplados* (tesis de maestría en hidrosistemas). Pontificia Universidad Javeriana, Colombia.
- German, A., Ferral, A., Scavuzzo, M., Guachalla-Alarcon, A., Tropper, I., Ibáñez, G., Torrusio, S., & Shimoni, M. (agosto, 2019). *Spectral monitoring of algal blooms in an eutrophic lake using sentinel-2*. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Simposio llevado a cabo en Yokohama, Japón.
- Gómez, E. A., Raniolo, L. A., Pierini, J. O., & Pons, J. C. (2016). *Batimetría y perfilado sísmico en el lago San Roque-Córdoba*. Informe técnico. Buenos Aires, Argentina: Instituto Argentino de Oceanografía-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet).
- Guillén, N., Herrero, H., Castelló, E., Brarda, P., D'Hiriart, A., & Lopéz, F. (noviembre, 2020). *Desarrollo de modelos hidrológicos e hidráulicos para manejo de embalses y gestión de cuencas en la provincia de Córdoba*. 8° Congreso Internacional sobre gestión y tratamiento integral del agua. Congreso llevado a cabo de manera virtual.
- INA, Instituto Nacional del Agua. (2020). *Base de Datos ESR/INA-CIRSA-LAyCA/1999-2020*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional del Agua.
- Ji, Z. G. (2008). *Hydrodynamics and water quality. Modeling rivers, lakes and estuaries*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Inc.

- Klapper, H. (1991). *Control of eutrophication in inland waters*. England: Ellis Horwood.
- Morillo, S. (2002). *Evaluación de parámetros de calidad en el embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional "DYRESM-CAEDYM"*. Córdoba, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Muchiut, J. (2020). *Procesos hidrodinámicos y su relación con floraciones algales en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina* (tesis de maestría). Córdoba, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (inédita).
- Pirard, C. (1999). *Modelación numérica hidrodinámica de la calidad del recurso en lagos (segunda parte)*. Informe final para beca de iniciación a la investigación. Córdoba, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Roldán-Pérez, G., & Ramírez-Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2ª ed.). Bogotá, Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Rodríguez, M. I., & Ruiz, M. (2018). *Chapter 2. The Environmental Handbook of Chemistry*. In: *Limnology of the San Roque Reservoir*. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer.
- Ryan, A. (2012). *Hydrodynamic modelling and fluorescent spectral methods for characterizing the spatial distribution of phytoplankton* (tesis doctoral en filosofía de la ingeniería Ambiental). Universidad de Australia Occidental, Perth, Australia.

- Ruibal, A. L., Bustamante, A., López, F., Buscaglia, G., Berra, C., Granero, M., Arnica, D. L., & Pirad, C. (1999). *Monitoreo y modelación de la hidrodinámica y calidad del recurso hídrico afectado por una represa: lago San Roque (Córdoba)*. Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctricos 1999, San Martín de los Andes, del 12 al 15 de octubre de 1999.
- SRH, Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2012). *Inventario de presas y centrales hidroeléctricas de la República Argentina. Tomo III*. Argentina: Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios.
- Silber, M. (1985). *Desagregación regional de los aportes de la cuenca alta del río Primero* (Informe Técnico N° 0177). Villa Carlos Paz, Argentina: CIRSA-Instituto Nacional del Agua.
- Vincon, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 651(Part 2), 2985-3001. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris, France: OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Amsterdam, The Netherlands: Gulf. Professional Publishing/Elsevier.