

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-10

Artículos

**Valoración de índices de clorofila con datos Sentinel-2
en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina**
**Assessment of chlorophyll indices with Sentinel-2 data
in San Roque reservoir, Córdoba, Argentina**

Mariana Pagot¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7435-3381>

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

Micaela Juaneda³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-5152-219X>

Araceli Ferreyra⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-5855-9677>

Marcelo Smrekar⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7043-8134>

Andrés Rodríguez⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Laboratorio de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, mariana.pagot@unc.edu.ar

²Instituto Nacional de Agua, delegación Centro de Investigación de la Región Semiárida, Córdoba, Argentina, minesrodrig@gmail.com

³Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, micajuaneda@mi.unc.edu.ar

⁴Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, araceli.ferreyra@mi.unc.edu.ar

⁵Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, marcelo.smrekar@unc.edu.ar

⁶Laboratorio de Hidráulica / Laboratorio de Hidrometeorología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Mariana Pagot, mariana.pagot@unc.edu.ar

Resumen

En este estudio se utilizaron índices específicos con productos de Sentinel-2, procesados con *Google Earth Engine* (GEE), para estimar la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina. Los índices específicos evaluados fueron el índice de clorofila de diferencia normalizada (NDCI), índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), índice de clorofila en banda verde (GCI) e índice de clorofila en banda roja (RCI).

El índice NDCI ha demostrado ser la mejor opción entre los cuatro índices específicos evaluados, al proporcionar un ajuste con coeficiente de determinación (R^2) cercano a 0.8 y estadísticamente significativo respecto a valores medidos de Cl-a, y que representa de forma adecuada la dinámica espacial y temporal de los valores medidos de Cl-a. Aplicar

este índice significaría mejoras en las herramientas de gestiones actuales para este importante cuerpo de agua provincial.

Palabras clave: Sentinel-2, Clorofila-a, Cl-a, NDCI, NDVI, GCI, RCI, GEE, embalse San Roque, Argentina.

Abstract

In this study, specific indices derived from Sentinel-2, processed using Google Earth Engine (GEE), were used to estimate chlorophyll-a (Chl-a) concentration in the San Roque Reservoir, Córdoba, Argentina. The evaluated indices include the normalized difference chlorophyll index (NDCI), normalized difference vegetation index (NDVI), green chlorophyll index (GCI), and red chlorophyll index (RCI).

The NDCI index resulted the best option among the four specific indexes evaluated, providing a fit with a coefficient of determination (R^2) close to 0.8 and statistically significant in relation to measured Chl-a values. It accurately represents the spatial and temporal dynamics of the measured Chl-a concentrations. The application of this index would improve the current management tools for this important provincial water body.

Keywords: Sentinel-2, Chlorophyll-a, Chl-a, NDCI, NDVI, GCI, RCI, GEE, San Roque reservoir, Argentina.

Recibido: 27/02/2025

Aceptado: 28/05/2025

Publicado *ahead of print*: 25/06/2025

Versión final: 01/01/2026



Introducción

Los cuerpos de agua dulce son importantes fuentes de agua potable, principalmente en las regiones semiáridas, como es la zona central de Argentina. La concentración de floraciones de algas en el agua degrada la calidad de la misma tanto para el consumo humano o agrícola como para fines recreativos. La eutroficación de los embalses ejerce una nociva presión sobre el ecosistema acuático involucrado (Li & Li, 2024).

La teledetección por satélite es un complemento eficaz de los métodos de muestreo sobre el terreno, pues permite recopilar datos de zonas muy extensas (Li & Li, 2004; Chawla, Karthikeyan, & Mishra, 2020) y más pequeñas, como es el embalse San Roque, en la provincia de Córdoba, Argentina. Numerosas investigaciones lograron resultados exitosos a través del procesamiento de imágenes de satélite y la correlación numérica de rangos del espectro electromagnético con la distribución temporal y espacial de variables de calidad del agua, como las de Richardson (1996); Bazán *et al.* (2005); Pagot, Rodriguez, Hillman, Corral y Niencheski (2007); Gitelson *et al.* (2008); Gilerson *et al.* (2010); Palmer *et al.* (2015); Yu, Bai, He, Gong y Li (2023), y Li, Hao, Wu y Nie (2024).

En especial, productos de Sentinel-2 se han utilizado para la estimación de concentraciones de partículas en suspensión (Liu *et al.*, 2017), concentraciones de clorofila-a (Cl-a) en embalses pequeños en Ambrose-Igho (2019); Maier y Keller (2019); Xu *et al.* (2019); Caballero y Navarro (2021); German, Shimoni, Beltramone y Rodríguez (2021); Bramich, Bolch y Fischer (2021); Kislik, Dronova, Grantham y Kelly

(2022); Barraza-Moraga, Alcayaga, Pizarro, Félez-Bernal y Urrutia (2022), entre otros parámetros de calidad.

En este trabajo se cuenta con un seguimiento mensual de la calidad del agua del embalse San Roque mediante métodos convencionales de muestreo realizados por el Instituto Nacional de Agua (INA) a través de su delegación Centro de Investigación de la Región Semiárida (CIRSA), en la provincia de Córdoba, Argentina.

El objetivo propuesto es utilizar índices específicos con productos de Sentinel-2 para estimar la concentración de Cl-a en el embalse San Roque y analizar el ajuste de estos índices satelitales con respecto a los valores medidos en laboratorio de las muestras recolectadas.

Materiales y métodos

Área de trabajo

El área de trabajo se localiza en el embalse San Roque de la provincia de Córdoba, región central de Argentina (Figura 1). Las coordenadas geográficas (latitud, longitud) del centro de este embalse son 31.38° S, 64.47° O. Es un embalse pequeño, con una profundidad máxima de 35.3 m, que provee agua potable a 2/3 de la población de la ciudad de Córdoba con 1.3 millones de habitantes, segunda ciudad más poblada de Argentina. El cuerpo de agua cubre unos 15 km², con una cuenca de aporte de 1 750 km². El embalse se sitúa en la región templada semiárida con una temperatura anual promedio de 17 °C y una precipitación anual promedio de 720 mm. Modelaciones numéricas de este embalse se han desarrollado recientemente en Ponce, Rodríguez, Ruibal-Conti, Muchiut y

Rodríguez (2023), y Muchiut, Rodríguez, Ruibal-Conti, Ruiz y Rodriguez (2024).

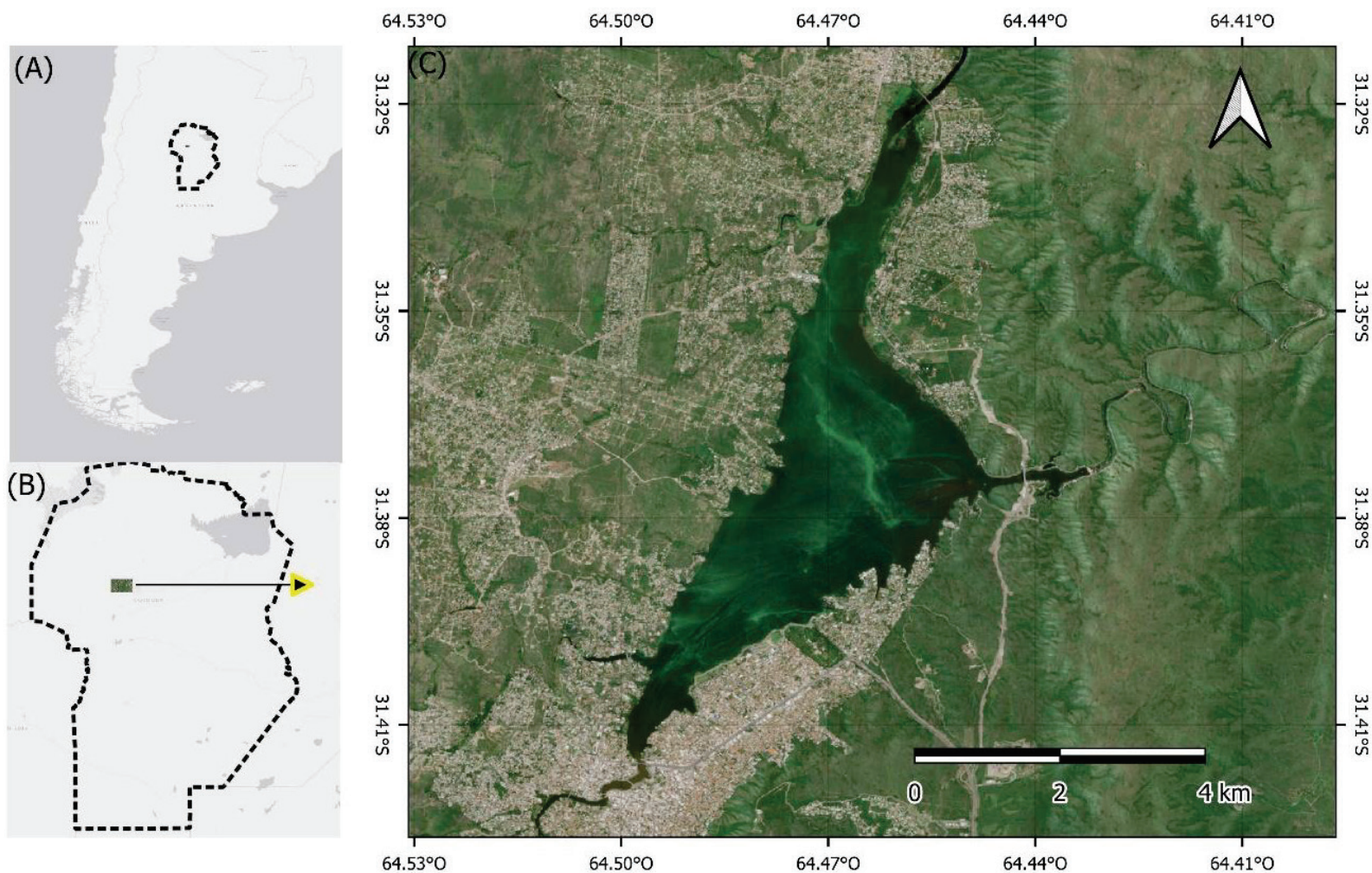


Figura 1. Ubicación del embalse San Roque. Floraciones de algas durante el 18 de febrero de 2022 (color verde dentro del cuerpo de agua). Imagen Sentinel-2, bandas 4-3-2 (R-G-B).

Descripción de los índices específicos utilizados

A continuación, se presentan los cuatro índices espectrales que se seleccionaron para calibrar los algoritmos de CI-a en el embalse San Roque con imágenes Sentinel-2, con base en los datos de los monitoreos disponibles entre 2021 y 2024:

1. NDCI (índice de clorofila de diferencia normalizada): utiliza el rango espectral entre las longitudes de onda 650 y 713 nm. Es útil y práctico de aplicar para áreas con agua rica en fitoplancton (Mishra & Mishra, 2012).

2. NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada): es un indicador simple de biomasa fotosintéticamente activa. En su cálculo se plantea la relación de la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y rojo (RED) del espectro electromagnético. Este índice es mundialmente usado en el monitoreo de la vegetación (Gilabert, González-Piqueras, & García-Haro, 1997).

3. GCI (índice de clorofila verde): se calcula como una relación de la reflectancia de la clorofila en la banda del infrarrojo cercano (NIR) respecto a la reflectancia en la banda verde (GREEN). Está orientado a cuerpos de agua con concentraciones moderadas de clorofila (Gitelson & Yacobi, 1995).

4. RCI (índice de clorofila rojo): se calcula como una relación de la reflectancia de la clorofila en la banda 8A próxima al infrarrojo cercano (NIR_narrow) respecto a la reflectancia en la banda roja (RED) (Ha, Thao, Koike, & Nhuan, 2017).

Las expresiones matemáticas utilizadas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Índices específicos utilizados para la estimación de CI-a.

Método	Expresión general	Expresión para Sentinel-2	Fuente
(1) NDCI	$\frac{(RED_{EDGE} - RED)}{(RED_{EDGE} + RED)}$	$\frac{(B05 - B04)}{(B05 + B04)}$	Mishra y Mishra (2012)
(2) NDVI	$\frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$	$\frac{(B08 - B04)}{(B08 + B04)}$	Gilabert <i>et al.</i> (1997)
(3) GCI	$\frac{(NIR)}{(GREEN)}$	$\frac{B08}{B03}$	Gitelson y Yacobi (1995), y Ha <i>et al.</i> (2017)
(4) RCI	$\frac{(NIR_{Narrow})}{(RED)}$	$\frac{B08A}{B04}$	Ha <i>et al.</i> (2017)

Datos *in situ*

Desde hace más de 25 años, el INA, a través del CIRSA, realiza monitoreos mensuales en el embalse San Roque de la provincia de Córdoba, cuyo emisario es el río Suquía, tributario de la laguna Mar Chiquita (mayor laguna salada endorreica de América del Sur). El CIRSA recopila y publica datos medidos tanto hidrometeorológicos como de calidad del agua del embalse. Las muestras de calidad del agua se tomaron en cuatro (4) estaciones de monitoreo (Figura 2) definidas como: centro del embalse, Estación C (31.38° S, 64.46° O); próximo a la toma de agua, Estación TAC (31.37° S, 64.43° O); desembocadura del río Cosquín, Estación DCQ (31.32° S, 64.46° O), y desembocadura del río San Antonio, Estación DSA (31.41° S, 64.49° O).

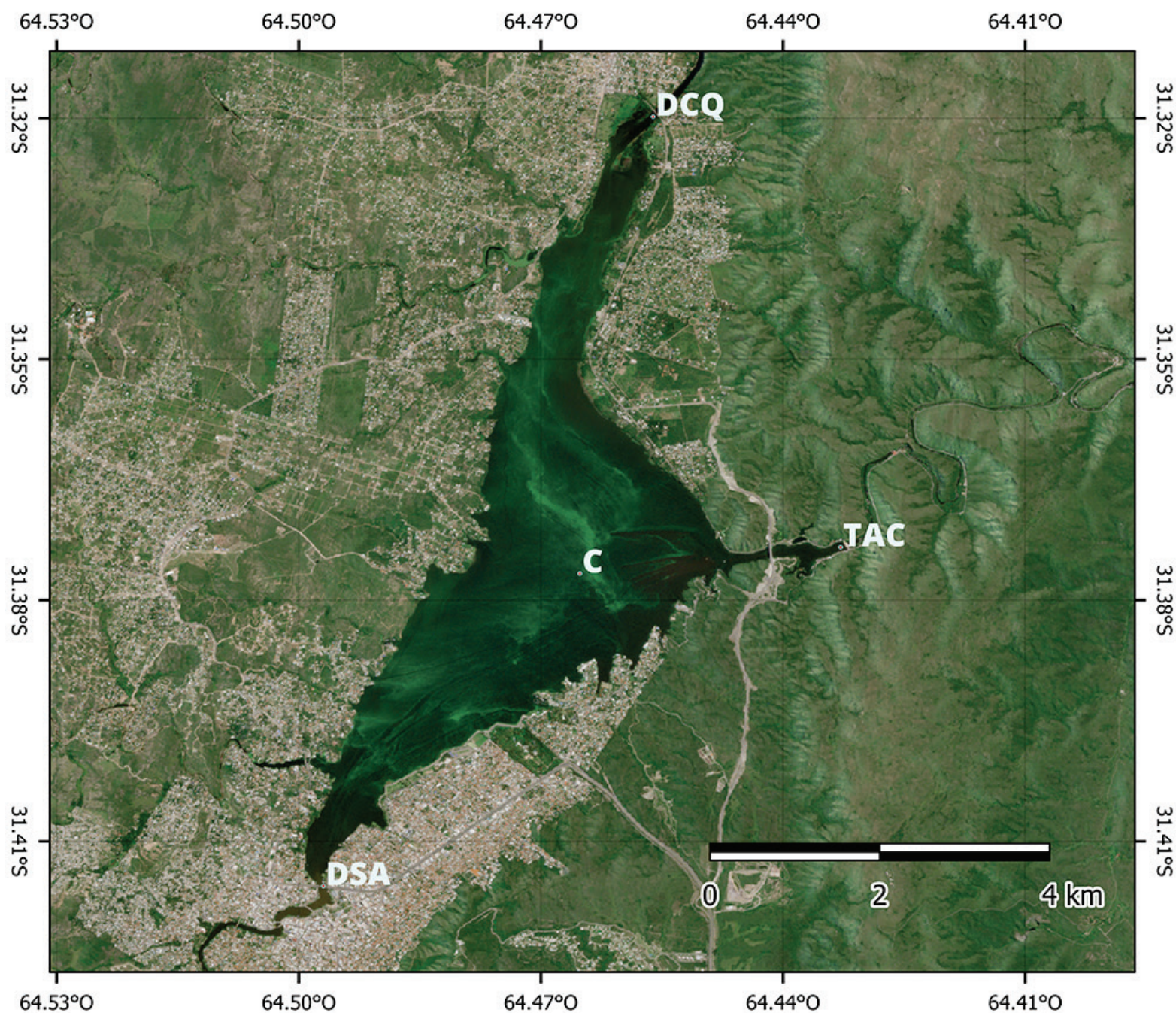


Figura 2. Estaciones de monitoreo en el embalse San Roque.

Referencias: C (centro), TAC (toma de agua), DCQ (desembocadura del río Cosquín) y DSA (desembocadura del río San Antonio).

La base de datos disponible comprende desde 1999 hasta 2024 con intervalo mensual. Estos datos incluyeron concentraciones de Cl-a (en $\mu\text{g/l}$), medidas en muestras de agua recolectadas a distintas profundidades (0.2, 1.0, 1.5 y 2.0 m de profundidad) tomadas dentro del intervalo de 9 a 12 a. m., y posteriormente analizadas en laboratorio, según normativa GEMS/WATER (1992). El periodo de estudio comprendió los años 2021 y 2024. Los datos disponibles de Cl-a se presentan en la Figura 3 para las estaciones de monitoreo de la Figura 2. Estos datos se procesaron estadísticamente, considerando como "outliers" aquellos valores mayores de dos rangos intercuartílicos del tercer cuartil.

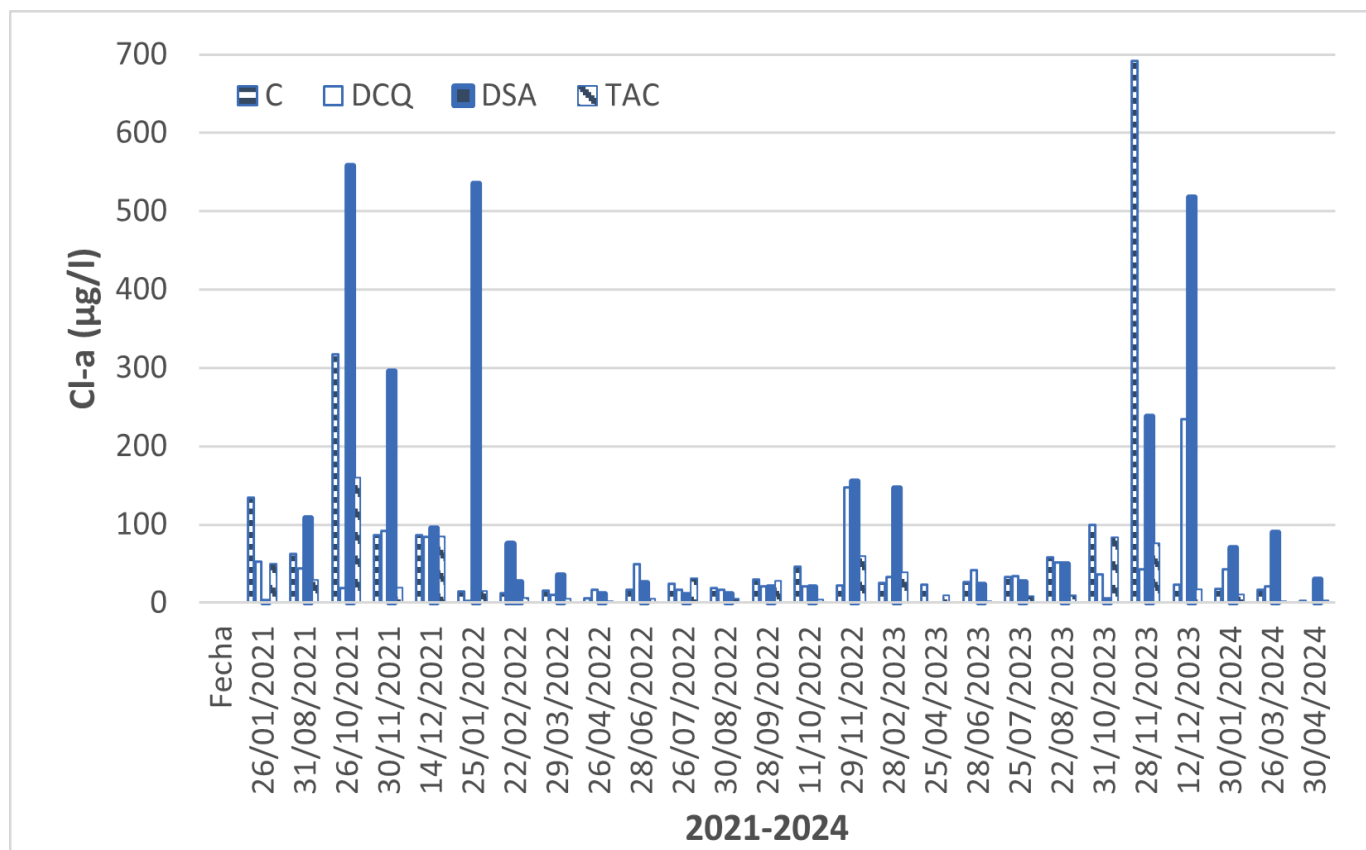


Figura 3. Cl-a registrada con mediciones en las estaciones de monitoreo. Fuente: INA-CIRSA (2024).

Datos satelitales: recolección y procesamiento de imágenes Sentinel-2

La misión Sentinel-2, del programa *Copernicus Earth Observation* de la Agencia Espacial Europea (ESA), está compuesta por los satélites de órbita polar (S2A y S2B), que proporcionan imágenes ópticas. Estas imágenes cuentan con una resolución espacial de 10 a 20 m según la banda espectral, con cinco días de resolución temporal, logrando un intervalo por la zona en estudio de dos días combinando datos de S2A y S2B. Dichos satélites capturan información de la escena que comprende al embalse San Roque aproximadamente a las 11:30 a. m., comprendido dentro del citado rango horario de la toma de muestras *in situ*.

Se utilizaron imágenes en nivel 2A de procesamiento con geometría cartográfica (proyección UTM/WGS84), proporcionando productos de reflectancia superficial (SR) con correcciones de nivel de la superficie (BOA, *bottom of atmosphere*, es decir, por debajo de la atmósfera). Estos productos, así como la reflectancia superficial para las diferentes bandas espectrales, se remuestrean a diferentes resoluciones espaciales. Las características de las bandas espectrales utilizadas se presentan en la Tabla 2 (ESA, 2025).

Tabla 2. Configuración de bandas espectrales para Sentinel-2.

Banda	Designación	Rango espectral / longitud de onda central (nm)	Resolución espacial (m)
3	Green	543-578/560	10
4	Red	650-680/665	10
5	Red Edge	698-713/705	20
8	Near Infrared (NIR)	785-900/842	10
8A	NIR_narrow	855-875/865	20

Fuente: ESA (2025).

Google Earth Engine para el procesamiento de las imágenes Sentinel-2

Se utilizó el programa *Google Earth Engine* (GEE, 2022), que permite a través de una interfaz de programación realizar el análisis de las imágenes satelitales recopiladas. Se desarrolló un código que permite realizar los pasos siguientes:

1. Definir las estaciones de monitoreo como puntos de interés (C, TAC, DCQ, DSA) con sus respectivas coordenadas.
2. Definir las fechas de monitoreo para el periodo 2021-2024.
3. Recopilar imágenes Sentinel-2 que coincidan o presenten una diferencia máxima de cuatro días respecto a las fechas definidas.
4. En cada punto de interés crear un *buffer* de 20 m y calcular los índices programados (NDCI, NDVI, GCI y RCI) para cada imagen en la colección de Sentinel-2 recopilada.

5. Extracción de los valores de bandas utilizadas e índices calculados en un archivo *.CSV.

6. Visualizar los resultados.

El diagrama de flujo que describe la metodología utilizada para determinar concentración de Cl-a con datos satelitales se presenta en la Figura 4.

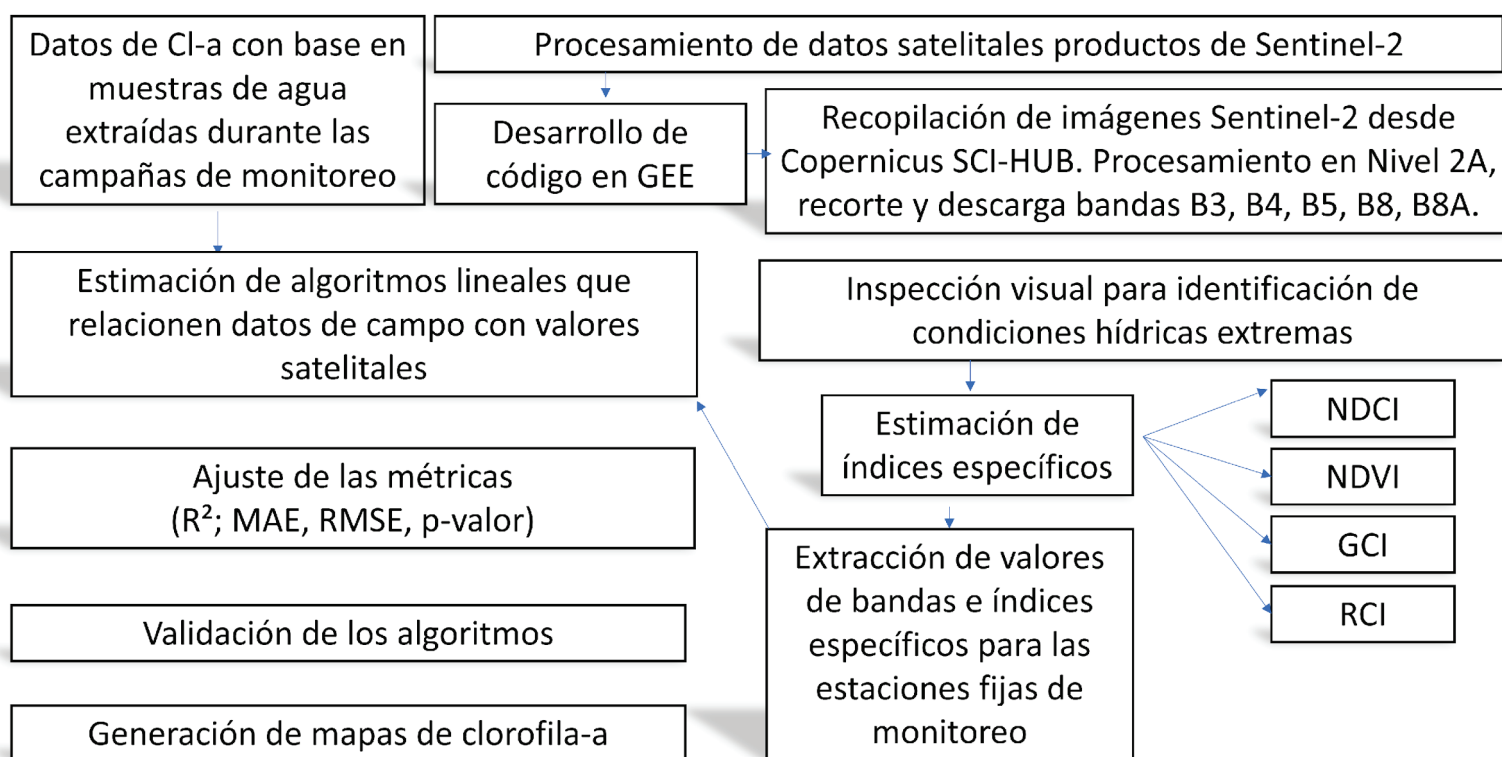


Figura 4. Diagrama de flujo para la metodología utilizada en determinar Cl-a con datos satelitales.

Métricas de rendimiento

Para identificar la mejor relación entre los datos de CI-a medidos y los correspondientes valores estimados con los algoritmos satelitales de cada índice específico, se evaluaron para cada función las métricas de rendimiento presentadas en la Tabla 3: el coeficiente de determinación (R^2); el error absoluto medio (MAE), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la probabilidad bajo hipótesis nula (p -valor) (Legates & McCabe, 1999; Wackerly, Mendenhall III, & Scheaffer, 2008).

Tabla 3. Métricas de rendimiento utilizadas.

Métrica	Símbolo	Fórmula	Observación
Coeficiente de determinación	R^2	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (5)$	Describe la proporción de la varianza total en los datos observados que puede explicar el modelo. Varía de 0 a 1.0; los valores más altos indican una mejor concordancia
Error medio absoluto	MAE	$\frac{\sum_{i=1}^n y_i - x_i }{n} \quad (6)$	Es la diferencia entre el valor estimado y el valor real en cada punto estimado
Raíz del error cuadrático medio	RMSE	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}{n}} \quad (7)$	Mide la magnitud promedio de los errores. Cuanto menor sea el RMSE, mejor será el modelo y sus estimaciones
Probabilidad bajo la hipótesis nula	p -valor	$p = 2\min\{Pr(T \geq t H_0), Pr(T \leq t H_0)\} \quad (8)$	Probabilidad bajo la hipótesis nula de obtener un estadístico de prueba de valor real al menos tan extremo como el obtenido

x_i = son los valores de concentración de clorofila-a estimados

y_i = son los datos de clorofila-a medidos y n : número de observaciones

El parámetro p -valor considera una prueba estadística observada t de distribución T desconocida; p -valor es la probabilidad de observar un valor estadístico de prueba al menos tan extremo como t si la hipótesis nula H_0 fuera cierta.

Además, se utilizó el parámetro p -valor basado en el coeficiente de Pearson que mide la probabilidad calculada para determinar si existe evidencia para rechazar la hipótesis nula, asumida como verdadera. Cuanto menor sea el p -valor, será estadísticamente significativa la relación. Un p -valor límite indica que, si la hipótesis nula probada fuera

cierta, habría una probabilidad de una entre diez mil de observar resultados al menos tan extremos.

Resultados

Se recopilaron 23 imágenes multiespectrales producto de Sentinel-2 entre 2021 y 2024, seleccionadas para el área de estudio cubriendo los sitios de muestreo definidos con un buffer de 20 m de diámetro (definido en función del máximo tamaño de píxel utilizado), con un intervalo máximo de cuatro días alrededor de las fechas disponibles de monitoreo *in situ*. En este conjunto de datos, el 87 % de las imágenes se capturaron entre 0 y 2 días de la fecha de monitoreo (0 días: 37 %; 1 día: 20 %; 2 días: 30 %, y entre 3-4 días: 13 %).

Durante el periodo de análisis, la profundidad media del río Cosquín resultó de 1.1 m, con valores extremos de 0.7 m (mínimo) y 6.6 m (máximo). En el caso del río San Antonio, se registraron profundidades notablemente más variables, con un valor medio de 0.5 m, un mínimo de 0.1 m y un máximo de 13.3 m. Para este periodo, la profundidad media del agua en el embalse San Roque resultó de 33 m, con valores mínimos de 28.4 m y máximos de 36.7 m. Debido a las bajas profundidades registradas en el río San Antonio y en el embalse San Roque simultáneamente, se realizó una inspección visual detallada de las imágenes satelitales seleccionadas.

La imagen recopilada del 29 de noviembre de 2022 presenta, en la zona de desembocadura del río San Antonio, un área sin cobertura de agua (Figura 5, izquierda). Esta retracción del cuerpo de agua está asociada con una profundidad de agua de 0.2 m en el río San Antonio y un nivel respecto al lecho en el embalse de 29.2 m (0.8 m por encima del

mínimo registrado en el periodo de estudio) (Figura 5, derecha). Debido a esta condición atípica para el periodo analizado, se excluyó dicha imagen del conjunto de datos considerados en este estudio. La decisión se alinea con criterios de consistencia y representatividad temporal aplicados en Li, Martin y Estival (2017), y Zhang, Yuan, Zeng, Li y Wei (2018), donde se destaca la importancia de utilizar imágenes que reflejen condiciones representativas para evitar sesgos en el análisis.

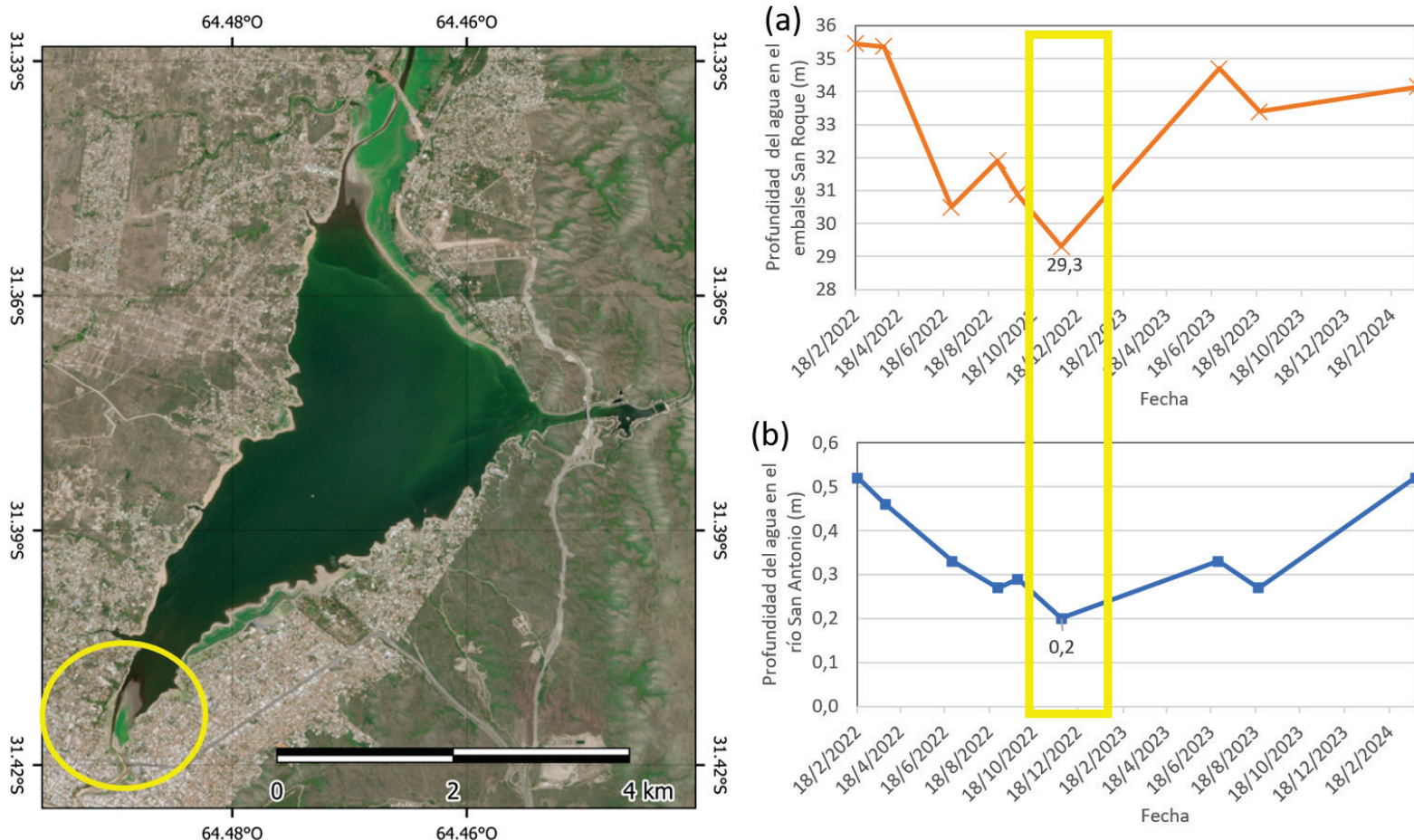


Figura 5. (Izquierda) imagen Sentinel-2 del 29 de noviembre de 2022 (círculo amarillo: desembocadura del río San Antonio); (derecha) profundidad del agua en: (a) embalse San Roque y (b) río San Antonio (recuadro amarillo asociado con la fecha del día de la imagen satelital).

A partir de las imágenes satelitales seleccionadas se procesaron los valores de reflectancia de cada banda involucrada en el cálculo de los índices específicos (Tabla 1). Estos índices resultantes para cada estación de monitoreo se presentan en la Figura 6.

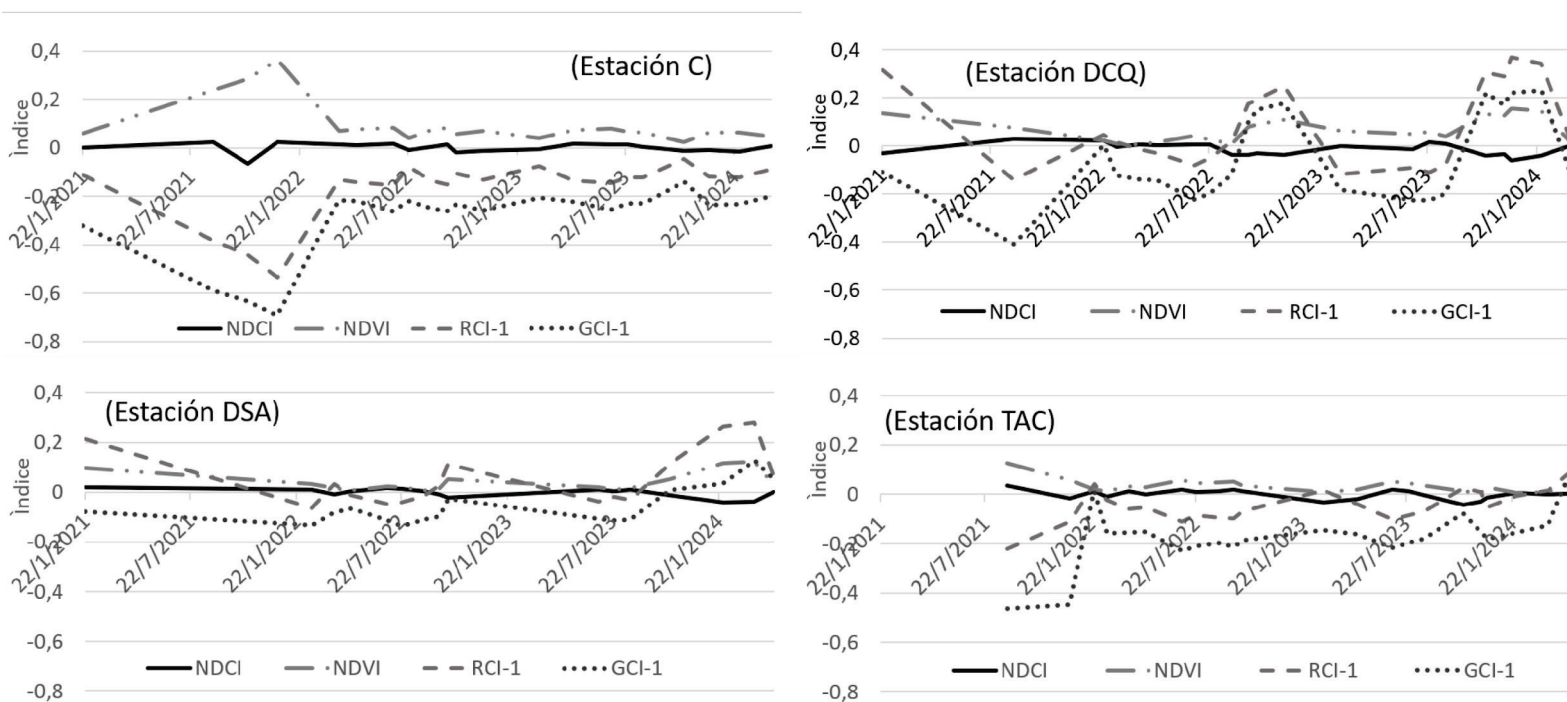


Figura 6. Índices específicos estimados en cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

Definido el conjunto de datos de clorofila-a seleccionados, se estimaron los correspondientes índices. En particular, para el 18 de febrero de 2022, se generaron mapas representativos de cada índice específico analizado, modelando el área del embalse San Roque. En la Figura 7 se visualizan dichos mapas procesados con el programa *QGIS* ([QGIS.org](https://qgis.org), 2025).

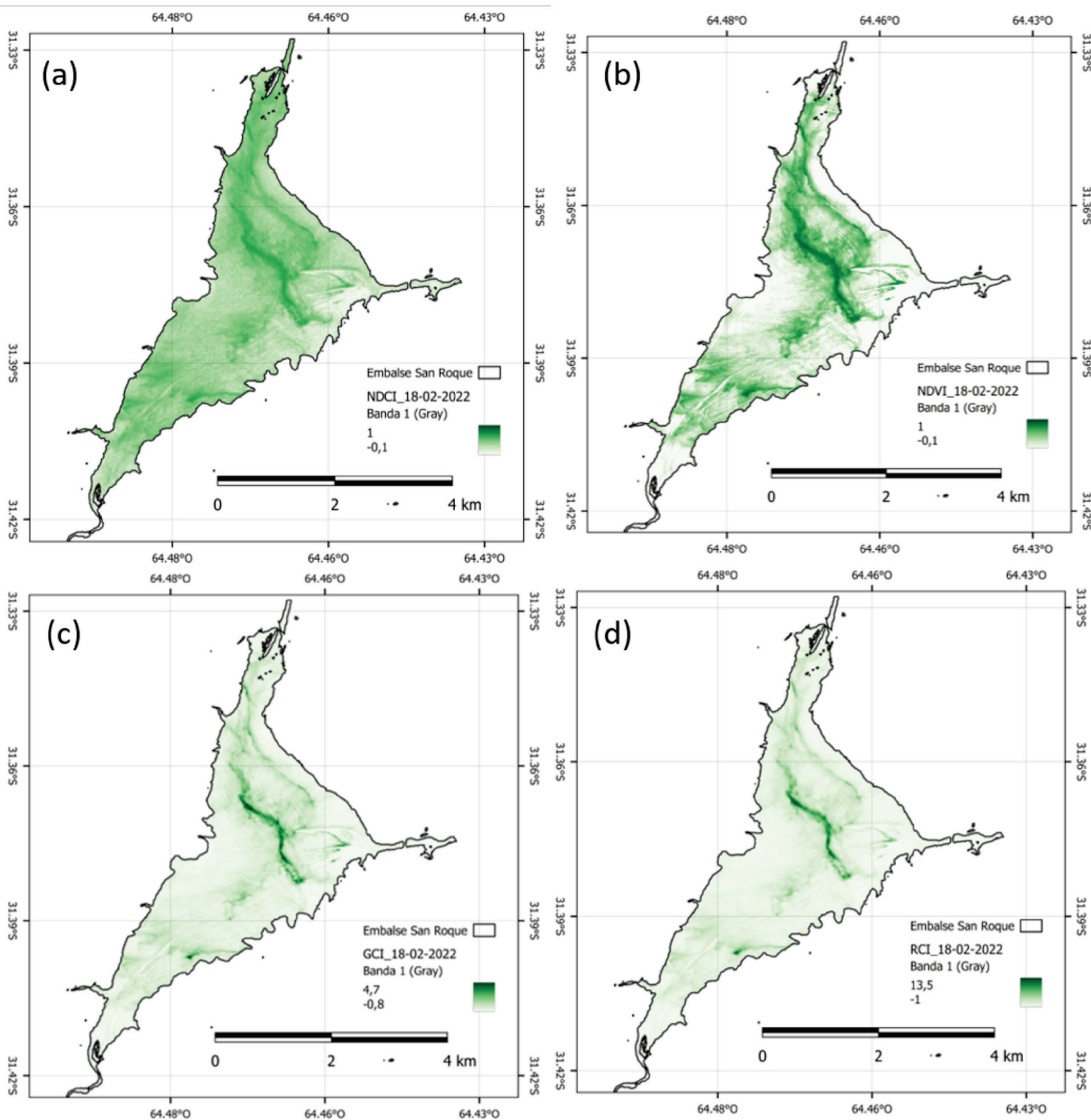


Figura 7. Modelación de los índices específicos para el embalse San Roque: (a) NDCI, (b) NDVI, (c) GCI y (d) RCI.

Se analizaron dos subconjuntos utilizados para calibración y validación. El primer subgrupo se trabajó con 35 pares de valores cubriendo un rango entre 2 y 235 µg/l de Cl-a. Se plantearon las relaciones entre mediciones de Cl-a y valores de cada índice específico, utilizando una función polinómica de grado 2 mediante una regresión lineal (Ecuación (9)), debido a que la relación es no lineal entre los índices específicos (X) y los valores de Cl-a medidos (y):

$$y = A + B.X + C.X^2 \quad (9)$$

Siendo A , B y C coeficientes a calibrar.

En la Figura 8 se presentan los cuatro modelos determinados junto con los correspondientes coeficientes de determinación (R^2).

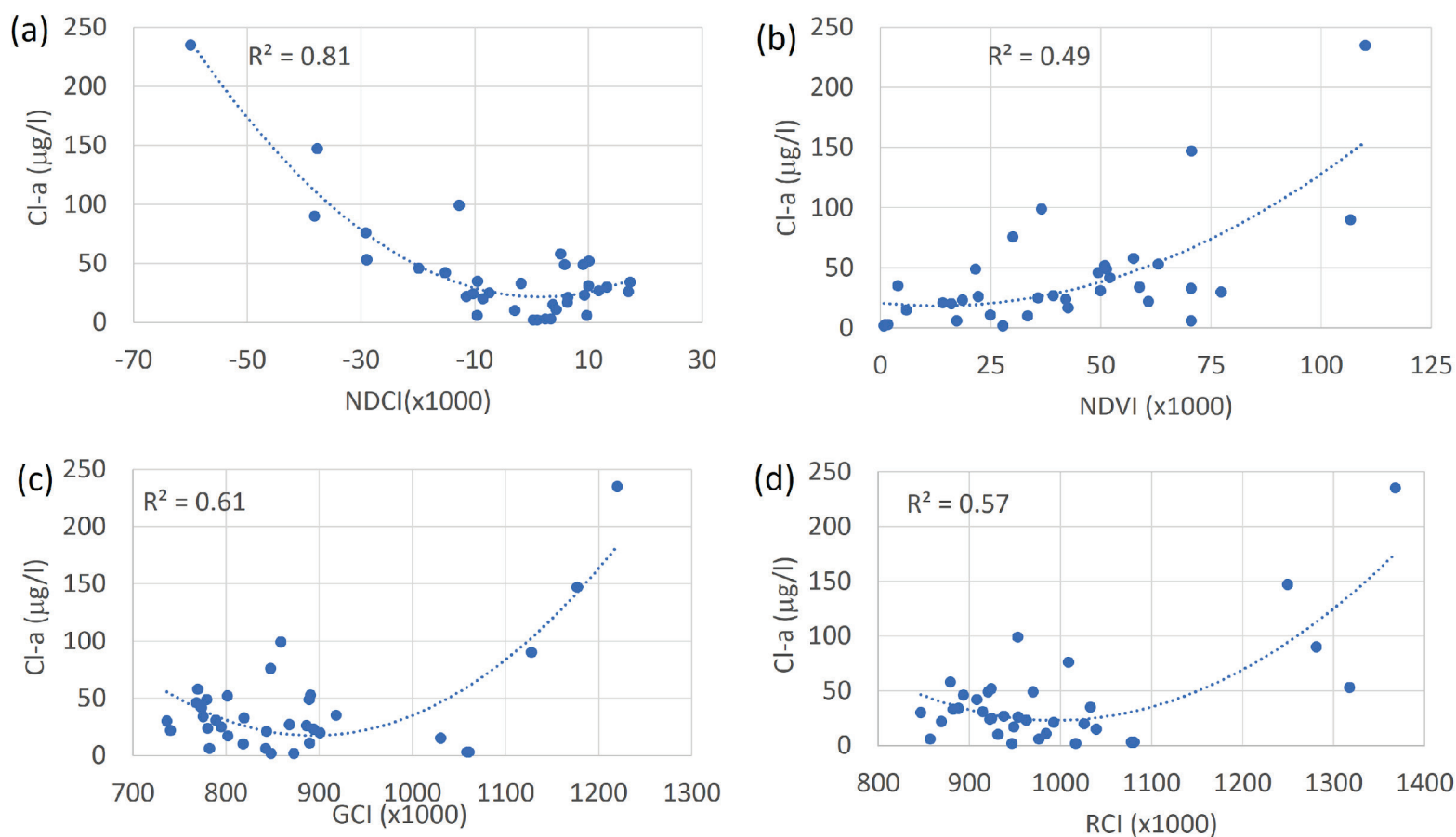


Figura 8. Índices específicos en función de los valores medidos. (a) NDCI, (b) NDVI, (c) GCI y (d) RCI. Modelos de regresión lineal y coeficiente de determinación (R^2) con $n = 35$.

Discusión

Los resultados obtenidos para cada parámetro con las métricas de rendimiento detalladas en la Tabla 3 se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros estadísticos entre CI-a estimada en función de los índices específicos y CI-a medida.

Métrica	NDCI	NDVI	GCI	RCI
R^2	0.81	0.49	0.61	0.57
MAE ($\mu\text{g/l}$)	13.9	22.1	20.8	20.9
RMSE ($\mu\text{g/l}$)	19.4	31.9	28.2	29.4
p -valor (%)	1.3e-13	2.2e-06	3.6e-08	1.4e-07

El modelo con mayor coeficiente de determinación (R^2) resultó el estimado con el índice NDCI ($R^2 = 0.81$), y el modelo que menos ajuste alcanzó estuvo basado en el índice NDVI ($R^2 = 0.49$). El error medio absoluto (MAE) resultó de 13.9 $\mu\text{g/l}$ para el modelo de NDCI y cercano a 21 $\mu\text{g/l}$ para los restantes modelos evaluados. Con respecto a la raíz del error medio cuadrático, se obtuvo el menor resultado con el índice NDCI (RMSE = 19.4 $\mu\text{g/l}$), mientras que el valor máximo se obtuvo para el índice NDVI (RMSE = 31.9 $\mu\text{g/l}$). Para las cuatro modelaciones con índices específicos, se obtuvo una probabilidad (p -valor) menor al límite establecido de 0.0001 %.

En función de estos resultados, se considera que el algoritmo estimado con NDCI es el que mejor ajuste presenta, pues alcanzó el mayor valor en R^2 , y los menores valores de MAE, RMSE y p -valor, respecto de los restantes índices evaluados.

Por otro lado, la amplitud del rango espectral de las bandas utilizadas podría influir en la precisión de la estimación. Así, la banda 8 (Tabla 2) es la que mayor amplitud espectral presenta (115 nm) en relación con las restantes bandas utilizadas (que varían entre 35 y 15

nm). Esta condición puede atribuirse a que el índice NDVI resultó con el menor coeficiente de determinación (R^2) y mayores valores de MAE, RMSE y p -valor presentaron en cuanto a los restantes índices estimados.

Posteriormente se evaluó la eficacia del algoritmo propuesto para el índice NDCI mediante el análisis estadístico del grupo de validación conformado por 32 pares de valores de Cl-a disponibles de los monitoreos y los correspondientes valores estimados mediante el modelo seleccionado. Como resultado de la regresión lineal planteada (Figura 9), se obtuvo un coeficiente de correlación $R^2=0.78$, lo cual indica una buena relación entre las variables. Para esta relación se obtuvo MAE = 21 $\mu\text{g/l}$, RMSE = 33.5 $\mu\text{g/l}$ y p -valor = 2×10^{-8} menor al límite (< 0.0001).

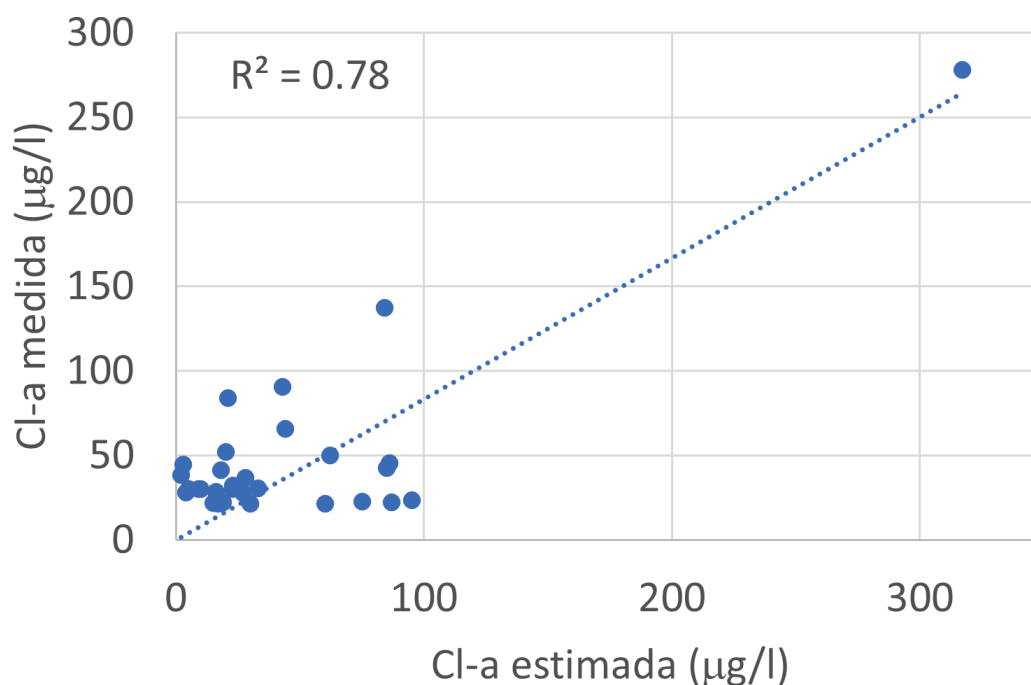


Figura 9. Cl-a medida vs. estimada en función del índice NDCI. Modelo de regresión y coeficiente de determinación (R^2) con $n = 32$.

Así, los parámetros A , B y C para la Ecuación (9) que permiten estimar los valores de CI-a con base en el índice NDCI se exponen en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros calibrados para la relación NDCI y CI-a.

Parámetros (Ecuación (9))	Coeficiente
A	21.737
B	0.178
C	0.057

La aplicación de este algoritmo para el conjunto de datos se presenta en la Figura 10, donde se grafican los valores medidos y estimados de CI-a en función del índice NDCI. Se observa en las cuatro estaciones de monitoreo una buena representación de los valores estimados en cuanto a la dinámica espacial y temporal respecto de los valores medidos, representando en general la variabilidad temporal en cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

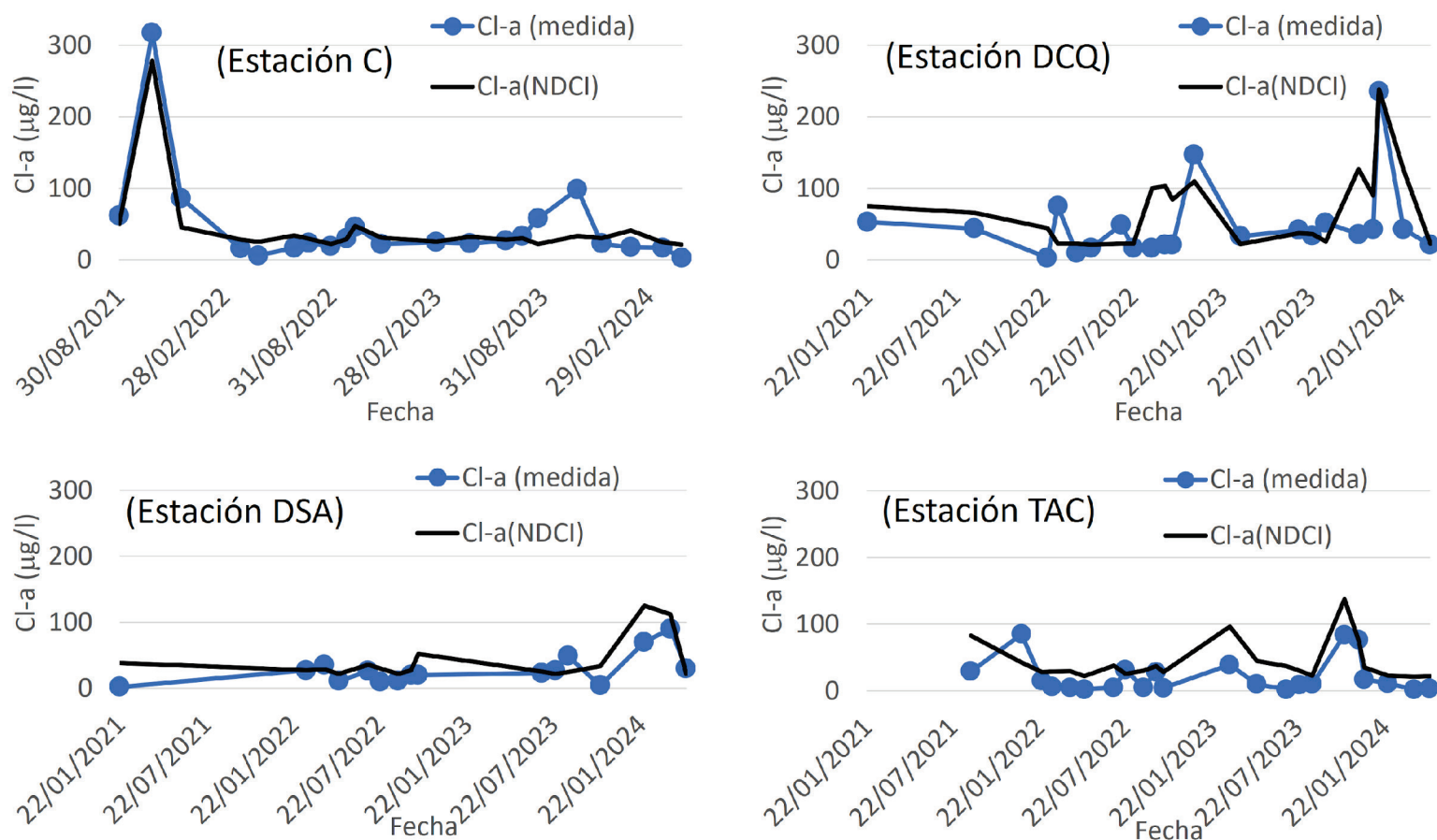


Figura 10. Cl-a medida y estimada (en función de NDCI) para cada estación de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC).

En la Figura 11 se presenta un mapa de distribución espacial de Cl-a en función de la modelación propuesta con los parámetros definidos en la Tabla 5 para el 18 de febrero de 2022 en el cuerpo de agua del embalse San Roque.

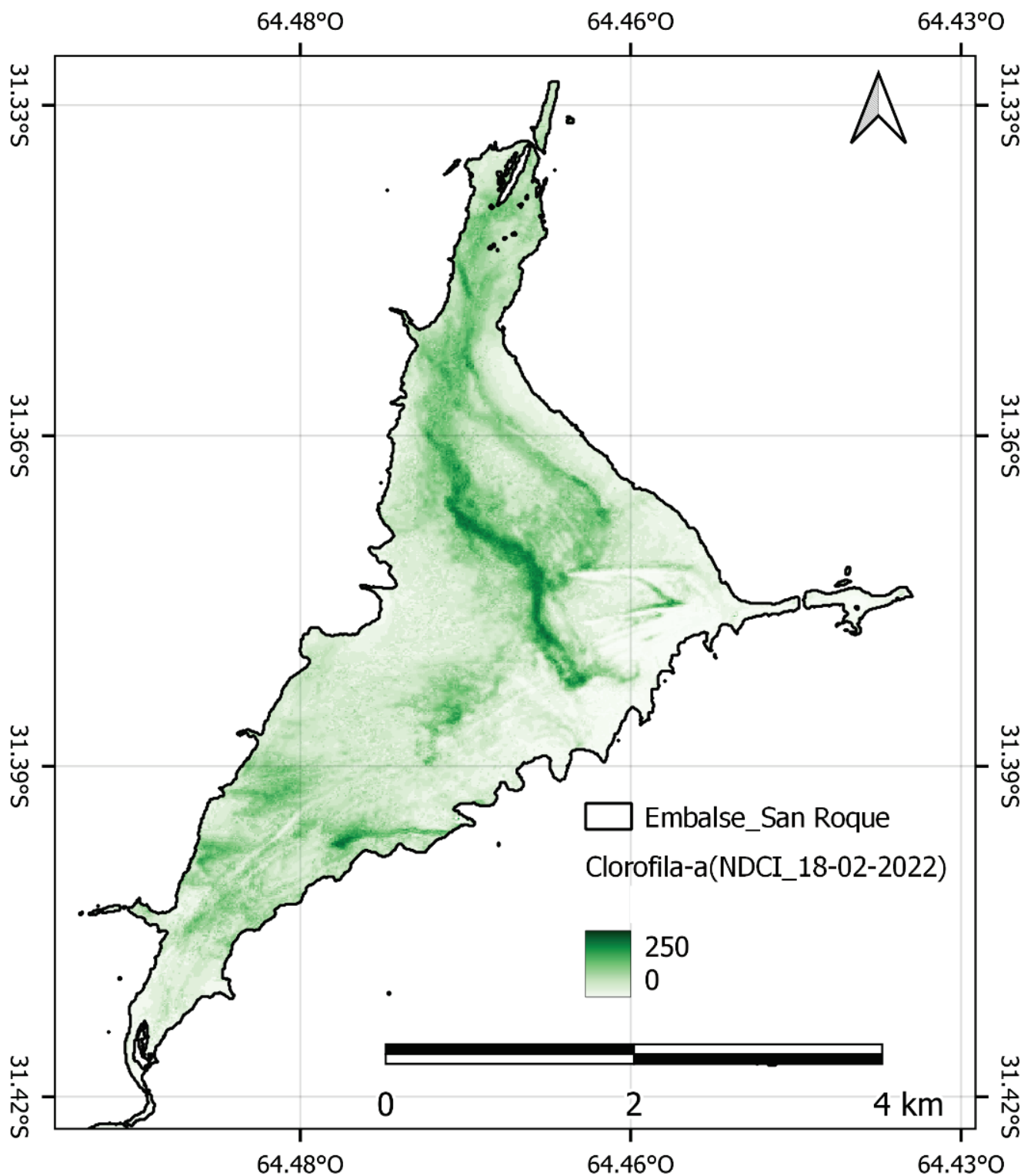


Figura 11. Modelo de Cl-a (en $\mu\text{g/l}$) en función del índice NDCI para el embalse San Roque, 18 de febrero de 2022.

Conclusiones

En esta investigación se utilizaron imágenes de satélite de alta resolución especial (10-20 m) con 2-5 días de revisita productos de Sentinel-2, que fueron procesadas utilizando el programa *Google Earth Engine*.

El índice de clorofila de diferencia normalizada (NDCI) ha demostrado ser la mejor opción entre los índices específicos evaluados (NDVI, GCI y RCI), al proporcionar un ajuste sólido (R^2 cercano a 0.8) y estadísticamente significativo. Su desempeño supera a los otros modelos aquí analizados, destacando su adecuada aplicación en la estimación de concentración de Cl-a en el embalse San Roque. Se continuarán explorando nuevas funciones que mejoren esta relación con respecto a los valores de estimación.

La relación propuesta representa de forma adecuada la dinámica espacial y temporal de los valores medidos de concentración de Cl-a en las cuatro estaciones de monitoreo (C, DCQ, DSA y TAC). Por lo tanto, se considera que esta modelación satelital aporta a las herramientas disponibles para la determinación de Cl-a en espacio y tiempo. Estos resultados complementan los monitoreos mensuales que se realizan desde hace más de 25 años en el embalse San Roque debido a su gran importancia como principal fuente de agua potable para la segunda ciudad más poblada de la República Argentina.

Agradecimientos

Se agradece a la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba, al Instituto Nacional del Agua, a Aguas Cordobesas y a la Administración Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.

Referencias

- Ambrose-Igho, G. (2019). *Spatiotemporal analysis of lake water quality indicators on small lakes, Lake Bloomington and Evergreen Lake in Central Illinois, using satellite remote sensing* (tesis de maestría). Illinois State University, USA. Recuperado de <https://ir.library.illinoisstate.edu/etd/1190>
- Barraza-Moraga, F., Alcayaga, H., Pizarro, A., Félez-Bernal, J. & Urrutia, R. (2022). Estimation of chlorophyll. A concentrations in Lanalhue Lake using Sentinel-2 MSI satellite images. *Remote Sensing*, 14(22), 5647. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14225647>
- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodriguez, A., Oroná, C., Rodriguez, M. I., Larrosa, N., Cossavella, A., Del-Olmo, S., Bonfanti, E., & Busso, F. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Ingeniería hidráulica en México*, 20(2), 122-135.
- Bramich, J., Bolch, C. J. S., & Fischer, A. (2021). Improved red-edge chlorophyll-a detection for Sentinel-2. *Ecological Indicators*, 120, 106876. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106876>

- Caballero, I., & Navarro, G. (2021). Monitoring cyanoHABs and water quality in Laguna Lake (Philippines) with Sentinel-2 satellites during the 2020 Pacific typhoon season. *Science of the Total Environment*, 788, 147700. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147700>
- Chawla, L., Karthikeyan, L., & Mishra, A. K. (2020). A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes. *Journal of Hydrology*, 585, 124826. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124826>
- ESA. (2025). *Sentinel-2 user guide*. Recuperado de <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>
- GEMS/WATER, Global Environment Monitoring System/Water. (1992). *Operational guide*. Recuperado de [https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/62446/GEMS_W_92.1\(part1\).pdf;jsessionid=074E13AFA5FA576FAB3C8EA729C16681?sequence=1](https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/62446/GEMS_W_92.1(part1).pdf;jsessionid=074E13AFA5FA576FAB3C8EA729C16681?sequence=1)
- German, A., Shimoni, M., Beltramone, G., & Rodríguez, M. I. (2021). Space-time monitoring of water quality in an eutrophic reservoir using SENTINEL-2 data: A case study of San Roque, Argentina. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 24 (8), 100614. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100614>
- Gilabert, M. A., González-Piqueras, J., & García-Haro, J. (1997). Acerca de los índices de vegetación. *Revista de teledetección. Asociación Española de Teledetección*, 8, 1-10. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/39195330>

- Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., & Ahmed, S. A. (2010). Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near-infrared bands. *Optics Express*, 18(23), 24109-24125. DOI: <https://doi.org/10.1364/OE.18.024109>
- Gitelson, A. A., & Yacobi, Y. Z. (1995). Reflectance in the red and near-infrared ranges of the spectrum as a tool for remote chlorophyll estimation in inland waters—Lake Kinneret case study. In: *Proceedings of the Eighteenth Convention of Electrical and Electronics Engineers in Israel (IEEE)*. 5.2.6, 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1109/EEIS.1995.514184>
- Gitelson, A. A., Dall'Olmo, G., Moses, W., Rundquist, D. C., Barrow, T., Fisher, T. R., Gurlin, D., & Holz, J. (2008). A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3582-3593. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.04.015>
- GEE, Google Earth Engine. (2022). *Google Earth Engine: A planetary-scale platform for Earth science data & analysis*. Recuperado de <https://earthengine.google.com>
- Ha, N. T. T., Thao, N. T. P., Koike, K., & Nhuan, M. T. (2017). Selecting the best band ratio to estimate chlorophyll-a concentration in a tropical freshwater lake using Sentinel-2A images: A case study of Lake Ba Be (Northern Vietnam). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(9), 290. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>
- INA & CIRSA, Instituto Nacional de Agua & Centro de Investigación de la Región Semiárida. (2024). *Informe mensual de monitoreo embalse San Roque*. Córdoba, Argentina: Instituto Nacional de Agua.

- Kislik, C., Dronova, I., Grantham, T. E., & Kelly, M. (2022). Mapping algal bloom dynamics in small reservoirs using Sentinel-2 imagery in Google Earth Engine. *Ecological Indicators*, 140, 109041. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109041>
- Legates, D. R., & McCabe, G. J. (1999). Evaluating the use of 'goodness-of-fit' measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), 233-241. DOI: <https://doi.org/10.1029/1998WR900018>
- Li, P., Hao, F., Wu, H., & Nie, H. (2024). Spatiotemporal dynamic analysis of eutrophication status based on machine learning-based retrieval algorithm: Case study in Liangzi Lake, Hubei, China. *Remote Sensing*, 16(22), 4192. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs16224192>
- Li, R., & Li, J. (2004). Satellite remote sensing technology for lake water clarity monitoring: an overview. *Environmental Informatics Archives*, 2, 893-901. Recuperado de <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=0bfa92c75e3b3c676af431b21c611a51a8714046>
- Li, N., Martin, A., & Estival, R. (2017). An automatic water detection approach based on Dempster-Shafer theory for multi spectral images. In: *2017 20th International Conference on Information Fusion (Fusion)* (pp. 1-8). Xi'an, China: Institute of Electrical and Electronics Engineers. DOI: <https://doi.org/10.23919/ICIF.2017.8009789>
- Liu, H., Li, Q., Shi, T., Hu, S., Wu, G. & Zhou, Q. (2017). Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake. *Remote Sensing*, 9, 761-780. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9070761>

- Maier, P. M., & Keller, S. (2019). Application of different simulated spectral data and machine learning to estimate the chlorophyll-a concentration of several inland waters. In: *10th Workshop on Hyperspectral Imaging and Signal Processing: Evolution in Remote Sensing (WHISPERS)*. Amsterdam, Netherlands: Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). DOI: <https://doi.org/10.1109/WHISPERS.2019.8921073>
- Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394-406. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>
- Muchiut, J., Rodríguez, M. I., Ruibal-Conti, A. L., Ruiz, M., & Rodriguez, A. (2024). Numerical modeling of the influence of reservoir management on the algal blooms of San Roque. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21, 1083-1098. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05102-5>
- Pagot, M., Rodriguez, A., Hillman, G., Corral, M., & Niencheski, F. (2007). Remote sensing assessment of suspended matter and dynamics in Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, 47(1), 115-129. DOI: <https://doi.org/10.2112/1551-5036-47.sp1.116>
- Palmer, S. C. J., Hunter, P. D., Lankester, T., Hubbard, S., Spyarakos, E., Tyler, A. N., Présing, M., Horváth, H., Lamb, A., Balzter, H., & Tóth, V. R. (2015). Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.024>

- Ponce, G. A., Rodríguez, M. I., Ruibal-Conti, A. L., Muchiut, J., & Rodríguez, A. (2023) Aplicación preliminar del modelo MIKE 21 en un embalse eutrófico durante eventos de crecidas: caso embalse San Roque, Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(3), 314-364. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-03-07>
- QGIS.org. (2025). QGIS *Geographic Information System*. QGIS Association (3.28.10). Recuperado de <http://www.qgis.org>
- Richardson, L. L. (1996). Remote sensing of algal bloom dynamics. *BioScience*, 46(7), 492-501. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312927>
- Wackerly, D., Mendenhall III, W., & Scheaffer, R. (2008). *Mathematical statistics with applications* (7th ed.). Belmont, USA: Thomson Brooks/Cole.
- Xu, M., Liu, H., Beck, R., Lekki, J., Yang, B., Shu, S., Kang, E. L., Anderson, R., Johansen, R., Emery, E., Reif, M., & Benko, T. (2019). A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. *Journal of Great Lakes Research*, 45(3), 454-465. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.002>
- Yu, S., Bai, Y., He, X., Gong, F., & Li, T. (2023). A new merged dataset of global ocean chlorophyll-a concentration for better trend detection. *Frontiers in Marine Science*, (10). DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1051619>

Zhang, Q., Yuan, Q., Zeng, C., Li, X., & Wei, Y. (2018). Missing data reconstruction in remote sensing image with a unified spatial-temporal-spectral deep convolutional neural network. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 56 (8), 4274-4288. DOI: <https://doi.org/10.1109/TGRS.2018.2810208>