

## UTILIZACIÓN DE IMÁGENES ASTER Y LANDSAT PARA EL MONITOREO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-A EN EL EMBALSE LOS MOLINOS, CÓRDOBA, ARGENTINA

M. BONANSEA<sup>1</sup>, R. BAZÁN<sup>2,3</sup>, M. PAGOT<sup>4</sup>, L. PINOTTI<sup>5</sup>,  
C. LEDESMA<sup>6</sup> & C. RODRÍGUEZ<sup>6</sup>

<sup>1</sup> CONICET, Departamento de Ciencias Básicas y Agropecuarias, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAyV), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC).

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Química y Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales (FCEfyN), Universidad Nacional de Córdoba (UNC).

<sup>3</sup> Instituto Superior de Estudios Ambientales (ISEA-UNC).

<sup>4</sup> Laboratorio de Hidráulica, FCEfyN, UNC.

<sup>5</sup> Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC.

<sup>6</sup> Departamento de Ciencias Básicas y Agropecuarias, FAyV, UNRC. Ruta Nacional N° 36, Km 601. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

e-mail: [mbonansea@ayv.unrc.edu.ar](mailto:mbonansea@ayv.unrc.edu.ar)

**ABSTRACT.** Remote sensing can be used as a complementary tool in water quality monitoring of aquatic ecosystems. The aim of this study was to develop models to estimate the spatial distribution of chlorophyll-a concentration (Chl-a) in Los Molinos reservoir using Landsat 7 ETM+ and ASTER imagery. Los Molinos reservoir (32° 49' S, 64° 32' W) is a multipurpose system used as the second source of water supply for Córdoba's city. Physical, chemical and biological parameters were measured in the water body coinciding with the passage of the satellites by the study area. Using different statistical techniques, satellite information was related to field data obtaining algorithms that best explained the distribution of Chl-a. These models were validated and used to construct maps providing spatially rich information on patterns of water quality throughout the reservoir. Both sensors could be used for Chl-a monitoring. ASTER sensor, with higher spatial resolution than ETM+, showed a better relationship between observed versus estimated Chl-a data allowing a better discrimination of the spatial variation of the analysed parameter. The generated models can provide a basis for planning future water quality monitoring in different water bodies.

**Key words:** Reservoir; remote sensing; Chlorophyll-a concentration; Landsat; ASTER.

**Palabras clave:** Embalse; sensoramiento remoto; Concentración de clorofila-a; Landsat; ASTER.

### INTRODUCCIÓN

Uno de los aspectos vitales en el manejo y gestión de los recursos hídricos es el monitoreo de la calidad del agua, ya sea para determinar el estado del sistema o para informar sobre la necesidad de llevar a cabo acciones correctivas en el caso que la calidad no sea la deseada (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Estos monitoreos pueden realizarse de manera tradicional recolectando muestras *in-situ* o mediante técnicas de sensoramiento remoto

(Torbick *et al.*, 2008; Trivero *et al.*, 2013). A diferencia del método tradicional, el cual presenta un alto costo y demanda una gran logística, las técnicas de percepción remota pueden ser utilizadas como una herramienta complementaria en el monitoreo, mapeo y valoración de la calidad del agua con tiempos y respuesta relativamente cortos y a bajo costo (Zhao *et al.*, 2011).

Diferentes autores han estudiado la dinámica de varios parámetros de calidad del agua

a partir de información satelital, incluyendo concentración de clorofila-a (Reinart y Kutser, 2006; Yacobi *et al.*, 2011; Tebbs *et al.*, 2013), transparencia (Chen *et al.*, 2007; Bonansea *et al.*, 2012), temperatura del agua (Reinart y Reinhold, 2008; Alcantara *et al.*, 2010) sólidos en suspensión (Kulkarni, 2011; Odermatt *et al.*, 2012), entre otros. Si bien estos estudios se basan en modelos que se construyen a partir de análisis de regresión relacionando la información satelital y las medidas recolectadas simultáneamente en el campo, los mismos pueden variar de un reservorio a otro ya que estas relaciones son empíricas por naturaleza (Sriwongsitanon *et al.*, 2011).

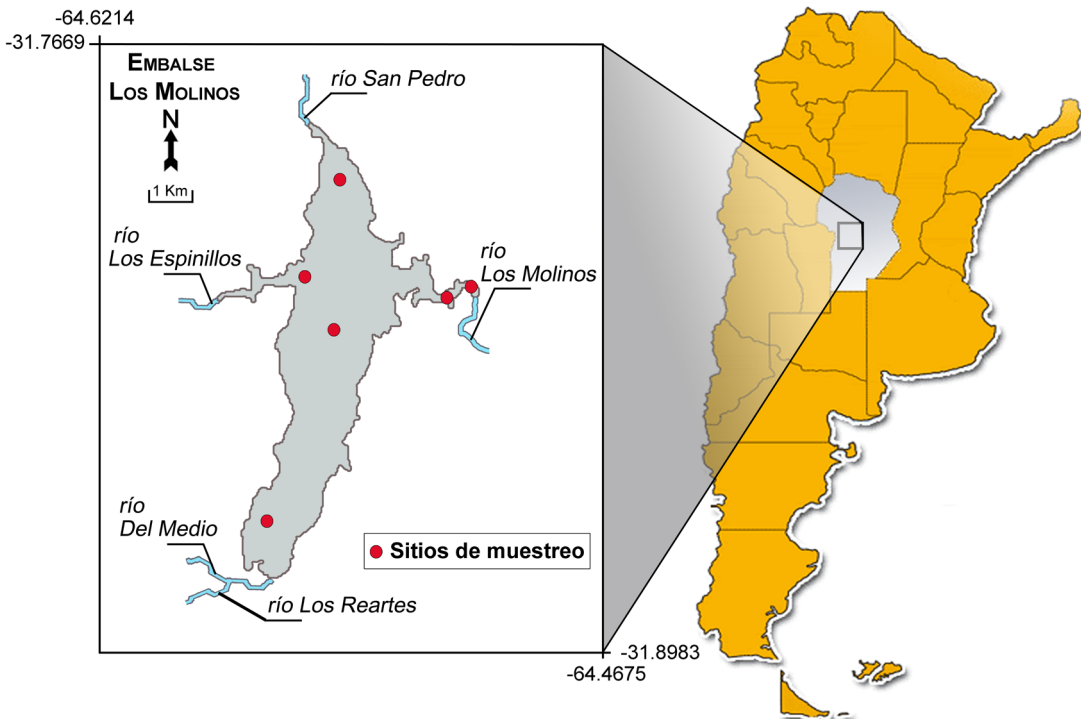
El objetivo de este trabajo consistió en desarrollar modelos para estimar la distribución espacial de la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el embalse Los Molinos a partir de imágenes obtenidas por los sensores Landsat 7 ETM+ y ASTER. La selección de la variable Cl-a se debe a que

es utilizada como una medida de la productividad primaria estando directamente relacionada con la calidad del agua y el estado trófico de los sistemas acuáticos (Liu *et al.*, 2011; Ahtiainen *et al.*, 2012).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El embalse Los Molinos (32° 49' S, 64° 32' W) (Fig. 1), localizado en el centro oeste de la provincia de Córdoba (Argentina), es un sistema multipropósito utilizado como la segunda fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de Córdoba con una población aproximada de 1.4 millones de habitantes. Este reservorio tiene una superficie de 21,1 Km<sup>2</sup>, una profundidad media de 16,3 m y un volumen máximo de 399 millones de m<sup>3</sup>. Desde hace varias décadas este reservorio presenta signos de eutrofización, tales como proliferación de algas y elevadas concentraciones de nutrientes (Bazán *et al.*, 2005).



**Figura 1:** Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo.

### Toma de muestras

Se realizaron campañas mensuales y estacionales de monitoreo de calidad del agua en el embalse Los Molinos. En este trabajo se utilizó la campaña de muestreo con fecha 21-10-2003. En base a las características del cuerpo del agua y la localización de los tributarios, se seleccionaron 6 sitios de muestreo distribuidos por todo el reservorio (Fig. 1). Los lineamientos para la metodología de toma de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000). Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad. *In-situ* se determinaron las coordenadas de ubicación geográficas con GPS. Utilizando sondas multiparamétricas, se midió temperatura del agua (T °C), pH, oxígeno disuelto (OD mg/l) y turbiedad (Turb. NTU). Por medio del disco de Secchi se determinó la transparencia del agua (DS). Mientras que en laboratorio se determinó la Cl-a por análisis de espectrofotometría (APHA, 2000). Utilizando una bomba de vacío se procedió a filtrar las muestras de 1 l de agua a través de filtros de fibra de vidrio (GF/C) cuyo tamaño de poro fue de 0,45 µm. Los filtros fueron triturados en una licuadora de tejidos con acetona 90%. Los extractos se dejaron en la oscuridad durante 12 horas a 4 °C y posteriormente fueron centrifugados durante 15 minutos a 3000 rpm para su clarificación. Utilizando un espectrofotómetro se registraron los valores de absorbancia a 663 y 750 nm (663a, 750a). Para corregir dichos valores se agregó ácido clorhídrico y se registró la absorbancia a 665 y 750 (665b, 750b). Finalmente, la determinación de Cl-a se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$Cl-a = \frac{26.73 - [(663a - 750a) - (665b - 750b)] * V_e}{V_s} \quad (\text{Ec. 1})$$

donde  $V_e$  es el volumen de extracto de acetona y  $V_s$  es el volumen de muestra de agua.

### Información satelital

Se utilizaron imágenes satelitales pertenecientes a los sensores ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) y ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) con fecha 22-10-2003 y pertenecientes a la zona de estudio. Estos sensores se encuentran a bordo de los satélites Landsat 7 y TERRA respectivamente. El satélite Landsat 7, pertenece a una serie de misiones de observación de la superficie terrestre llamado Programa Landsat. Este satélite transporta al sensor ETM+, el cual esta equipado con un equipo multispectral de exploración que opera en 8 bandas espectrales ubicadas entre la fracción visible, infrarrojo y térmico del espectro electromagnético. Por su parte, el sensor ASTER obtiene imágenes de alta resolución en 14 bandas espectrales distribuidas entre la región visible, infrarrojo y térmico. Las resoluciones o características más importantes de estos sensores se muestran en la Tabla 1.

La escena ETM+ fue adquirida a partir del sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), cuya dirección es: <http://glovis.usgs.gov>. Mientras que la imagen ASTER se obtuvo del Centro de Análisis de Datos de la Tierra y Teledetección (ERSDAC, Japón) (<http://gds.aster.ersdac.jspacesystems.or.jp>). Al momento de la adquisición, ambas imágenes presentaron un nivel de procesamiento 1T (L-1T) y 1B (L-1B) respectivamente, lo que significa que presentan una buena precisión radiométrica y geométrica, conseguida a partir del uso de puntos de control terrestre (GCPs) y modelos digitales de elevación (DEM) (Tebbs *et al.*, 2013; Rajendran y Nasir, 2014). En ambas imágenes el sistema de referencia se transformó a POSGAR 94.

Desde el año 2003, las imágenes ETM+, presentan una falla permanente conocida como *Scan Line Corrector-off* (SCL-off).

**Tabla 1.** Principales resoluciones de los sensores ETM+ y ASTER.

Sensor	Resolución			
	Espectral	Espacial	Temporal	Radiométrica
ETM+	VNIR: 5 bandas SWIR: 2 bandas TIR: 1 banda	VNIR, SWIR: 30 m TIR: 60 m Pan: 15 m	16 días	8 bits
ASTER	VNIR: 3 bandas SWIR: 6 bandas TIR: 5 bandas	VNIR: 15 m SWIR: 30 m TIR: 90 m	16 días	VNIR, SWIR: 8 bits TIR: 12 bits.

VNIR: Región espectral del visible e infrarrojo cercano, SWIR: Región del infrarrojo de onda corta, TIR: Región del infrarrojo térmico. Pan: Banda pancromática o banda 8 ubicada en la región VNIR.

Sin embargo, esta falla no ha afectado la calidad radiométrica y geométrica del sensor, afectando solo al 22% de los píxeles de una escena (Chen *et al.*, 2011). Para corregir esta falla se utilizó la herramienta “Landsat\_gapfill.sav” descargada desde el sitio <http://www.exelisvis.com>, la cual proporciona una corrección relativamente fácil, rápida y confiable para los datos perdidos en las imágenes ETM+.

### Generación de modelos

Para delimitar la superficie del embalse, en cada una de las imágenes se aplicó el índice NDWI (*Normalized Difference Water Index*, McFeeters, 1996), que permitió aislar los píxeles que no pertenecían al cuerpo de agua. Al contar con los sitios de muestreos georreferenciados se relacionaron los valores de CI-a con la información satelital. Para el procesamiento satelital no se utilizaron las bandas ubicadas en la región del infrarrojo térmico (TIR) de ambos sensores, ya que estas bandas se utilizan para medir la temperatura de superficie. La banda pancromática del sensor ETM+ tampoco fue utilizada ya que es utilizada para la construcción de imágenes sintéticas. Aplicando un análisis de correlación de Pearson se determinaron las bandas espectrales de ambos sensores que presentaron la mayor relación con la variable CI-a. Para generar los algoritmos que mejor explicaron la distribución espacial de esta variable, se aplicó un análisis

de regresión entre las bandas seleccionadas y la variable en estudio. Estos modelos fueron validados mediante un análisis de regresión simple entre los valores observados y estimados de CI-a. Por último, los algoritmos desarrollados se aplicaron en las imágenes satelitales permitiendo la construcción de mapas que sirvieron para predecir y comparar la distribución espacial de la variable en estudio en toda la superficie del cuerpo de agua.

### RESULTADOS

La Tabla 2 muestra los valores de los parámetros medidos en el embalse Los Molinos durante la campaña de muestreo.

Mediante el análisis de correlación de Pearson, se determinó que las bandas espectrales 2 y 3 del sensor ETM+ ( $r=0.75$  y  $r=0.73$ , respectivamente) y las bandas 1 y 2 del sensor ASTER ( $r=0.69$  y  $r=0.73$ , respectivamente) fueron las que mejor se relacionaron con la variable CI-a (Tabla 3). Estas bandas se ubican en la fracción verde y roja del espectro electromagnético de ambos sensores. Si bien se observó una asociación significativa ( $p<0.05$ ) entre la variable CI-a y la banda 4 del sensor ETM+, al presentar un bajo coeficiente de correlación ( $r=0.49$ ) esta banda no fue utilizada como variable estimadora. Del mismo modo no se consideró la banda 6 del sensor ASTER, la cual presentó asociación significativa con la CI-a ( $p<0.05$ ) pero un bajo coeficiente de correlación ( $r=0.48$ ).

**Tabla 2.** Estadística descriptiva de las variables medidas en el embalse Los Molinos.

	T	pH	OD	DS	Turb	Cl-a
Unidad	°C	-	mg/l	m	NTU	µg/l
Media	19.1	7.7	7.3	0.8	12.9	14.6
Desvio estandar	1.6	0.6	2.4	0.2	12.6	7.0
Rango	16.0-20.2	6.9-8.3	3.7-10.8	1.3-2.5	3.6-35.0	5.1-25.0

**Tabla 3.** Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r) encontrados al relacionar las bandas espectrales de los sensores ETM+ y ASTER y la variables Cl-a.

Banda espectral	ETM+	ASTER
1	0.35	0.75
2	0.75	0.79
3	0.73	0.41
4	0.49	0.37
5	0.25	0.49
6	-	0.48
7	0.33	0.41
8	-	0.54
9	-	0.46

En cursiva se muestran las correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ).

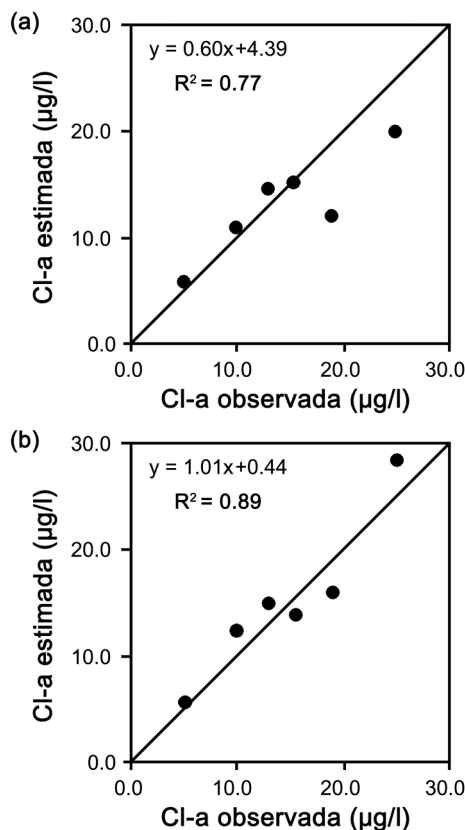
Utilizando las bandas seleccionadas en el análisis de correlación, se aplicó un análisis de regresión múltiple, obteniendo los modelos de respuesta estimada que mejor explicaron la distribución espacial de la variable Cl-a en el embalse Los Molinos para cada uno de los sensores utilizados ( $R^2=0,78$  y  $R^2=0,85$  para ETM+ y ASTER respectivamente):

$$Cl-a = -47.50 - 1.53 * Lb2 + 3.58 * Lb3 \quad (\text{Ec. 2})$$

$$Cl-a = 77.24 - 5.30 * Ab1 + 6.58 * Ab2 \quad (\text{Ec. 3})$$

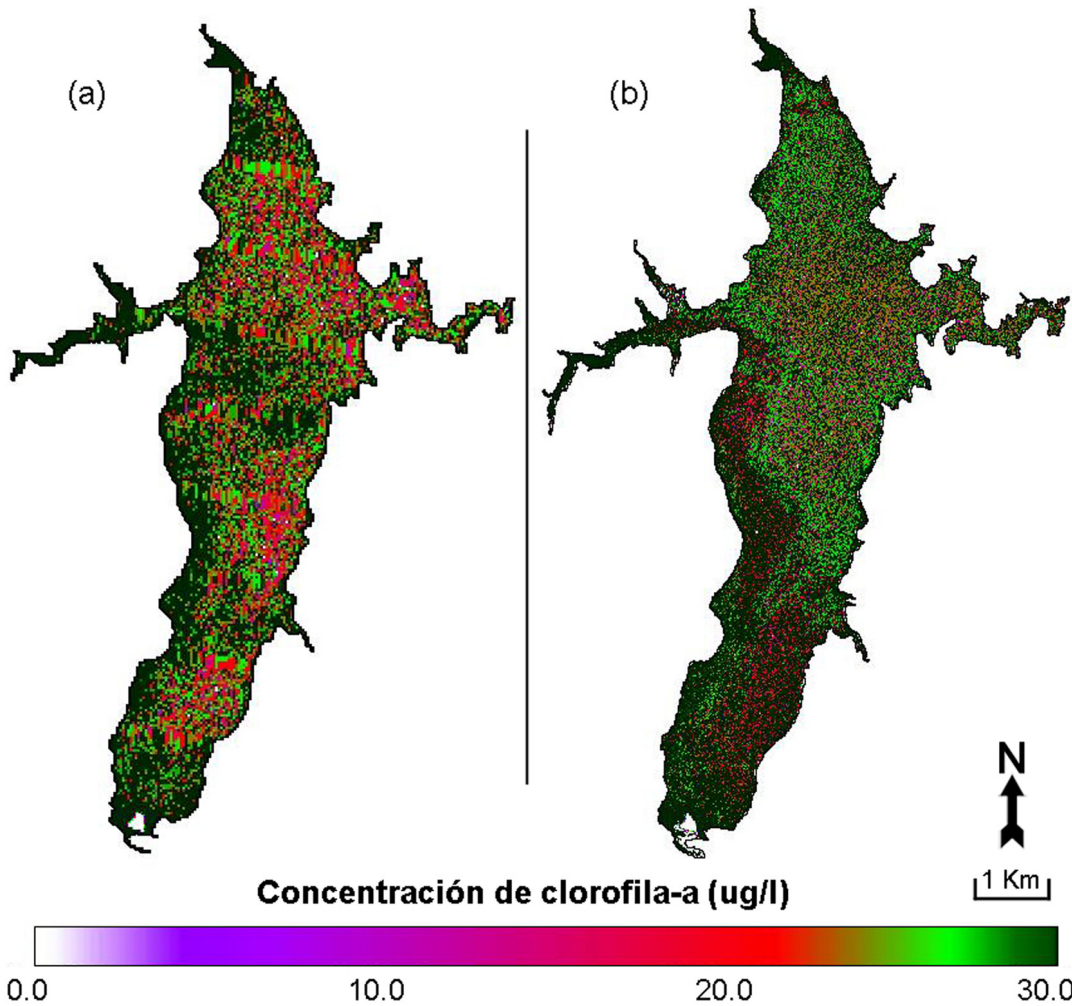
donde Lb2 y Lb3 son los niveles digitales de las bandas espectrales 2 y 3 del sensor ETM+. Mientras que Ab1 y Ab2 son los valores de las bandas 1 y 2 del sensor ASTER.

La buena relación encontrada entre los valores medidos de la variable Cl-a y aquellos estimados por técnicas de sensoramiento remoto ( $R^2=0.77$  y  $R^2=0.89$  para ETM+ y ASTER respectivamente), confirma la alta capacidad predictiva de los modelos generados (Fig. 2).



**Figura 2:** Valores observados versus esperados de la variable Cl-a. (a) Sensor ETM+. (b) Sensor ASTER.

La Fig. 3 muestra los mapas de distribución de Cl-a obtenidos al aplicar los modelos estadísticos en sus correspondientes imágenes satelitales. Como se observó, las concentraciones más elevadas de clorofila se encontraron en la región sudoeste del embalse con valores que superaron los 30.0 µg/l. Mientras que las concentraciones más bajas se observaron la región central y en la zona este del reservorio donde se registraron valores inferiores a 10,0 µg/l.



**Figura 3:** Mapas de distribución de la variable Cl-a en el embalse Los Molinos. (a) Sensor ETM+. (b) Sensor ASTER.

### DISCUSIÓN

La determinación de la calidad del agua es considerada la parte central de cualquier estudio de valoración o monitoreo de un lago o embalse. Los parámetros medidos en este reservorio concuerdan con los valores medios de este como de otros embalses de la provincia de Córdoba (Bazán *et al.*, 2005; Ledesma *et al.*, 2012; Bonansea *et al.*, 2014). Las mediciones registradas verificaron las condiciones eutróficas de este cuerpo de agua en relación a los valores límites establecidos por la OECD (1982).

En este estudio se demostró el potencial de integrar datos experimentales con sensores remotos como una herramienta complementaria para el estudio y monitoreo de ecosistemas acuáticos. Al igual que en otros trabajos (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Bonansea *et al.*, 2012; Tebbs *et al.*, 2013), mediante técnicas de teledetección y diferentes análisis estadísticos se relacionó la energía electromagnética detectada por sensores y los datos recolectados en campo para generar modelos predictivos de la variable Cl-a. Estos modelos fueron validados y aplicados

en sus correspondientes imágenes satelitales pudiendo estimar la distribución espacial de este parámetro en toda la superficie del reservorio. Esta modelación es válida para la fecha de adquisición de las imágenes utilizadas.

Se comprobó que los sensores ETM+ y ASTER presentan resoluciones adecuadas para el monitoreo de la dinámica de lagos y embalses sin perder la escala regional. Al analizar los resultados obtenidos se encontró que las bandas espectrales ubicadas en la fracción verde y roja del espectro electromagnético de ambos sensores, fueron las que mejor se relacionaron con la variable Cl-a. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Hellweger *et al.* (2004) y Kulkarni (2011) los cuales demostraron que estas bandas presentaron los coeficientes de correlación más altos al relacionarlos con la Cl-a debido a las propiedades ópticas del fitoplancton.

Los mapas obtenidos a partir de las diferentes imágenes satelitales, sirvieron para identificar áreas con características particulares dentro del reservorio. Al comparar estos mapas, se observó que si bien ambos sensores pueden ser utilizados para el monitoreo de la calidad del agua, el sensor ASTER presenta una mayor resolución espacial que el sensor ETM+. De esta forma, se obtiene una mejor asociación entre los valores observados y estimados, permitiendo además alcanzar una mejor discriminación de la variación espacial del parámetro analizado.

Los satélites de la serie Landsat han sido utilizados para el monitoreo de parámetros de calidad del agua en reservorios acuáticos de nuestro país (Bazán *et al.*, 2005; Bonansea, 2013). Este trabajo representa uno de los primeros esfuerzos en la incorporación del sensor ASTER para el monitoreo de cuerpos de agua superficiales del centro del país.

Los modelos generados pueden suministrar una base para planificar futuros esfuerzos de control en cuerpos de agua, tanto en lo que

respecta al control de la eutrofización como al monitoreo de parámetros de calidad del agua. Se recomienda continuar con el uso de tecnología satelital en programas de monitoreo y gestión de la calidad del agua en distintos lagos y embalses del país y la región, tal como se utiliza en el embalse Los Molinos desde hace una década aproximadamente.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al editor y los revisores por sus útiles comentarios sobre este manuscrito. Este estudio se llevó a cabo como parte de programas ambientales cuyos objetivos se centraron en el monitoreo de la calidad del agua de embalses de la provincia de Córdoba (SECyT-UNC y SECyT-UNRC). Financiamiento adicional se obtuvo de CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).

### BIBLIOGRAFÍA

- Ahtiainen, H., y J. Vanhatalo. 2012. The value of reducing eutrophication in European marine areas- A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics*, 83: 1-10.
- Alcantara, E.H., J.L. Stech, J.A. Lorenzetti, M.P. Bonnet, X. Casamitjana, A.T. Assireu y E.M. Leão de Moraes Novo. 2010. Remote sensing of water surface temperature and heat flux over a tropical hydroelectric reservoir. *Remote Sensing of Environment*, 114: 2651-2665.
- APHA (American Public Health Association). 2000. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: 18th ed., APHA-AWWA-WEF.
- Bazán, R., M. Corral, M. Pagot, A. Rodríguez, N. Rodríguez, N. Larrosa, A. Cossavella, S. del Olmo, E. Bonfanti y F. Busso. 2005. Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2): 121-135.

- Bonansea, M. 2013. Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Bonansea, M., C. Ledesma, C. Rodríguez y A. Sanchez Delgado. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Ambiente & Agua*, 7(3): 61-71.
- Bonansea, M., C. Ledesma, C. Rodríguez, L. Pinotti. 2014. Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir (Argentina). *Hydrology Research*, En prensa.
- Chen, J., X. Zhu, J.E. Vogelmann, F. Gao y S. Jin. 2011. A simple and effective method for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. *Remote Sensing of Environment*, 115(4): 1053-1064.
- Chen, Z., C. Hu y F. Muller-Karger. 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. *Remote Sensing of Environment* 109(2): 207-220.
- Hellweger, F.L., P. Schlosser, U. Lall y J.K. Weisse. 2004. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 437-448.
- Kulkarni, A. 2011. Water quality retrieval from Landsat TM imagery. *Procedia Computer Science*, 6: 475-480.
- Ledesma, C., M. Bonansea, C. Rodríguez y A. Sánchez Delgado. 2013. Determinación de la variabilidad trófica del embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44: 419-425.
- Liu, X., X. Lu y Y. Chen. 2011. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae*, 10(3): 337-343.
- McFeeters, S.K. 1996. The use of normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 1425-1432.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report.* OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD Paris, Francia.
- Odermatt, D., A. Gitelson, V.E. Brando y M. Schaepman. 2012. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118: 116-126.
- Rajendran, S. y S. Nasir. 2014. Hydrothermal altered serpentinitized zone and a study of Ni-magnesioferrite-magnetite-awaruite occurrences in Wadi Hibi, Northern Oman Mountain: Discrimination through ASTER mapping. *Ore Geology Reviews*, 62: 211-226.
- Reinart, A. y M. Reinhold. 2008. Mapping surface temperature in large lakes with MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 112: 603-611.
- Reinart, A. y T. Kutser. 2006. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 102: 74-85.
- Sriwongsitanon, N., K. Surakity S. Thianpopirug. 2011. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401: 203-220.



- Tebbs, E.J., J.J. Remedios y D.M. Harper. 2013. Remote sensing of chlorophyll-a as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 135: 92-106.
- Torbick, N., H. Feng, J. Zhang, J. Qi, H. Zhang y B. Becker. 2008. Mapping Chlorophyll-a Concentrations in West Lake, China using Landsat 7 ETM+. *Journal of Great Lakes Research*, 34(3): 559-565.
- Trivero, P., M. Borasi, W. Biamino, M. Cavagnero, C. Rinaudo, M. Bonansea y S. Lanfri. 2013. River pollution remediation monitored by optical and infrared high-resolution satellite images. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9): 7647-7658.
- Yacobi, Y.Z., W.J. Moses, S. Kaganovsky, B. Sulimani, B.C. Leavitt y A.A. Gitelson. 2011. NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. *Water Research*, 45: 2428-2436.
- Zhao, D., Y. Cai, H. Jiang, D. Xu, W. Zhang y S. An. 2011. Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, 34(2): 165-173.