

CASO PRÁCTICO

Determinación de calidad de agua en el Lago Vichuquén, con imágenes de satélite Landsat 8, sensor OLI, año 2016, Chile

Briceño, I.^{*1,2}, Pérez, W.^{1,2}, San Miguel, D.⁴, Ramos, S.³

¹Hémera Centro de Observación de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor, Chile.

²Magíster en Teledetección, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor, Chile.

³Instituto de Zoología y Ecología Tropical. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela.

⁴Dirección General de Aguas (DGA), Unidad de Desarrollo Ambiental, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Ministerio de Obras Públicas, Compañía 1390 of 415, Santiago, Chile.

Resumen: El deterioro del estado trófico de las aguas continentales, embalses y lagos, ha sido un problema creciente en los últimos años. Numerosos factores naturales y humanos han contribuido al incremento en los valores de los indicadores de calidad de agua como la clorofila-a (Chl-a), transparencia (Z_{SD}), turbidez, sólidos en suspensión, material orgánico disuelto, entre otras. El objetivo de esta investigación es utilizar la teledetección como herramienta complementaria para estudiar la distribución espacial y la dinámica de los parámetros de calidad de agua del Lago Vichuquén en dos temporadas del año 2016 mediante la utilización de dos imágenes de satélite del sensor OLI de Landsat 8, en conjunto con datos *in situ* y laboratorio. Se estimó a partir de modelos de regresión lineal múltiple método por pasos los parámetros Chl-a y Z_{SD} . Los resultados indican que el estado trófico del lago Vichuquén corresponde a un nivel eutrófico en verano y mesotrófico en otoño. Los análisis de laboratorio establecen para la temporada de verano y otoño que los datos de la Chl-a oscilan entre los 14,1 y 5,5 $\mu\text{g/l}$ y para la Z_{SD} entre los 3,7 y 2,5 m respectivamente. El aumento de los niveles de eutrofización del Lago Vichuquén se ve influenciado en primer lugar por la estacionalidad y en segundo lugar por los diferentes usos de suelo que aceleran este tipo de procesos tales como las plantaciones forestales de pino radiata y eucalipto, las actividades agrícolas y las áreas urbanas circundantes al lago. El error medio cuadrático para cada variable y cada temporada varió en Chl-a en verano y otoño es 0,74 y 0,01 $\mu\text{g/l}$ y la Z_{SD} 0,16 m respectivamente.

Palabras clave: Lago Vichuquén, Hidrodinámica trófica, Landsat 8, Manejo de reservorios, Modelos regresión lineal múltiple.

Determination of water quality Vichuquén Lake, using satellite images Landsat 8, sensor OLI, year 2016, Chile.

Abstract: Trophic structure deterioration in continental water bodies (lakes and dams) has been a growing problem during the last years. Numerous factors, either natural or man-made contribute in value increments of various water quality indexes ranging toward eutrophication. Our study had objective to use remote sensing as complementary tool to study the spatial distribution and dynamics of Lake Vichuquén water quality parameters in

To cite this article: Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, S. 2018. Determination of water quality Vichuquén Lake, using satellite images Landsat 8, sensor OLI, year 2016, Chile. *Revista de Teledetección*, 52, 67-78. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.10126>

* Corresponding author: idania.briceno@umayor.cl

two seasons of 2016 through the use of two satellite images of the Landsat 8 OLI sensor, with in situ and laboratory data. The Chl-a and Z_{SD} parameters were estimated from multiple linear regression models. The results indicate that the trophic state of Lake Vichuquén corresponds to a eutrophic level in summer and mesotrophic in autumn. The laboratory analyzes establish for the summer and autumn season that the Chl-a data oscillate between 14.1 and 5.5 $\mu\text{g/l}$ and for the Z_{SD} between 3.7 and 2.5 m respectively. The increase in the levels of eutrophication of Lake Vichuquén is influenced in the first place by the seasonality and secondly by the different land uses that accelerate this type of processes; such as the plantations of radiata pine and eucalyptus, the agricultural activities and the urban areas surrounding the lake. The mean square error for each variable and each season varied in Chl-a in summer and another year 0.74 and 0.01 $\mu\text{g/l}$ and Z_{SD} 0.16 m respectively.

Key words: Vichuquén lake, Trophic stages, Landsat8-OLI, Reservoirs management, LMR models.

1. Introducción

El fenómeno de eutrofización es resultado de una combinación de factores biológicos, químicos y físicos en los que destacan la luz, la temperatura, los nutrientes y la estabilidad horizontal y vertical de la columna de agua (Ledesma *et al.*, 2013). Estas condiciones afectan la concentración de sustancias ópticamente activas en los cuerpos de agua y producen la proliferación de algas nocivas, anoxia y el deterioro de la calidad del agua (Yang *et al.*, 2008).

La calidad del agua se refleja en los efectos combinados de muchos procesos a lo largo de una cuenca hidrográfica, donde las actividades antropogénicas en todas las escalas espaciales contribuyen al deterioro de los cuerpos de agua. La alteración del paisaje y la vegetación no solo cambian el equilibrio hídrico, sino que también alteran los procesos que controlan la calidad del agua (Peters y Meybeck, 2000). En el ámbito nacional, el Centro de Ecología Aplicada (2014) hace referencia histórica a los distintos usos del suelo que han contribuido significativamente a los procesos de sedimentación del lago y en el deterioro de la calidad del agua del Lago Vichuquén. Entre ellos destacan: la actividad forestal de pino radiata (*Pinus radiata*) y de eucalipto (*Eucalyptus* sp.); el crecimiento urbano en el perímetro del lago; el uso de fertilizantes; la construcción de un sistema irregular de alcantarillas.

En la última década, se han incrementado los reportes de eventos de floraciones de cianobacterias en el lago Vichuquén. La Dirección General de Aguas (DGA) con mediciones *in situ* y análisis de laboratorio da seguimiento a los parámetros de calidad de cuerpos de agua. Los resultados de estas mediciones han mostrado un aumento

significativo en estos indicadores que revela el deterioro en su estado trófico (M & W Ambientales, 2014).

A partir de lo señalado, surge la necesidad de usar la teledetección como herramienta complementaria para estudiar la distribución espacial y la dinámica de dos variables conspicuas relacionadas al estado trófico de los cuerpos de agua como son: la concentración de Chl-a que permite inferir la cantidad de fitoplancton por unidad de volumen; la Z_{SD} que mide la extinción de la luz en el agua, en el Lago Vichuquén, para las temporadas verano y otoño de 2016.

Las imágenes Landsat (sensores TM, ETM y OLI) han sido utilizadas para analizar las propiedades limnológicas de las aguas como herramienta para complementar los análisis de seguimiento fisicoquímico y biológicos y para establecer las relaciones que existen entre las reflectividades y los datos medidos en laboratorio e *in situ* (Chen, 2016). En este tipo de estudios, se han usado los valores de reflectividad de las bandas del visible e infrarrojo cercano y modelos empíricos predictivos de regresión lineal múltiple (RLM), linealizados a través de la transformación logarítmica, para estimar los valores de calidad de agua a través de la predicción estadística que relaciona los valores de reflectividad seleccionados, con los valores de la concentración de Chl-a, Z_{SD} , entre otros (Lim y Choi, 2015). Los resultados de numerosas investigaciones científicas (Gitelson *et al.*, 1993; Serwan, 1996; Cox *et al.*, 1998; Cox 2003; Wang *et al.*, 2004; Sánchez *et al.*, 2007; Matthews, 2011; Giardino *et al.*, 2014) permitieron evaluar y modelar espacial y temporalmente la calidad del agua mediante el análisis de regresiones, estableciendo relaciones estadísticas entre variables medidas *in situ* en limitados periodos de tiempo y con datos

de sensores remotos. Estos estudios demostraron el potencial de la teledetección para el análisis de las dinámicas de cuerpos de aguas continentales, marítimas y humedales marino-costeros. En la mayoría de los estudios limnológicos donde se ha empleado esta técnica, sus valores R^2 varían entre 0,5 y 0,9; los resultados muestran ecuaciones que permiten estimar los parámetros de calidad de agua (Sass *et al.*, 2008; Matthews, 2011).

El presente trabajo tiene por objetivo estimar en el lago Vichuquén los parámetros de calidad del agua Chl-a y Z_{SD} mediante el análisis de imágenes Landsat 8 OLI, mediciones *in situ* y procesados en laboratorio y aplicación de modelos de regresión lineal múltiple en las temporadas de verano y otoño del año 2016.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El Lago Vichuquén es una albufera ubicada en la Comuna de Vichuquén, provincia de Curicó,

Región del Maule (Figura 1) y tiene una superficie aproximada de 13 km². El aporte hídrico al Lago Vichuquén proviene fundamentalmente del estero del mismo nombre (*i.e.*, Vichuquén) y este a su vez, es alimentado por los arroyos Concavén, Uraco y Las Cardillas, de régimen hídrico permanente. Estos afluentes que finalmente se unen en el poblado de Vichuquén (Rojas y Tavares, 2011).

La columna de agua del lago Vichuquén muestra una estratificación que surge durante el verano y se organiza en tres franjas: un *Epilimnio* que se configura en la zona superior con aguas más calientes que se desarrolla entre 0 y los 10 m; a continuación le sigue un *Metalimnio* o zona de inter-fase entre las otras dos zonas, donde los cambios de temperatura son bruscos, pues cada metro la temperatura desciende $\geq 1^\circ\text{C}$, y que se genera entre 10 y 12 m; finalmente el *Hipolimnio* que aparece a una profundidad mayor a los 12 m. Durante la temporada de otoño-invierno el lago presenta una mezcla de sus aguas, por ello se le clasifica como un lago monomítico temperado con estratificación de verano (M & W Ambientales, 2014).

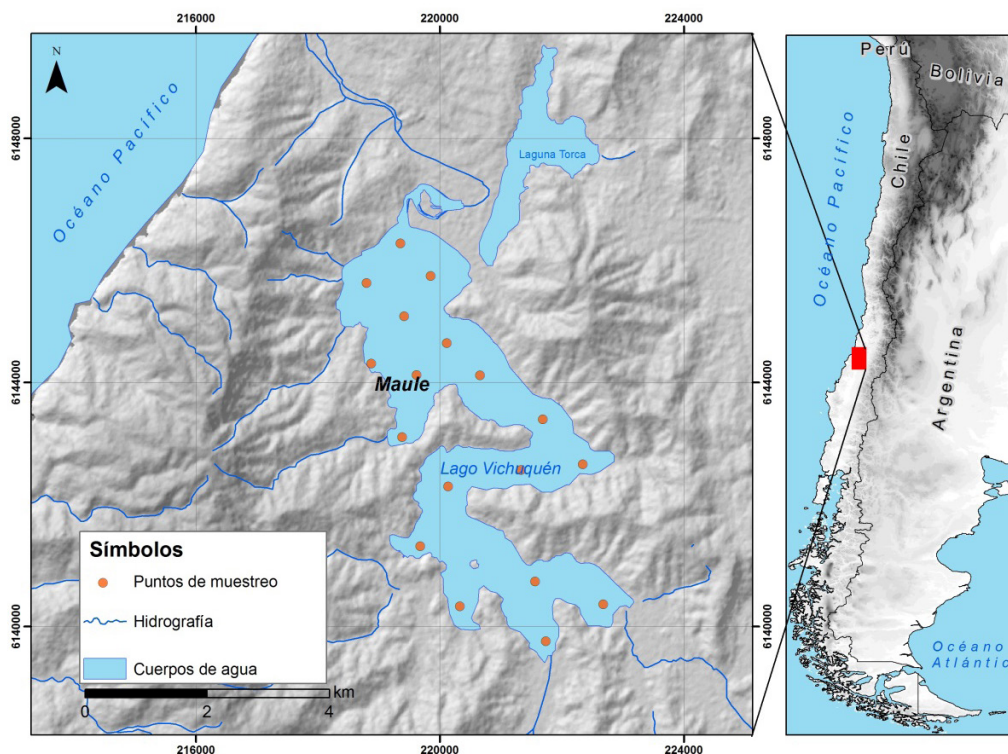


Figura 1. Ubicación del área en estudio.

2.2. Planificación de muestreo en campo

Se diseñó un muestreo discrecional que estableció 18 puntos de muestreo, ubicados geográficamente en aquellas áreas que presentaron las siguientes características: a) donde existen descargas por ríos y quebradas al cuerpo de agua; b) sectores con influencia por actividades turísticas recreacionales; c) lugares con descarga de aguas servidas y d) áreas que aún no muestran señales de eutrofización (Figura 1). Las tomas de muestras en campo se realizaron a una profundidad entre 0 y 0,8 m, los días 17 de febrero y 23 de mayo del año 2016, en temporadas de verano y otoño respectivamente y cercanas a la captura de las imágenes del satélite Landsat 8 OLI. Debido que el aumento de temperatura de las capas superficiales del lago promueve el florecimiento de algas, se eligieron las temporadas de verano-otoño para evaluar la variabilidad espacial y temporal de los parámetros de calidad de agua (Ledesma *et al.*, 2013; Wells *et al.*, 2015). Por razones logísticas y operativas, las muestras no fueron tomadas el mismo día en que el satélite revisitó el área de estudio. En el caso de las muestras de verano existe una diferencia de seis días y en el estudio de otoño de sólo un día. Aun cuando este hecho añade una fuente de incertidumbre al análisis de resultados, existe en la literatura trabajos en los que se han empleado datos de satélites y de campo tomados en diferente fecha, los cuales han demostrado R^2 varían entre 0,77 a 0,98 (Tenjo *et al.*, 2014; Larkin, 2014).

2.3. Recolección de muestras en campo y medición *in situ*

La recolección de las muestras de Chl-a se realizó en el estrato superficial, entre 0-0,8 m de profundidad, con botella Van Dorn de 8,2 l. Estas muestras se filtraron en dos o más litros de agua, se refrigeraron y transportaron al Laboratorio Ambiental de la DGA diez horas después del muestreo. Los datos de Z_{SD} se capturaron *in situ*, se sumergió el disco de Secchi desde una embarcación y se calculó la profundidad a la que se deja de ver como medida de transparencia de la columna de agua. La transparencia del agua es expresada como el límite de la zona fótica (Bonansa *et al.*, 2012).

2.4. Cuantificación de Clorofila-a en laboratorio

El análisis de Chl-a fue realizado en el Laboratorio Ambiental de la DGA. Se extrajo por medio de un solvente orgánico y se cuantificó por espectrofotometría de absorción molecular (EAM) UV/VIS. Para la determinación de los pigmentos fotosintéticos se aplicó el método estándar de extracción con acetona al 90% (Ecuación 1).

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = (\text{Vol solvente}) / (\text{Vol filtrado}) \times [(11,6 \times \text{lec abs } 655 \text{ nm}) - (2,4 \times \text{lec abs } 645 \text{ nm}) + (0,1 \times \text{lec abs } 630 \text{ nm})] \quad [1]$$

Donde:

Vol solvente = volumen de 10 ml de acetona al 90%.

Vol filtrado = volumen filtrado en litros terreno.

lec abs. 655 nm = lectura de absorbancia en 655 nm.

lec abs. 645nm = lectura de absorbancia en 645 nm.

lec abs. 630nm = lectura de absorbancia en 630 nm.

2.5. Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Se utilizaron dos imágenes del satélite Landsat 8 OLI, descargadas del servidor gratuito del *United States Geological Survey* (USGS, Estados Unidos) de fecha 23 de febrero y 22 de mayo de 2016 que corresponden a las estaciones de verano y otoño respectivamente. Se corrigieron radiométricamente con el módulo (*radiometric correction*) de ENVI Ver. 5.4[®] y atmosféricamente en el módulo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) disponible en el software ENVI Ver. 5.4[®] que incorpora el algoritmo de transferencia radiativa MODTRAN4, desarrollado por Spectral Sciences Inc (Kruse, 2004).

En la Tabla 1 se muestran las características de las bandas usadas en el estudio. Las razones por las que se utilizó las bandas del espectro visible (azul, verde, rojo e infrarrojo cercano) se describen a continuación: a) la reflectividad del agua es baja y con una tendencia descendente a medida que aumenta la longitud de onda (Bukata, *et al.*, 1991; Lillesand *et al.*, 2004); b) en el espectro visible la Chl-a actúa principalmente como un absorbente y presenta dos picos de absorción; uno máximo

entre los 0,450-0,500 μm y otro mínimo entre los 0,650-0,700 μm (Gitelson, 1992; Giardino *et al.*, 2001) y c) la transparencia ha sido estudiada según las relaciones de bandas espectrales que se encuentran en el rango del visible, en el azul y verde (Khorram *et al.*, 1991; Fuller *et al.*, 2004).

Tabla 1. Características de las bandas OLI usadas. <https://landsat.usgs.gov>.

Sensor	Bandas	Rango espectral (μm)	Resolución (m)
OLI	Banda 2-Azul	0,45–0,51	30
	Banda 3-Verde	0,53–0,59	30
	Banda 4-Rojo	0,64–0,67	30
	Banda 5-Infrarrojo cercano	0,85-0,88	30

2.6. Estimación de los modelos con regresión lineal múltiple (RLM)

La estimación de los contenidos de Chl-a y Z_{SD} se realizó mediante el ajuste estadístico de modelos empíricos de regresión lineal múltiple, por el método por pasos. Las variables dependientes Chl-a y Z_{SD} fueron transformadas a Log (*i.e.*, Log Chl-a y Log Z_{SD}) para linealizar la relación empírica entre estas variables y la reflectividad con el propósito de homogenizar la base de datos y hacer que sus estimaciones sean más robustas en cada ecuación de regresión. Las variables dependientes se correlacionaron con los valores de reflectividad promediados en ventanas de 3x3 píxeles sobre las coordenadas de toma de las muestras de campo para ambas variables en las bandas seleccionadas $\rho\lambda_2$, $\rho\lambda_3$, $\rho\lambda_4$ y $\rho\lambda_5$ y, los siguientes cocientes de bandas: $\rho\lambda_3/\rho\lambda_5$; $\rho\lambda_4/\rho\lambda_5$; $\rho\lambda_3/\rho\lambda_2$; $\rho\lambda_4/\rho\lambda_2$; $\rho\lambda_5/\rho\lambda_4$; $\rho\lambda_2/\rho\lambda_4$; $\rho\lambda_2/\rho\lambda_5$ y $\rho\lambda_3/\rho\lambda_4$. Estos cocientes se eligieron partiendo del análisis minucioso de las firmas espectrales donde la Chl-a y la Z_{SD} han sido analizadas en sus máximos y mínimos niveles de reflexión y de absorción (Ruddick *et al.*, 2006). Es importante destacar que el modelo de RLM construido solo contempla las variables con coeficientes estadísticamente significativos, determinados a partir del análisis ANOVA de regresión con un $p\text{-value} < 0,05$. La Estimación de estas ecuaciones de RLM así como el modelado de los datos se realizó con el demo de evaluación de STATGRAPHICS® Centurion XVII, con el cual se obtuvo las Ecuaciones 2, 3 y 4 respectivamente.

$$Y \text{ Log Chl-a verano} = \beta_0 + \beta_1 \times \rho\lambda_2 - \beta_2 \times \rho\lambda_4 + \beta_3 \times \rho\lambda_4 / \rho\lambda_5 - \beta_4 \times \rho\lambda_5 / \rho\lambda_4 - \beta_5 \times \rho\lambda_2 / \rho\lambda_5 \quad [2]$$

Donde Y Log Chl-a es Logaritmo de Chl-a estimada en verano; β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 y β_5 , son los coeficientes derivados de la ecuación de regresión; $\rho\lambda_2$ son los valores de la reflectividad de la banda del azul (0,45-0,51 μm); $\rho\lambda_4$ son los valores de la reflectividad de la banda del rojo (0,64-0,67 μm) y $\rho\lambda_4/\rho\lambda_5$, $\rho\lambda_5/\rho\lambda_4$ y $\rho\lambda_2/\rho\lambda_5$, son los cocientes de bandas donde la Chl-a absorbe tanto en el visible como en el infrarrojo cercano, debido que el sensor OLI de Landsat carece de la banda donde refleja la clorofila.

$$Y \text{ Log Chl-a otoño} = -\beta_0 + \beta_1 \times \rho\lambda_4 - \beta_2 \times \rho\lambda_5 - \beta_3 \times \rho\lambda_4 / \rho\lambda_5 + \beta_4 \times \rho\lambda_3 / \rho\lambda_2 + \beta_5 \times \rho\lambda_5 / \rho\lambda_4 + \beta_6 \times \rho\lambda_2 / \rho\lambda_4 + \beta_7 \times \rho\lambda_2 / \rho\lambda_5 - \beta_8 \times \rho\lambda_3 / \rho\lambda_4 \quad [3]$$

Donde Y LogChl-a es Logaritmo de Chl-a estimada en otoño; β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , β_4 , β_7 , β_6 y β_8 son los coeficientes derivados de la ecuación de regresión; $\rho\lambda_4$ son los valores de la reflectividad de la banda del rojo (0,64-0,67 μm); $\rho\lambda_5$ son los valores de reflectividad de la banda en el infrarrojo cercano (0,85-0,88 μm) y $\rho\lambda_4/\rho\lambda_5$, $\rho\lambda_3/\rho\lambda_2$, $\rho\lambda_5/\rho\lambda_4$, $\rho\lambda_2/\rho\lambda_4$, $\rho\lambda_2/\rho\lambda_5$ y $\rho\lambda_3/\rho\lambda_4$ son los cocientes de bandas donde la Chl-a absorbe tanto en el visible como en el infrarrojo cercano.

$$Y \text{ Log } Z_{SD} \text{ verano} = \beta_0 - \beta_1 \times \rho\lambda_2 + \beta_2 \times \rho\lambda_4 - \beta_3 \times \rho\lambda_4 / \rho\lambda_2 + \beta_4 \times \rho\lambda_2 / \rho\lambda_4 \quad [4]$$

Donde Y Log Z_{SD} es logaritmo de Z_{SD} estimada en verano; β_0 , β_1 , β_2 , β_3 y β_4 son los coeficientes derivados de la ecuación de regresión; $\rho\lambda_2$ son los valores de la reflectividad de la banda del azul (0,45-0,51 μm); $\rho\lambda_4$ son los valores de la reflectividad de la banda del rojo (0,64-0,67 μm); $\rho\lambda_4/\rho\lambda_2$ y $\rho\lambda_2/\rho\lambda_4$ son los cocientes de bandas usados para detectar profundidad en las bandas azul, verde y rojo. Para definir los límites tróficos en el Lago Vichuquén (Tabla 2) se utilizó la propuesta de la

Tabla 2. Límites Tróficos por OECD (1982).

Estado trófico	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)		Z_{SD} (m)	
	Media	Máxima	Media	Máxima
Ultra oligotrófico	≤ 1	$\leq 2,5$	≥ 12	≥ 6
Oligotrófico	$\geq 2,5$	≤ 8	≥ 6	≥ 3
Mesotrófico	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hiper - Eutrófico	≥ 25	≥ 75	$\leq 1,5$	$\leq 0,7$

Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE, 1982).

La validación de los modelos RLM se realizó a través del cálculo de la raíz del error cuadrático medio o RMSE (Root Mean Squared Error) (Ecuación 5), utilizado como medida de desempeño cuantitativa para comparar los valores observados con los valores estimados.

$$RMSE = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}}{n} \quad [5]$$

Donde RMSE es la raíz del error medio cuadrático; P_i son los valores observados; O_i son los valores estimados y n es el número de muestras.

3. Resultados y discusión

3.1. Información de laboratorio e *in situ*

Sobre la base de los límites tróficos establecidos por la (OCDE, 1982), se categorizó el Lago Vichuquén como eutrófico en verano y mesotrófico en otoño, debido a que el promedio de los valores de la Chl-a en la temporada de verano fue de 14,1 $\mu\text{g/l}$, mientras que durante la temporada de otoño se obtuvo un promedio de 5,5 $\mu\text{g/l}$. Para los valores de la Z_{SD} , el valor promedio en verano fue de 3,7 m y de 2,5 m en el otoño. Los resultados obtenidos de Z_{SD} en la temporada de otoño se vieron afectados por precipitaciones caídas en días anteriores a la toma de la medición *in situ*, y el lago Vichuquén presentó en ese momento mayor carga sedimentaria, ocasionando poca visibilidad con el disco de Secchi y solo se pudo obtener dos valores de Z_{SD} en esta temporada.

Los resultados obtenidos para los indicadores de calidad de agua medidos el año 2016 en el Lago Vichuquén muestran un rango estrecho de valores entre sus mediciones; los datos de Chl-a oscilaron entre 10,1 y 26,1 $\mu\text{g/l}$, y los de Z_{SD} entre 1,8 y 5 m en la temporada de verano. El comportamiento de los parámetros de calidad de agua en el Lago Vichuquén concuerda con el estudio realizado por Boehrer y Schultze (2008). En este estudio se describe que los cambios de las propiedades del agua responden tanto a los cambios temporales, sobre todo de temperatura, así como a las características del sistema lacustre estudiado. Estos factores determinan la importancia del patrón de

la estacionalidad climática en la dinámica de estos ecosistemas.

El patrón de variabilidad espacial observado en el Lago Vichuquén está determinado por el movimiento causado por la circulación horizontal y vertical del agua, la morfometría de su cuenca, su entorno y por una salida continua de agua que tiene hacia el estero Llico. El lago muestra claras señales de recuperación en cuanto a los cambios estacionales (otoño). En las Figuras 3a y 3b se observan los cambios de estado trófico del lago, pasando de un 70% de la superficie en estado eutrófico en verano a mesotrófico en otoño.

Las alteraciones eutróficas que presenta el lago pueden estar influenciadas por factores antrópicos, como por ejemplo, los desechos de las áreas recreativas, la descarga de nutrientes provenientes de los diversos usos del suelo (forestales, agrícolas, urbanos, entre otros). Estas alteraciones ocupan el 69,9% de la superficie de la cuenca del Lago Vichuquén según el Catastro de Bosque Nativo de la Región del Maule (CONAF, 2009). En la Tabla 3 se detallan los porcentajes de ocupación de los usos del suelo presentes en la cuenca del Lago en estudio.

Tabla 3. Superficie de los usos del suelo en la cuenca del Lago Vichuquén (CONAF, 2009).

Usos	Superficie	Ocupación
	ha	%
Afloramiento rocoso	36,1	0,1
Bosques	444,5	0,9
Cuerpos de agua	1564,8	3,3
Matorral	9568,2	20,0
Plantación forestal	30763,7	64,2
Pradera	703,7	1,5
Renoval	1502,8	3,1
Urbano	276,7	0,6
Uso Agrícola	2481,5	5,2
Vegetación herbácea de orilla	500,4	1,0
Otros terrenos húmedos	53,3	0,1
Total	47895,7	100,0

La hidrografía presente en cuenca del Lago Vichuquén, antes de hacer su descarga al Océano Pacífico, atraviesa en su trayecto cinco ecosistemas terrestres: i) cerros y montañas altas; ii) sistema de valles; iii) sistema de la Cordillera Costa representado por lomeríos y piedemonte; iv) sistema lagunar y lacustre, representados por el Lago Vichuquén, Laguna La Torca y la Laguna Tilicura y v) sistema costero. Cada uno de estos

Tabla 4. Modelos de regresión lineal múltiple por método por pasos.

		R ²	R ² ajustado	Error Estándar	Error Absoluto medio	Estadístico Durbin-Watson	RMSE	Valor p ANOVA
RLM Chl-a								
Verano	Y Log Chl-a= 1,39697 + 16,4951 × ρλ2 - 21,9579 × ρλ4 + 0,161123 × ρλ4/ρλ5 - 0,391701 × ρλ5/ρλ4 - 0,135098 × ρλ2/ρλ5	0,570	0,39	0,095	0,0612	1,08284 (P=0,0251)	0,74	<0,05
Otoño	Y Log Chl-a= -22,6092 + 585,503 × ρλ4 - 732,899 × ρλ5 - 2,89372 × ρλ4/ρλ5 + 14,0478 × ρλ3/ρλ2 + 11,6506 × ρλ5/ρλ4 + 5,15064 × ρλ2/ρλ4 + 2,30756 × ρλ2/ρλ5 - 6,04054 × ρλ3/ρλ4	0,945	0,897	0,059	0,032	2,09483 (P=0,5018)	0,01	<0,05
RLM ZSD								
Verano	Y Log Z _{SD} = 0,734294 - 24,9545 × ρλ2 + 38,8973 × ρλ4 - 0,831157 × ρλ4/ρλ2 + 0,226928 × ρλ2/ρλ4	0,775	0,706	0,0723	0,0487	2,540 (P=0,8857)	0,16	<0,05

ecosistemas tiene adjunto un uso del suelo que determinan las características de la calidad de agua de los sistemas lacustres presentes en la cuenca. El Catastro de Bosque Nativo de la CONAF (2009) describe la distribución espacial de estos usos.

En este sentido, los usos forestales, agrícolas y urbanos han sido considerados como determinantes en el aporte de sedimentos, elementos nitrogenados y fosfatos que promueven la eutrofización de las aguas tanto continentales como oceánicas (Gomi *et al.*, 2005). En la Cuenca del Lago Vichuquén, el uso de suelo con mayor ocupación corresponde a las plantaciones forestales con un 64,2% de la superficie de la cuenca. Este factor debe ser considerado en la eutrofización del lago. La práctica silvícola de tala rasa usada en Chile para cosechar las plantaciones de pino radiata y eucaliptos deja extensas superficies de suelo descubiertas de vegetación, proceso que promueve la sedimentación y eutrofización del lago (Frêne y Núñez, 2010).

3.2. Modelos de regresión lineal múltiple (RLM)

Los resultados y ecuaciones de los modelos RLM son presentados en la Tabla 4 para cada parámetro y temporada de estudio. En la tabla se indica el R², R² ajustado, el error estándar, el error medio absoluto, el estadístico de Durbin-Watson (DW), el RMSE y el Valor P ANOVA. Estos resultados sirven para cuantificar el error presente en los

modelos planteados y analizar como varían en función de la media. Además, son indicadores de la calidad de las medidas. Por otro lado, el estadístico de (DW), no indica autocorrelación serial en los datos puesto que el valor-P de (DW) es mayor que 0,05 con un nivel de confianza del 95,0%. Los modelos RLM para la Chl-a y Z_{SD} en ambas temporadas estudiadas indican que los coeficientes de regresión son de medianos a altos y positivos. Los modelos RLM permitieron la evaluación gráfica de las dispersiones entre los valores observados y los estimados para el conjunto de datos, tal como se observa en las Figuras 2a, 2b y 2c las cuales muestran la adecuación del modelo lineal y la tendencia creciente del mismo. El RMSE derivado de la Chl-a es de 0,74 y 0,01 µg/l en las temporadas de verano y otoño respectivamente, significativamente más pequeño en la temporada de otoño, mientras que el RMSE de Z_{SD} es 0,16 m.

En las Tablas 5, 6 y 7 se detallan la significancia estadística de cada variable independiente, usadas para la construcción de los modelos de regresión.

Tabla 5. Significancia estadística de los modelos aplicados Chl-a Verano.

Parámetro	Estadístico T	Valor-P
Constante	15,7451	0,0000
ρλ2	3,00307	0,0110
ρλ4	-3,42969	0,0050
ρλ4/ρλ5	2,95882	0,0119
ρλ5/ρλ4	-2,77512	0,0168
ρλ2/ρλ5	-2,96153	0,0119

Tabla 6. Significancia estadística de los modelos aplicados Chl-a Otoño.

Parámetro	Estadístico T	Valor-P
Constante	-6,0049	0,0002
$\rho\lambda 4$	5,20558	0,0006
$\rho\lambda 5$	-6,18627	0,0002
$\rho\lambda 4/\rho\lambda 5$	-7,05937	0,0001
$\rho\lambda 3/\rho\lambda 2$	8,18538	0,0000
$\rho\lambda 5/\rho\lambda 4$	6,10213	0,0002
$\rho\lambda 2/\rho\lambda 4$	7,83632	0,0000
$\rho\lambda 2/\rho\lambda 5$	7,05918	0,0001
$\rho\lambda 3/\rho\lambda 4$	-6,89469	0,0001

Tabla 7. Significancia estadística de los modelos aplicados Z_{SD} Verano.

Parámetro	Estadístico T	Valor-P
Constante	5,3301	0,0001
$\rho\lambda 2$	-3,62245	0,0031
$\rho\lambda 4$	5,01552	0,0002
$\rho\lambda 4/\rho\lambda 2$	-5,69144	0,0001
$\rho\lambda 4/\rho\lambda 2$	2,5022	0,0265

Las ecuaciones mostradas en la Tabla 4, se utilizaron para estimar las concentraciones de Chl-a y Z_{SD} en las imágenes satelitales. El R^2 de la Z_{SD} en la temporada de verano se ve influenciado por la presencia de material orgánico e inorgánico en el agua.

Los resultados de estas estimaciones se pueden observar en las Figuras 3 y 4 donde se caracteriza la distribución espacial del comportamiento de los parámetros evaluados en los lugares no muestreados, y en los que se percibe un rápido cambio temporal. La respuesta del patrón espectral fue la esperada, similar a la causada por floraciones de algas (Sass *et al.*, 2008) donde un aumento en las concentraciones de Chl-a dio lugar a una mayor respuesta en longitudes de onda verdes y menores en longitudes de onda azul y roja. Sin embargo, hubo ligeras diferencias en cada una de estas regiones espectrales, lo que podría deberse a la composición de los desechos y células vivas.

En la Figura 3 se observa el comportamiento espacial de Chl-a y en la Figura 4 la Z_{SD} , estimadas a partir del modelo RLM en las temporadas analizadas. Es notable que en verano el Lago Vichuquén presenta un aumento en sus límites tróficos, lo que puede explicarse porque durante este periodo se registran altas temperaturas que aceleran la

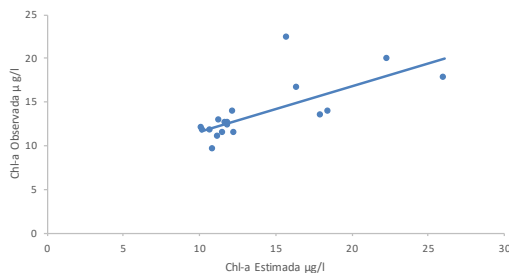


Figura 2. (a) Chl-a Verano - Valores observados vs. valores predichos.

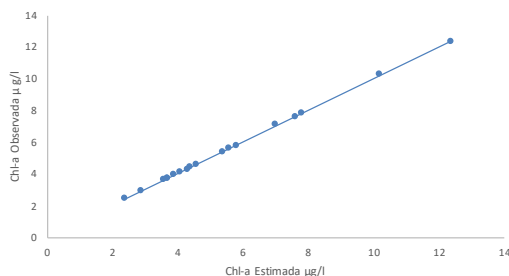


Figura 2. (b) Chl-a Otoño - Valores observados vs valores predichos.

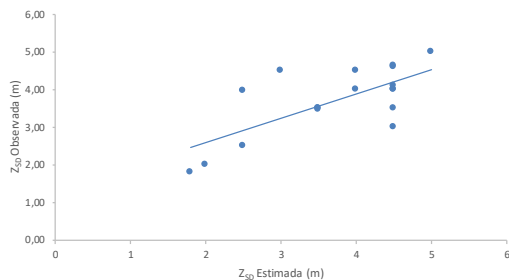


Figura 2. (c) Z_{SD} en Verano - Valores observados versus valores predichos.

descomposición de la materia orgánica. Mientras que en otoño muestra claras señales de recuperación, pasando de eutrófico a mesotrófico.

Al analizar el comportamiento espacial de las variables medidas, se puede observar que las entradas de agua dulce (zonas de descarga de los ríos y quebradas que alimentan el lago) afectan los patrones de calidad del agua en el Lago Vichuquén, donde se registran los valores más altos en cada uno de los parámetros medidos (este dato se detecta en las mediciones *in situ*). Los valores más altos de Chl-a detectados en laboratorio fueron sobre estimados en los modelos RLM, presentan

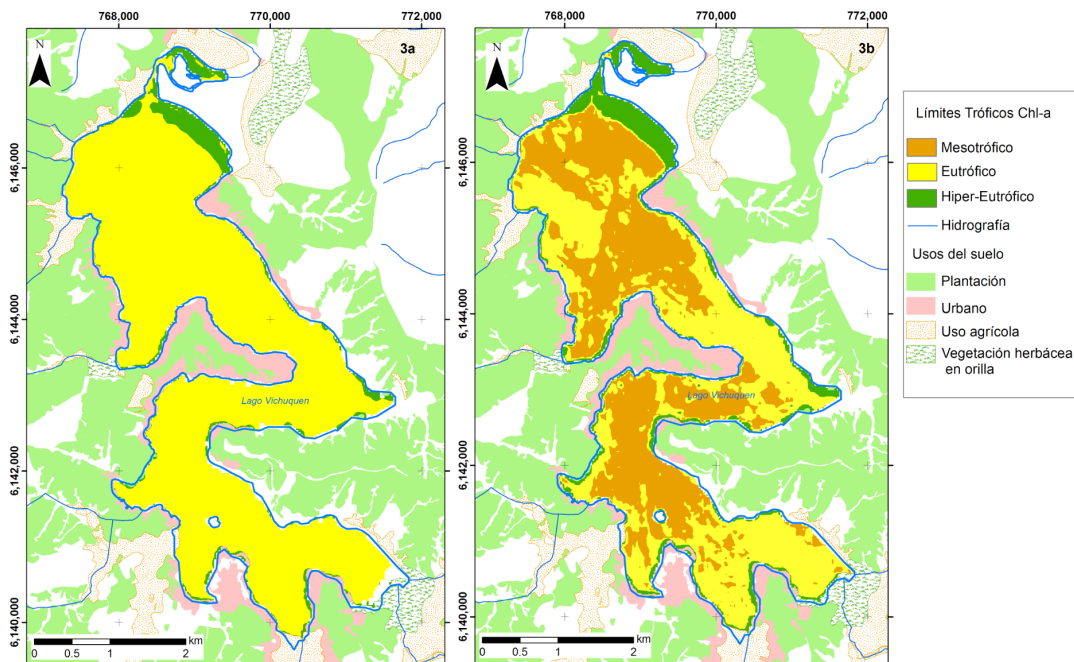


Figura 3. Concentración de Chl-a febrero (izquierda) y Concentración de Chl-a mayo estimada a partir de modelos de regresión lineal múltiple (derecha).

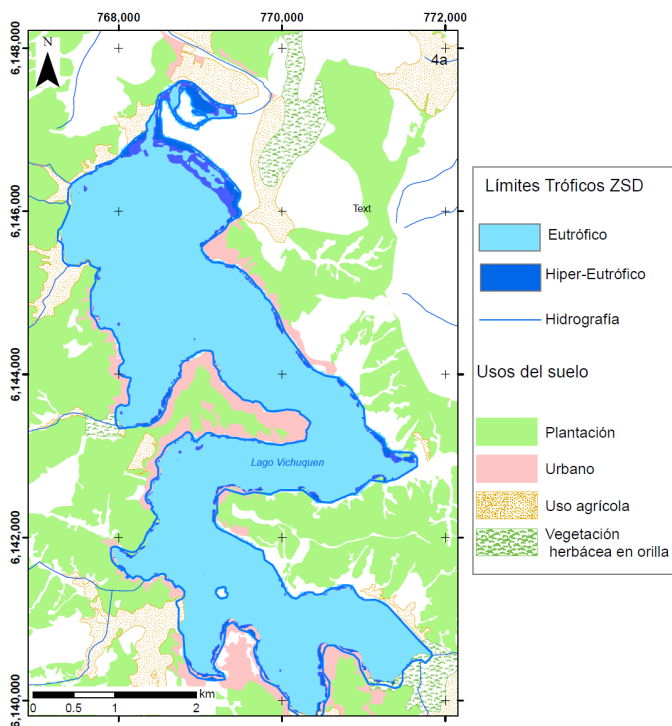


Figura 4. Transparencia febrero estimada a partir de modelos de regresión lineal múltiple.

diferencias en los valores observados y los estimados de hasta 8 $\mu\text{g/l}$. Este comportamiento se observó en la temporada de verano Figura 2a.

4. Conclusiones y recomendaciones

Estas ecuaciones matemáticas estimadas para este estudio sirvieron para conocer la variabilidad espacial de los parámetros de calidad de agua medidos con los datos satelitales. Los resultados presentados en este trabajo aportan un conocimiento con respecto al uso de la teledetección como herramienta para determinar la concentración de Chl-a y Z_{SD} con el sensor OLI de Landsat 8 en aguas continentales desde el punto de vista espacial y temporal.

En este trabajo se validan metodologías de detección de los parámetros de calidad de agua con el uso combinado de sensores ópticos y modelos de regresión lineal múltiple. Sin embargo, el rendimiento del algoritmo aplicado a la Chl-a en las temporadas medidas depende de la variación de los contenidos de fitoplancton, del coeficiente de retrodispersión específico del fitoplancton y otras partículas importantes en la determinación de indicadores de calidad de agua.

El R^2 de la Z_{SD} muestra un valor de 0,775 en la temporada de verano, este parámetro se ve influenciado por la cantidad de la radiación que atraviesa el agua, así como, por las altas concentraciones de Chl-a y sólidos en suspensión presentes en el lago.

La precisión del modelo de regresión lineal múltiple podría mejorarse si se dispone de información sobre las propiedades ópticas inherentes al agua, específicas del lago.

Otra de las dificultades que se tuvo está relacionada con la baja retrodispersión que conduce a una alta absorción y en consecuencia a una baja reflectividad en las longitudes de onda cortas. Las bajas radiaciones del agua son exigentes para ser estimadas por instrumentos satelitales, debido a las perturbaciones atmosféricas y posiblemente baja sensibilidad radiométrica del instrumento.

En vista del estado trófico cambiante del Lago Vichuquén, se recomienda el seguimiento continuo de la calidad del agua de este lago con las herramientas que integren datos *in situ*, laboratorios y de teledetección.

Con los modelos de regresión lineal múltiple se estimó el estado trófico del lago, sin embargo, se recomienda incrementar el número de muestras para obtener un mejor valor del coeficiente de determinación R^2 , para así disminuir la incertidumbre y lograr un menor error asociado a la estimación de los parámetros de calidad de agua.

La cuenca del lago Vichuquén presenta usos del suelo que han sido categorizados como influyentes en la eutrofización de las aguas. Es necesario hacer estudios específicos que permitan establecer, cuantificar y correlacionar los aportes de órganos fosforados y sedimentos producto de actividades forestales, agrícolas y urbanas presentes en la cuenca.

Se recomienda que la toma de las muestras para la estimación de parámetros se realice el mismo día del paso del satélite, ya que esto minimiza la incertidumbre alrededor de los datos colectados.

Conocer el estado trófico de los cuerpos de aguas continentales es de gran ayuda para el seguimiento y toma de decisiones de las autoridades con competencia en el tema.

Agradecimientos

Este artículo se ha realizado en el contexto de fin de grado del Magíster en Teledetección, Facultad de Ciencias de la Universidad Mayor. La autora principal agradece a la Dirección General de Aguas (DGA), Unidad de Desarrollo Ambiental, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, quienes suministraron todos los datos *in situ* y de laboratorio, además de la logística necesaria para las salidas a terreno.

Referencias

- Boehrer, B., Schultze, M. 2008. Stratification of lakes. *Reviews of Geophysics*, 46(2), 1–27. <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C., Sanchez Delgado, A. R. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Ambiente & Agua -An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(3). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.847>

- Bukata, R. P., Jerome, J. H., Kondratyev, K. Y., Pozdnyakov, D. V. 1991. Estimation of Organic and Inorganic Matter in Inland Waters: Optical Cross Sections of Lakes Ontario and Ladoga. *Journal of Great Lakes Research*, 17(4), 461-469. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(91\)71382-8](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(91)71382-8)
- Centro de Ecología Aplicada. 2014. Diagnóstico de la condición trófica de cuerpos lacustres utilizando nuevas herramientas tecnológicas. Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Públicas, Santiago, Chile. Disponible en: <http://documentos.dga.cl/LGO5517.pdf>
- Chen, H. 2016. *Monitoring tropical billabong water turbidity using Remotely Piloted Aircraft System (RPAS) derived imagery*. Charles Darwin University. Disponible en: http://espace.cdu.edu.au/eserv/cdu:59859/Thesis_CDU_59859_Chen_H.pdf
- CONAF. 2009. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Catastro de Bosque Nativo de la Región El Maule. Disponible en: <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/>
- Cox, B. A. 2003. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of the Total Environment*, 314, 335-377. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00063-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00063-9)
- Cox, R. M., Forsythe, R. D., Vaughan, G. E., Olmsted, L. L. 1998. Assessing water quality in catawba river reservoirs using landsat thematic mapper satellite data. *Lake and Reservoir Management*, 14(4), 405-416. <https://doi.org/10.1080/07438149809354347>
- Frêne, C., Núñez, M. 2010. Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo*, 47, 25-35. Disponible en: http://www.bosquenativo.cl/descargas/Revista_Bosque_Nativo/RBN_47_art_op2web.pdf
- Fuller, L. M., Aichele, S. S., Minnerick, R. J. 2004. *Predicting water quality by relating Secchi-disk transparency and chlorophyll a measurements to satellite imagery for Michigan inland lakes, August 2002*. US Department of the Interior, US Geological Survey. Disponible en: <https://pubs.usgs.gov/sir/2004/5086/pdf/sir2004-5086.pdf>
- Giardino, C., Bresciani, M., Cazzaniga, I., Schenk, K., Rieger, P., Braga, F., Matta, E., Brando, V. E. 2014. Evaluation of multi-resolution satellite sensors for assessing water quality and bottom depth of Lake Garda. *Sensors (Switzerland)*, 14(12), 24116- 24131. <https://doi.org/10.3390/s141224116>
- Giardino, C., Pepe, M., Brivio, P. A., Ghezzi, P., Zilioli, E. 2001. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *Science of the Total Environment*, 268(1-3), 19-29. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00692-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00692-6)
- Gitelson, A. 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 13(17), 3367-3373. <https://doi.org/10.1080/01431169208904125>
- Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilagyi, F., Mittenzwey, K. H., Karnieli, A., Kaiser, A. 1993. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. *International Journal of Remote Sensing*, 14(7), 1269-1295. <https://doi.org/10.1080/01431169308953956>
- Gomi, T., Moore, R. D., Hassan, M. A. 2005. Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 877-898. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03775.x>
- Khorram, S., Cheshire, H., Geraci, A. L., Rosa, G. 1991. Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(4), 803-808. <https://doi.org/10.1080/01431169108929696>
- Kruse, F. A. 2004. Comparison of ATREM, ACORN, and FLAASH atmospheric corrections using low-altitude AVIRIS data of Boulder, CO. In *Summaries of 13th JPL Airborne Geoscience Workshop, Jet Propulsion Lab, Pasadena, CA*. Disponible en: http://www.hgimaging.com/PDF/Kruse-JPL2004_ATM_Compare.pdf
- Larkin, J. H. 2014. *Detecting Long-Term Trends in Water Quality Parameters Using Remote Sensing Techniques*. Thesis. University of Illinois at Urbana-Champaign. Disponible en: <http://hdl.handle.net/2142/49576>
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C. M., Sánchez, A. R. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronomica*, 44(3), 419-425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., Chipman, J. W. 2004. *Remote Sensing and Image Interpretation*. (I. John Wiley & Sons, Ed.) (Fifth, Vol. 53). United States of America: UG I GGS Information Services, Inc.

- Lim, J., Choi, M. 2015. Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 384. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4616-1>
- M & W Ambientales. 2014. *Evaluación de la condición trófica de la red de control de lagos de la Dirección General de Aguas*. Santiago. Disponible en: <http://documentos.dga.cl/LGO5518.pdf>
- Matthews, M. W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855-6899. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>
- OCDE. 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development; Washington, DC: Sold by OECD Publications and Information Center. <https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>
- Peters, N. E., Meybeck, M. 2000. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts of human activities. *Water International*, 25(2), 185-193. <https://doi.org/10.1080/02508060008686817>
- Rojas Vuscovich, J. L., Tavares Rocha, Y. 2011. Implementación de prácticas públicas y privadas relacionadas al ordenamiento territorial a través de la determinación de unidades de paisaje en la cuenca hidrográfica del Lago Vichuquén, Chile. *Revista Geográfica de América Central*, 2, 1-22. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=451744820762>
- Ruddick, K. G., Cauwer, V. De, Park, Y., Moore, G. 2006. Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance : The similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1167-1179. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1167>
- Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., Borja, R. 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 7(2), 315-328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>
- Sass, G. Z., Creed, I. F., Bayley, S. E., Devito, K. J. 2008. Interannual variability in trophic status of shallow lakes on the Boreal Plain: Is there a climate signal? *Water Resources Research*, 44(8). <https://doi.org/10.1029/2007WR006310>
- Serwan, M. J. B. 1996. Trophic classification and ecosystem checking of lakes using remotely sensed information. *Hydrological Sciences Journal*, 41(6), 939-957. <https://doi.org/10.1080/02626669609491560>
- Tenjo, C., Ruiz-Verdú, A., Delegido, J., Peña, R., Moreno, J. 2014. Determinación de componentes ópticamente activos en aguas continentales a partir de imágenes Landsat-8. *UD y La Geomática*, (9), 37-46.
- Wang, Y., Xia, H., Fu, J., Sheng, G. 2004. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data. *Science of the Total Environment*, 328(1-3), 195-206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.020>
- Wells, M. L., Trainer, V. L., Smayda, T. J., Karlson, B. S. O., Trick, C. G., Kudela, R. M., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D. M., Cochlan, W. P. 2015. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, 49, 68-93. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.009>
- Yang, X., Wu, X., Hao, H., He, Z. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 9(3), 197-209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>