

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE RAPEL ENTRE 1975 Y 2016 UTILIZANDO ÍNDICES ESPECTRALES

MARCO ANTONIO PEÑA Y RASHEEL SUÁREZ

Universidad Alberto Hurtado

Av Libertador Bernardo O'Higgins 1869, Santiago, Región Metropolitana, Chile

mapena@uahurtado.cl, rasuarez@alumnos.uahurtado.cl

RESUMEN

La calidad del agua del Embalse Rapel fue evaluada mediante el uso de dos conocidos índices espectrales sensibles simultáneamente a los parámetros de densidad algal, materia en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada, obtenidos desde un conjunto multitemporal de imágenes satelitales Landsat, adquiridas con una frecuencia aproximadamente decadal entre 1975 y 2016. Ambos índices exhibieron una clara tendencia de disminución promedio de la calidad del agua para el período completo de estudio, mostrando algunas alzas en sus valores para intervalos de tiempo específicos. Fueron encontradas algunas discrepancias en el comportamiento espacial y temporal de ambos índices, lo cual remarca la necesidad de validarlos mediante datos de campo. Los resultados concuerdan mayormente con hallazgos previos, destacando la utilidad de este tipo de técnicas de teledetección para valorar la calidad de un cuerpo de agua.

Palabras clave: aguas Caso II; índices espectrales; calidad del agua; eutrofización.

WATER QUALITY ASSESSMENT OF THE RAPEL RESERVOIR BETWEEN 1975 AND 2016 USING SPECTRAL INDICES

ABSTRACT

The water quality of the Rapel reservoir was assessed by using two well-known spectral indices of water quality parameters simultaneously sensitive to algae density, suspended sediments and colored dissolved organic matter parameters, derived from a Landsat multitemporal satellite image set acquired with a near-decadal frequency between 1975 and 2016. Both indices exhibited a clear average diminishing trend in the water quality for the whole study period, showing some hikes in their values for specific time intervals. Some discrepancies were found in the spatial and temporal behavior of both indices which remarks the need of validate them by field-based data. The results mostly agree with previous findings, standing out the usefulness of this kind of remote sensing techniques for the quality assessment of water bodies.

Keywords: Case II waters; spectral indices; water quality; eutrophication.

1. Introducción

Los ecosistemas acuáticos son fundamentales para el desarrollo de la vida en un territorio, producto de la variedad de servicios ecosistémicos que brindan (*e.g.*, provisión de agua para consumo humano, reservorios de agua que controlan las sequías, hábitat de especies, ambientes de recreación y belleza paisajística), así como por su rol primordial en el ciclo hidrológico (Smith y Smith 2007). Sin embargo, la alteración de las propiedades físico-químicas de sus aguas producto del vertido de contaminantes antrópicos resultan alarmantes a la luz de la frágil homeostasis ecológica que los caracterizan, situación que a su vez amenaza con la capacidad de resiliencia de sus servicios ecosistémicos (Sánchez 2005).

Los cuerpos de agua pueden ser de tipo oceánico, Caso I (salobres), o continental, Caso II (dulces), pudiendo éstos últimos presentarse en forma natural (*e.g.*, lagos, ríos) o artificial (*e.g.*, embalses) (Gholizadeh *et al.* 2016). Los embalses específicamente, son creados con el fin explícito de proveer agua para consumo humano o uso en actividades como la hidroeléctrica y silvoagropecuaria. Su mantención en el tiempo es incluso más frágil que la de un cuerpo de agua natural, debido a su menor adaptación al entorno en que se asientan. En los últimos años la construcción de embalses a nivel mundial ha proliferado significativamente a causa del crecimiento demográfico, sufriendo procesos contaminantes acumulativos que han mermado sus servicios ecosistémicos (Salas y Martino 2001). Uno de estos procesos es la eutrofización, entendido como el aumento exacerbado de nutrientes en el cuerpo de agua, en gran medida como consecuencia de su arrastre desde suelos artificialmente fertilizados dentro de la cuenca en que éste se asienta. Esto ocasiona un explosivo crecimiento algal (eutrofia) y una mayor productividad en el ecosistema acuático, que lleva a una mayor acumulación de materia orgánica en la pirámide trófica, cuya posterior degradación consume el oxígeno disuelto en el agua, produciendo la anoxia del cuerpo de agua. Esta materia orgánica muerta a su vez, puede decantar y colmatar su lecho, o bien flotar o disolverse en la columna de agua, incrementando su turbidez y dificultando el paso de la luz, todo lo cual contribuye a degradar la homeostasis del cuerpo de agua (Domínguez *et al.* 2011).

La alteración de las propiedades físico-químicas de un cuerpo de agua puede ser estimada a partir de esencialmente tres parámetros indicadores de su calidad: densidad algal, materia en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada (Jensen 2007). La densidad algal se asocia a la presencia de pigmentos de clorofila, que permiten a las algas realizar fotosíntesis, ligándose comúnmente al proceso de eutrofización y sirviendo, por ende, como indicador del estado trófico de un cuerpo de agua. La materia en suspensión en tanto, determina la turbidez de la columna de agua, dispersando o absorbiendo luz solar en vez de transmitirla, disminuyendo con ello la capacidad de fotosíntesis algal (Gholizadeh *et al.* 2016). La materia orgánica disuelta coloreada por último, es una mezcla compleja y heterogénea de sustancias húmicas, carbohidratadas y aminoácidos, que altera el color de las aguas. Su presencia está ligada comúnmente al vertido directo o al arrastre de desechos provenientes de actividades urbanas y silvoagropecuarias, así como al aporte de materia vegetal descompuesta en general (Fuentes *et al.* 2015).

Estos parámetros de calidad del agua han sido profusamente estimados desde imágenes ópticas satelitales (Ritchie *et al.* 2003). El principio físico de detección radica en la capacidad que tiene un sensor óptico de capturar la radiación reflejada por dichos componentes a través de la columna de agua, permitiendo de esta forma estimar su abundancia (Jensen 2007). Así, numerosos estudios basados en el cálculo de índices espectrales derivados desde imágenes capturadas por distintas misiones satelitales, como la Landsat, han sido capaces de mapear y monitorear cada uno de estos parámetros (Lillesand 1983, Verdin 1985, Baban 1993, Liu *et al.* 2003, Wang *et al.* 2006, Lim y Choi 2015). Un índice espectral surge de combinar aritméticamente imágenes capturadas en bandas o muestreos espectrales donde el componente físico-químico de interés es ópticamente

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

activo o produce una señal distintiva. Éste provee una medida de abundancia adimensional o relativa de dicho componente en la columna de agua, permitiendo así su mapeo y monitoreo a lo largo de un conjunto multitemporal de imágenes con similares características técnicas (Hadjimitsis y Clayton 2009, Duan *et al.* 2013).

En Chile, uno de los embalses ambientalmente más emblemáticos es el Rapel, ubicado en la cuenca del río del mismo nombre, en la VI Región. Este embalse fue construido en 1968 para uso hidroeléctrico. A la fecha cuenta con numerosos problemas de sedimentación y eutrofización, debido a la constante presión producida por actividades silvoagropecuarias y turísticas, además del aporte de contaminantes arrastrados por los tributarios del embalse (Ibarra 2013).

Lavanderos *et al.* (1993) analizó los cambios temporales y espaciales de los parámetros de densidad algal (clorofila-*a*) y turbidez (materia en suspensión) de este embalse, analizando muestras de agua e imágenes satelitales Landsat MSS (*Multispectral Scanner*) en las fechas de Septiembre de 1987 y Enero y Marzo de 1988. Al respecto, observó fluctuaciones considerables en las concentraciones de clorofila, las que asoció al arrastre de metales pesados por los principales tributarios del embalse, provenientes de actividades mineras, los que a su vez favorecieron brotes algales tolerantes a éstos en torno a las zonas de confluencia. Por otro lado, Mercado (2005), mediante el análisis de muestras de agua y material biológico, cuantificó la concentración de metales pesados en el embalse, distinguiendo factores antrópicos de contaminación provenientes de fuentes difusas y puntuales, es decir, de puntos externos no exactos y de localizaciones específicas cercanas a la zona, respectivamente. Tratándose el Embalse Rapel de un cuerpo de agua Caso II, la estimación de sus propiedades físico-químicas es más dificultosa en comparación con aquellas de Caso I, debido que en el primero sus componentes ópticamente activos presentan mayor correlación, siendo más dificultoso aislarlos (Gholizadeh *et al.* 2016).

El presente estudio evaluó la calidad del agua del Embalse Rapel, mediante el uso de índices espectrales de calidad del agua relacionados con densidad algal, materia en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada, derivados desde una serie temporal de imágenes satelitales Landsat adquiridas con una frecuencia aproximadamente decadal entre los años 1975 y 2016. Se espera que este trabajo contribuya a comprender la dinámica espacio-temporal de la contaminación que ha estado afectando a este cuerpo de agua artificial durante las últimas décadas, de manera de proveer información relevante para su gestión y manejo sustentable.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde al Embalse Rapel (34°10' S, 71°29' O) (Figura 1), inserto en la cuenca del Río Rapel en la VI Región de O'Higgins, Chile central. El embalse pertenece al sistema hidrográfico compuesto por la confluencia de los Ríos Cachapoal y Tinguiririca, abarcando una cuenca de 14177 km² aproximadamente. Posee una forma dendrítica, una profundidad máxima de 90 m, un área de 13750 km² y un volumen de 696 millones de m³ (Vila *et al.* 1986). Este embalse es de tipo monomítico de agua dulce, es decir, presenta períodos de mezcla (Ibarra 2013).

El Río Cachapoal se posiciona como principal afluente del embalse, con un caudal medio de 74 m³/s, un mínimo de 27 m³/s durante Marzo, y un máximo de 154 m³/s en Enero (Mercado 2005). En tanto, el aporte del Río Tinguiririca es de un caudal mínimo de 6.3 m³/s en Marzo, y un máximo de 77 m³/s, durante los meses de Julio a Agosto. El clima imperante es Mediterráneo,

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

con lluvias invernales y estación seca prolongada, con valores altos de precipitación durante los meses de invierno, especialmente durante los meses de Junio, Julio y Agosto (DGA 2004).

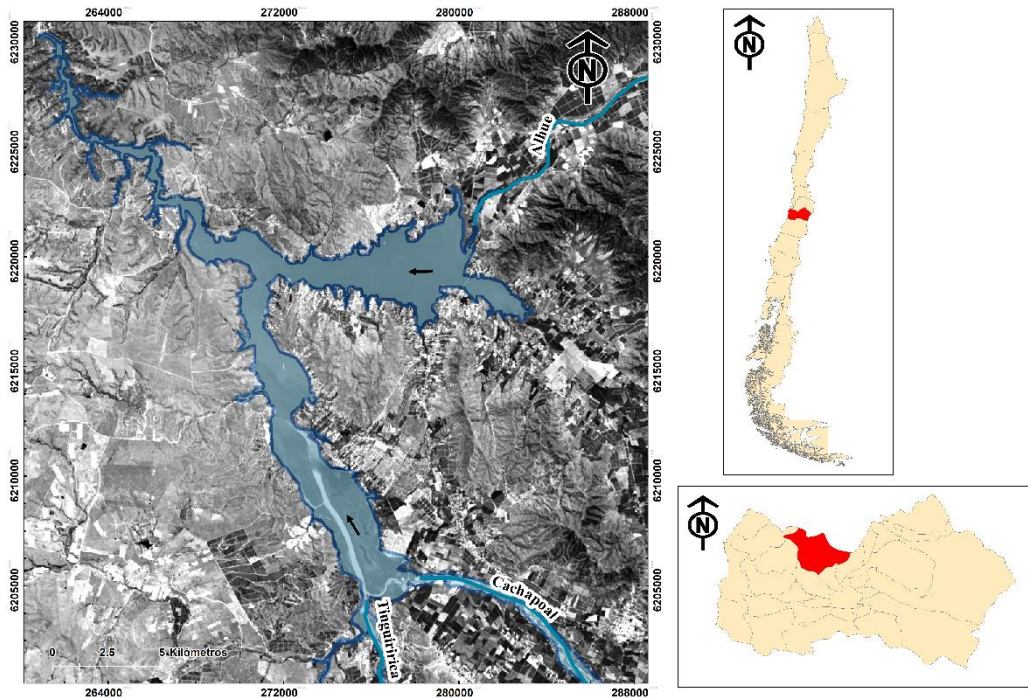


Figura 1. Embalse Rapel (izquierda) y su localización a nivel regional (imagen superior derecha) y comunal (imagen inferior derecha).

2.2. Selección de años de estudio

Los años candidatos para ser incorporados a este estudio, primero debieron cumplir con valores de precipitaciones acumuladas o totales anuales (es decir, la suma de las 12 láminas totales mensuales de agua para un año dado, resultantes de la suma de registros pluviométricos con frecuencia diaria) cercanos al promedio calculado entre 1969 y 2016 (527 mm) de las tres estaciones meteorológicas próximas al embalse (datos en línea: <http://explorador.cr2.cl/>) (Figura 2). Así, cualquier año distante de dicho promedio fue descartado, debido a la mayor probabilidad de que el volumen de agua del embalse estuviese influido por un superávit o déficit de precipitación, que eventualmente afectará la dinámica de sus aguas.

Luego, se realizó una segunda preselección de años que cumplieran con la disponibilidad de imágenes Landsat adquiridas entre Enero y Febrero, libres de errores radiométricos (*e.g.*, *striping* del Landsat-2 y líneas de escaneo perdidas del Landsat-7) y nubosidad. Se privilegió la selección de imágenes adquiridas en meses estivales, por cuanto suponen un aporte nulo de precipitación al embalse, minimizando con ello la inclusión de fechas donde la dinámica de sus aguas pudiera estar más afectada por el aporte de caudales tributarios. A partir de lo anterior, cinco imágenes satelitales fueron seleccionadas (Tabla 1).

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

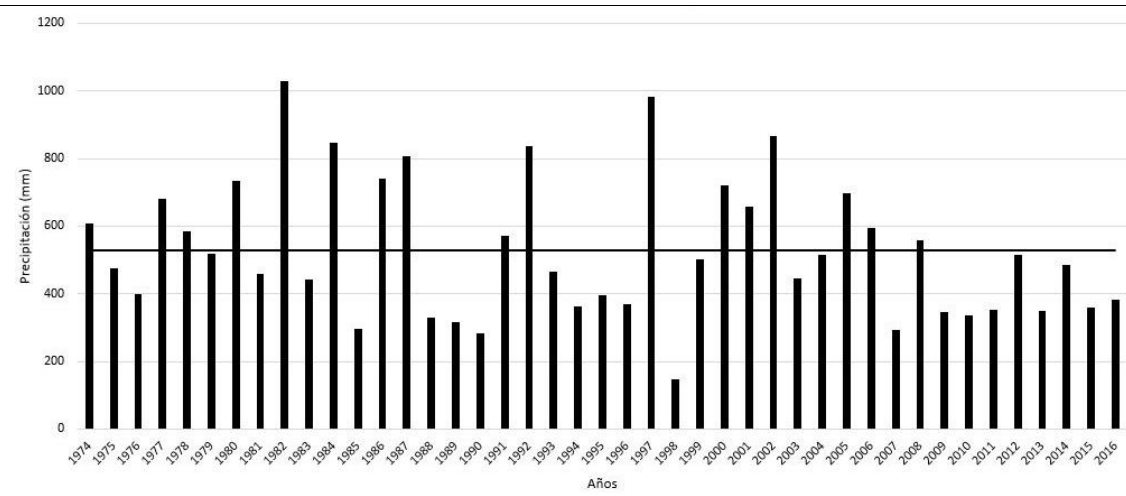


Figura 2. Precipitación acumulada anual del Embalse Rapel entre 1969 y 2016. La línea continua indica el promedio para el período (527 mm).

Tabla 1. Principales características técnicas de las imágenes Landsat empleadas en este estudio.

Imagen		Resolución		
Fecha adquisición	Satélite	# Banda	Longitud de onda (µm)	Resolución espacial (m)
14 Febrero de 1975	Landsat-2	1. Verde 2. Rojo 3. Infrarrojo cercano	0.56 0.65 0.89	60
12 Enero de 1986	Landsat-5	1. Verde 2. Rojo 3. Infrarrojo cercano	0.55 0.65 0.75	30
8 Enero de 1996	Landsat-5	1. Verde 2. Rojo 3. Infrarrojo cercano 4. Infrarrojo de onda corta	0.56 0.66 0.84 1.67	
20 Febrero de 2006	Landsat-5	1. Verde 2. Rojo 3. Infrarrojo cercano 4. Infrarrojo de onda corta	0.56 0.66 0.84 1.67	
5 Enero de 2016	Landsat-8	1. Verde 2. Rojo 3. Infrarrojo cercano 4. Infrarrojo de onda corta	0.56 0.65 0.86 1.60	

2.3. Descarga y preparación de imágenes satelitales

Las imágenes Landsat de interés fueron seleccionadas y descargadas desde el sitio en línea *Earth Data* de la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) (<https://search.earthdata.nasa.gov>). Estas imágenes se distribuyen espacialmente corregidas sobre la base del sistema de proyección UTM (Universal Transversal de Mercator), por lo que para los propósitos del presente estudio no requirieron corrección geométrica adicional.

Debido al enfoque comparativo de datos aquí planteado, se tornó necesario contar con valores radiométricos libres de distorsión, para así no afectar los comportamientos espacio-temporales analizados. Por tal motivo, los números digitales de los píxeles de cada imagen fueron convertidos a radiancias absolutas empleando sus respectivos parámetros de calibración actualizados y disponibles en el procesador de imágenes ENVI (*ENvironment for Visualizing Images*) 5.3© (Exelis Visual Information Solutions Inc., Broomfield, EE.UU.). Posteriormente, estas radiancias fueron convertidas a reflectancias superficiales, usando el módulo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*) del mismo *software*, que basado en el modelo de transferencia radiativa MODTRAN (*Moderate Resolution Atmospheric Transmission*, Spectral Sciences, Inc., Burlington, EE.UU.), modela el flujo radiante descendente (iluminancia), a la vez de suprimir la radiación de ruta añadida al flujo radiante ascendente (luminancia), de una imagen dada. Las principales características técnicas de una imagen Landsat son presentadas en la Tabla 1.

2.4. Delimitación del embalse en el conjunto multitemporal de imágenes

El límite del embalse fue trazado manualmente en la forma de un polígono a partir de la interpretación visual de cada una de las imágenes de interés compuestas en pseudo color (Tabla 2). Esto permitió superponer los límites entre fechas a comparar (ver próximo acápite) y así extraer su superficie en común (Tabla 3).

Tabla 2. Superficie del Embalse Rapel en las fechas de interés.

Año	Superficie (km ²)
1975	76.98
1986	68.63
1996	81.80
2006	69.42
2016	75.23

Tabla 3. Superficie en común del Embalse Rapel en los períodos de interés.

Período	Superficie común (km ²)
1975-2016	69.48
1975-1986	64.04
1986-1996	64.78
1996-2006	64.99
2006-2016	69.16

2.5. Cálculo de índices espectrales

Sobre cada una de las imágenes de interés fueron calculados dos índices espectrales de razón simultáneamente empleados como indicadores de presencia algal, materia orgánica disuelta coloreada y materia en suspensión (Lillesand *et al.* 1983, Giardino *et al.* 2015). El primer índice, en adelante índice A, surge de dividir las reflectancias de píxel de la banda correspondiente a la región espectral verde de una imagen, por aquellas de la banda de la región espectral roja ($\rho 0.55 \mu\text{m} / \rho 0.65 \mu\text{m}$). El segundo índice, en adelante índice B, resulta de dividir las reflectancias de píxel de la banda de la región espectral roja de una imagen, por aquellas de la banda de la región espectral infrarroja cercana ($\rho 0.65 \mu\text{m} / \rho 0.8 \mu\text{m}$) (Tabla 4). Para ambos índices fueron obtenidos histogramas de frecuencia de valores según fecha de interés, usando el *software* ENVI 5.3. Si bien existen otros índices espectrales relacionados con éstos y otros parámetros de calidad de aguas, su uso fue descartado en el presente estudio, debido a la ausencia de las bandas necesarias para su construcción en algunas de las imágenes (*e.g.*, región espectral azul en los años 1975 y 1986) o a causa de la excesiva anchura de banda, propia de imágenes multiespectrales como las aquí empleadas.

Tabla 4. Índices espectrales empleados.

Índice espectral	Formulación	Parámetros que relaciona
Verde / Rojo (índice A)	$\rho 0.55 \mu\text{m} / \rho 0.65 \mu\text{m}$	Clorofila, materia orgánica disuelta coloreada y materia total en suspensión
Rojo / Infrarrojo cercano (índice B)	$\rho 0.65 \mu\text{m} / \rho 0.80 \mu\text{m}$	Clorofila y materia total en suspensión

Como se mencionó anteriormente, los parámetros de calidad del agua seleccionados en este estudio tienden a correlacionarse (aguas Caso II), generando señales espectrales similares, por lo que cada uno de los índices previamente presentados fueron considerados como *proxies* de los tres parámetros de calidad del agua simultáneamente (Gholizadeh *et al.* 2016). La interpretación del índice A indica que a mayor valor del índice la calidad del agua empeora, como resultado del incremento relativo de reflexión en la banda verde (numerador) y la disminución relativa de reflexión en la banda roja (denominador). Tal comportamiento espectral es característico, aunque no exclusivo, de un cuerpo de agua con mayor presencia algal (clorofila). Por el contrario, para el índice B un menor valor es indicativo del empeoramiento de la calidad del agua, a causa de la menor reflexión en la banda roja (numerador) y la mayor reflexión en aquella infrarroja cercana (denominador). Un comportamiento espectral de este tipo es primordialmente atribuible al incremento de materia en suspensión en el cuerpo de agua (Jensen 2007).

2.6. Diferencias de índices

Luego de obtener los índices se procedió a calcular su diferencia entre períodos, es decir, fueron realizadas restas entre los índices de los años 1975 y 1986, 1986 y 1996, 1996 y 2006, 2006 y 2016, y del período completo de estudio 1975 y 2016, correspondiendo en todos los casos la imagen más nueva al minuendo. De lo anterior fueron obtenidos, mediante el *software* ENVI 5.3, histogramas de frecuencia de valores que permitieron analizar la variación temporal de los

índices. Además, para cada índice fue generada una cartografía de su diferencia entre el año inicial y final del período completo de estudio (1975 y 2016), además de otros períodos considerados útiles para complementar los análisis. Para la diferencia del índice A, a mayor valor positivo mayor deterioro de la calidad del agua para el período (minuyendo mayor que el sustraendo), mientras que para la diferencia del índice B, a mayor valor negativo mayor deterioro de la calidad del agua para el período (minuyendo menor que el sustraendo). Para propósitos de facilitar la interpretación cualitativa de la cartografía resultante de estas diferencias, los valores fueron agrupados en tres rangos, definidos a partir del criterio de terciles.

2.7 Tasa de decrecimiento de índices espectrales

Una vez obtenidos los índices y sus diferencias, fueron calculadas las tasas de decrecimiento para cada índice según los períodos de interés. Éstas proveen un dato cuantitativo que facilita comparar el cambio temporal de una variable dada entre distintos períodos, normalizando la cantidad de años que éstos consideran. En el contexto de este estudio, las tasas de decrecimiento fueron empleadas para apoyar y ratificar los análisis de variaciones temporales desprendidos de los histogramas. La fórmula empleada fue la siguiente:

$$((\alpha_f / \alpha_i)^{1/n} - 1) \times 100 \quad (1)$$

Donde α_f es el promedio del índice para el año final y α_i el promedio del índice para el año inicial, n es el número de años de cada período.

3. Resultados

3.1. Comportamiento de los índices A y B para cada fecha de interés

La Figura 3 muestra los histogramas de valores del índice A para cada fecha de interés. Éstos exhibieron patrones similares en los años 1975 y 1986 (\bar{x} = 1.3 y 1.1, respectivamente), para luego desplazarse hacia mayores valores en el año 1996 (\bar{x} = 1.5), lo que indica el deterioro de la calidad del agua del embalse. Sin embargo, en el año 2006 las frecuencias se constriñeron nuevamente hacia menores valores (\bar{x} = 0.8), para volver a fluctuar hacia mayores valores en el año 2016 (\bar{x} = 1.4), aunque mostrando una alta desviación estándar, indicativa de un incremento en la variabilidad de la calidad del agua del embalse.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

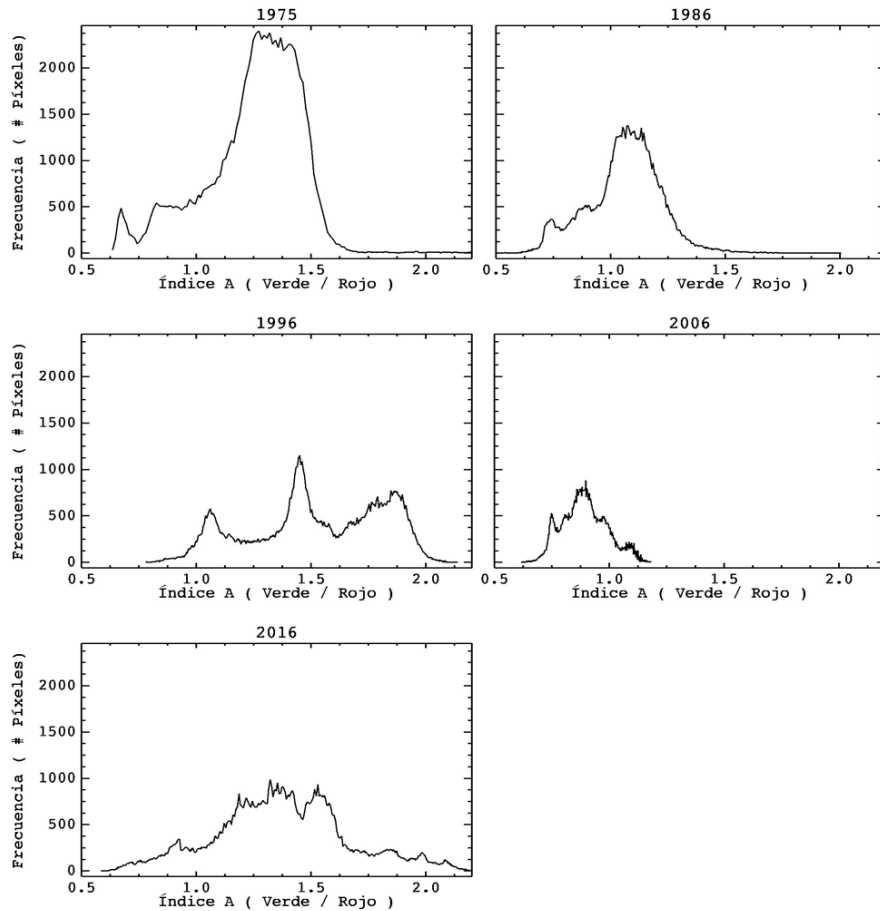


Figura 3. Histogramas de valores del índice A para 1975, 1986, 1996, 2006 y 2016.

La Figura 4 muestra los histogramas de valores del índice B para cada fecha de interés. A excepción del año 1975, las frecuencias de píxeles de este índice presentaron patrones con una ligera tendencia bimodal, (\bar{x} = 1.7, 1.5, 2.0 y 1.3, para los años 1986, 1996, 2006 y 2016, respectivamente), con un *peak* más alto en torno a 2 y otro mucho más bajo algo superior a 0, denotando con esto dos situaciones de calidad del agua contrastantes al interior del embalse. El año 1975 (\bar{x} = 4.7) presentó una importante cantidad de píxeles distribuidos hacia valores mayores del índice, indicativos de una mejor calidad del agua. Cabe destacar, además, que el año 2016 mostró un comportamiento bimodal más acusado que el resto de los años, con un *peak* principal esta vez en torno a 0, lo que indica un mayor detrimento de la calidad del agua del embalse y una acentuación de los contrastes ya mencionados.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

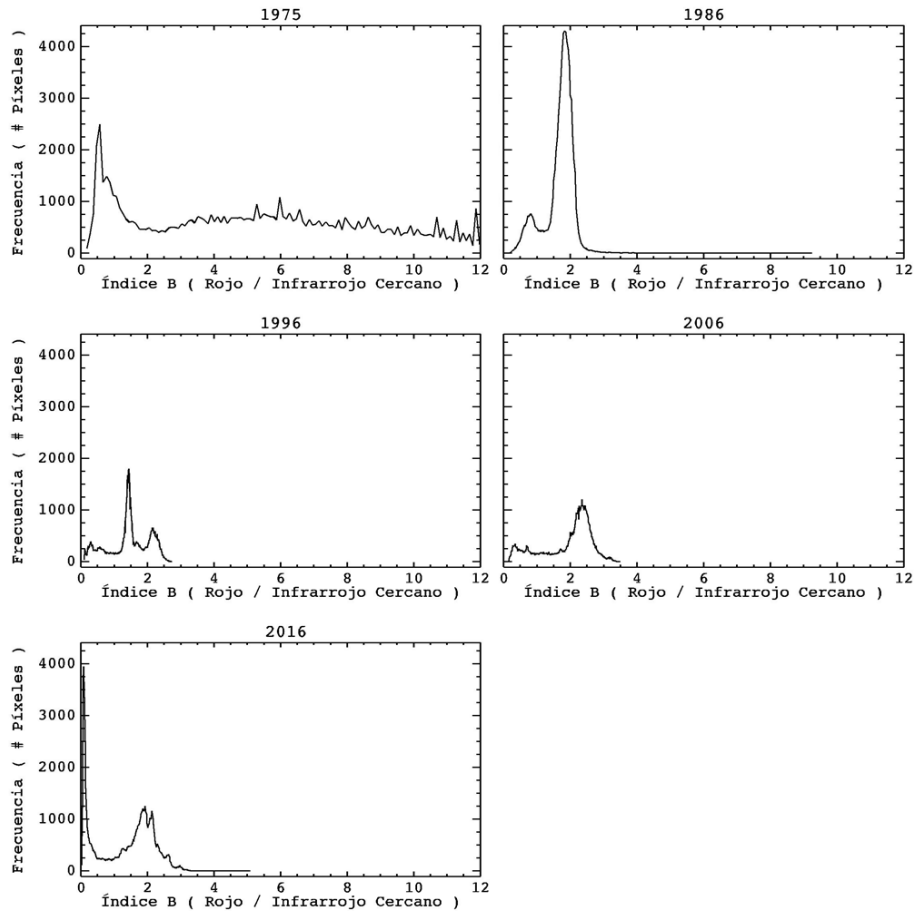


Figura 4. Histogramas de valores del índice B para 1975, 1986, 1996, 2006 y 2016.

3.2. Comportamiento de las diferencias de los índices A y B para los períodos de interés

La Figura 5 muestra los histogramas de las diferencias del índice A para cada período de interés. Tanto el período 1975-1986 como 1996-2006 exhibieron patrones de distribución normal en su frecuencia de píxeles, con medias de -0.2 y -0.7 , respectivamente, lo que indica un mejoramiento de la calidad del agua del embalse en esos períodos. Sin embargo, en 1986-1996 y 2006-2016 la calidad del agua presentó un mayor deterioro ($\bar{x} = 0.5$ en ambos períodos), al igual que para el período completo de estudio 1975-2016 ($\bar{x} = 0.1$).

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

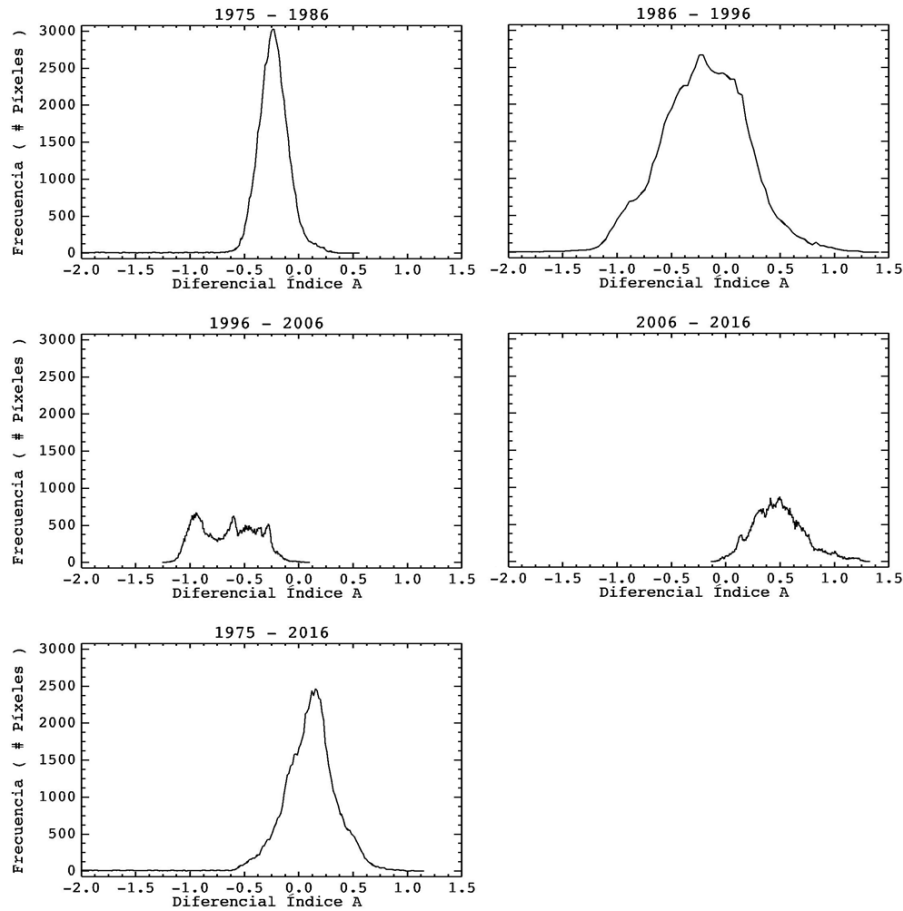


Figura 5. Diferencia del índice A por períodos.

La Figura 6 muestra los histogramas de las diferencias del índice B para cada período de interés. En general, todos los períodos concentraron una mayor cantidad de píxeles en torno a 0, con patrones de frecuencia tendientes a desplazarse hacia valores negativos, indicativos en este caso del deterioro de la calidad del agua del embalse para ese período. Cabe observar que tanto 1975-1986 ($\bar{x} = -3.9$) como el período completo de estudio 1975-2016 ($\bar{x} = -4.0$), esta tendencia se acentuó.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

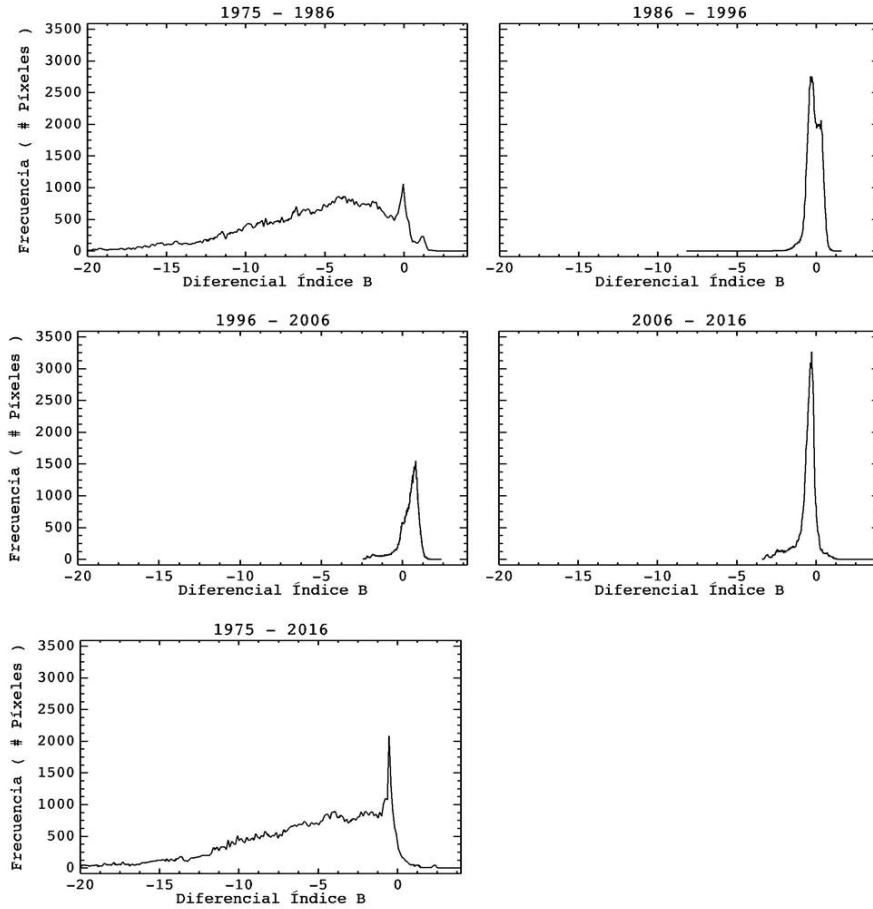


Figura 6. Diferencia del índice B por períodos.

3.3. Mapas de diferencias de índices A y B y tasas de decrecimiento

La Figura 7 permite observar la distribución de la diferencia del índice A para el período completo de estudio 1975-2016. La clase ≥ 0.21 muestra aquellas zonas del embalse que experimentaron el mayor deterioro de la calidad del agua dentro de ese período. Es posible apreciar que esta clase domina la zona noroeste del embalse, y en menor medida su sector noreste. La segunda clase (0.01 – 0.20), corresponde a zonas que experimentaron un menor deterioro de la calidad del agua, distribuyéndose tanto en la zona sur como noreste del embalse, mientras que la tercera clase (≤ 0.00), correspondiente al mejoramiento en la calidad del agua (valores negativos), domina la zona sur cuerpo de agua, en donde desembocan sus principales tributarios (Cachapoal y Tinguiririca) y también en las riberas de la zona noreste del embalse, donde tributa el estero Alhué. En general, el comportamiento espacial descrito anteriormente fue consistente en todos los períodos de interés, salvo que en casos donde prevaleció el incremento relativo de la calidad del agua, como 1975-1986 (Figura 8), los rangos se desplazaron hacia mayores valores.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

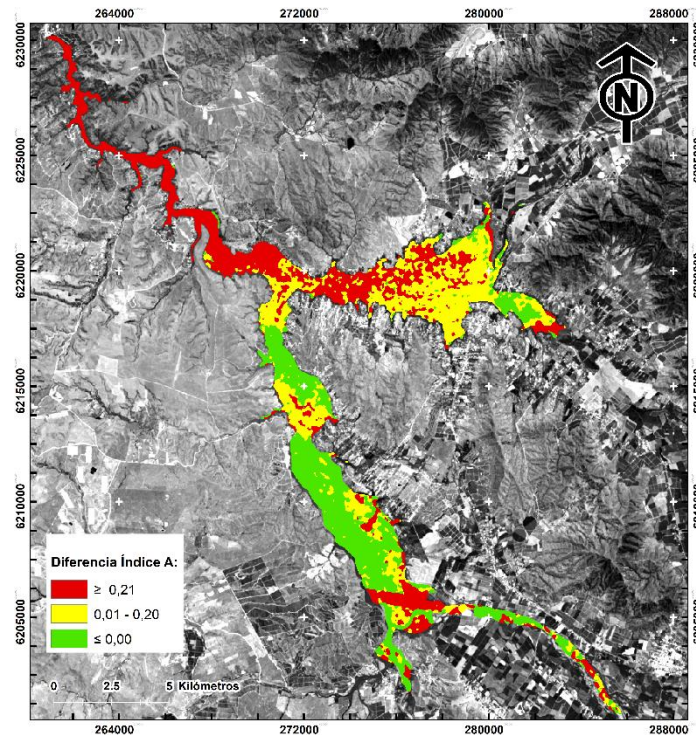


Figura 7. Mapa de diferencia del índice A para el período 1975-2016.

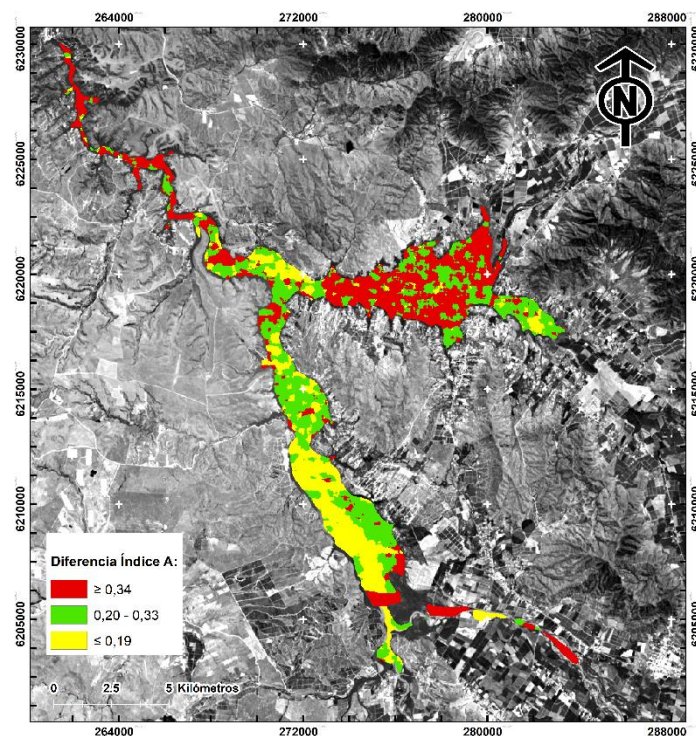


Figura 8. Mapa de diferencia del índice A para el período 1975-1986.

La Figura 9 permite observar la distribución de la diferencia del índice B para el período 1975-2016. En este caso la clase $\leq -6,26$ señala las zonas que experimentaron el mayor deterioro

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

de la calidad del agua dentro del período, distribuyéndose a lo largo de todo el embalse. La clase ≥ -2.13 , indicativa del menor deterioro de la calidad del agua, e incluso de su mejoramiento (valores positivos), se presenta en mayor medida en las riberas de la zona noreste, con algunos remanentes en las riberas de la zona noroeste y sur, mientras que la clase moderada ($-6.26 - -2.14$) se observa formando un patrón granulado a lo largo del embalse. El resto de los períodos mostró un comportamiento espacial similar al anteriormente descrito, excepto que con rangos constreñidos en una menor escala de valores. El período 1975-1986 (Figura 10), fue el que mostró los rangos más equivalentes en relación con el período completo de estudio, refiriendo ambos una acentuación en el deterioro de la calidad del agua del embalse.

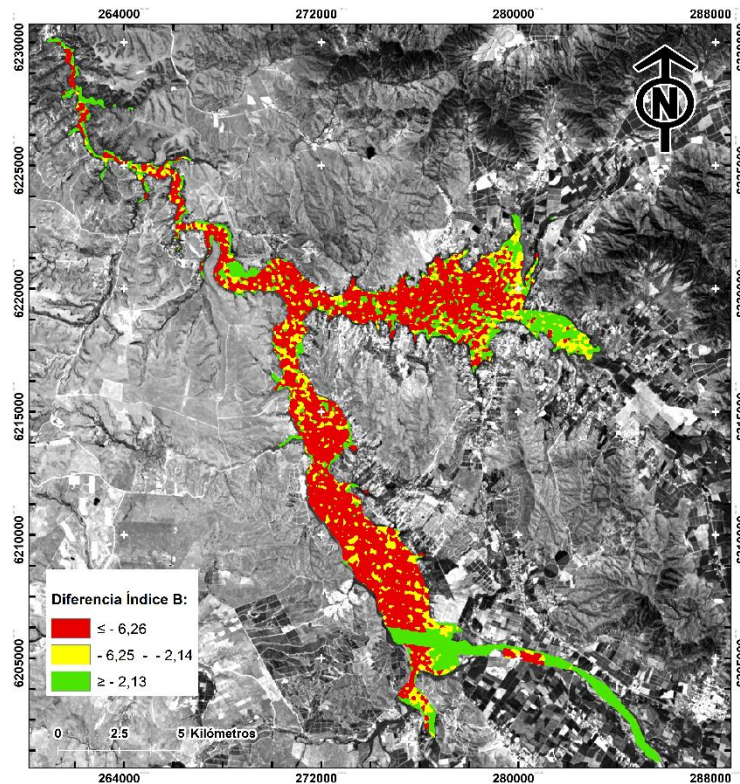


Figura 9. Mapa de diferencia del índice B para el período 1975-2016.

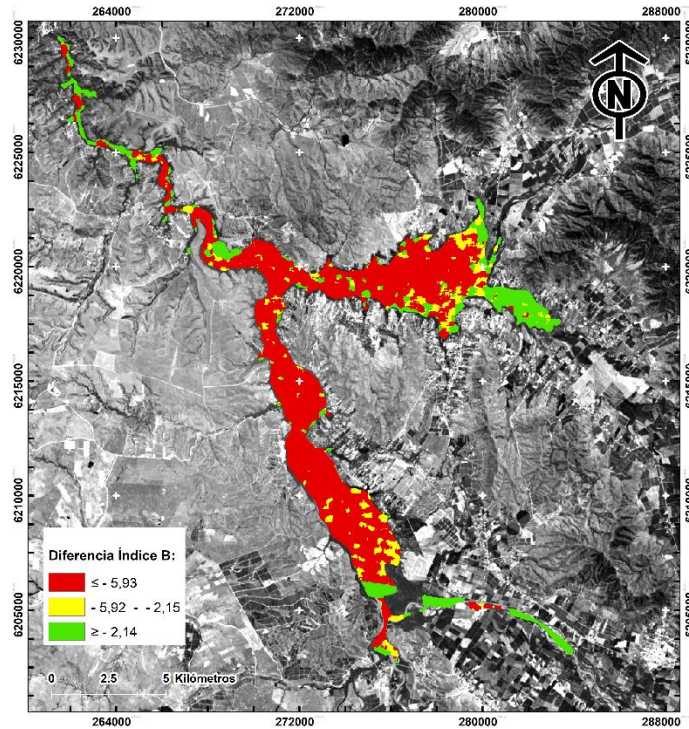


Figura 10. Mapa de diferencia del índice B para el período 1975-1986.

Las tasas de decrecimiento provistas en la Tabla 5 ratifican los resultados expuestos anteriormente. La tasa de decrecimiento para el período completo de estudio 1975-2016, indica el empeoramiento de la calidad del agua para ambos índices, situación que se repite en los períodos 1986-1996 y 2006-2016. Los períodos 1975-1986 y 1996-2006 en tanto, muestran comportamientos opuestos entre índices, es decir, el índice A exhibe un mejoramiento de calidad del agua y el índice B un empeoramiento. Para el índice A, los períodos que muestran la mejor y peor calidad del agua se presentan intercalados, mientras que para el índice B, se observa consistentemente un deterioro de la calidad del agua, a excepción del período 1996-2006.

Tabla 5. Tasas de decrecimiento de los índices espectrales A y B para los períodos de interés.

Períodos	Índice A	Índice B
1975-2016	-0.18	2.80
1975-1986	1.61	9.58
1986-1996	-1.95	0.19
1996-2006	3.78	-1.50
2006-2016	-4.25	4.07

4. Discusión y conclusiones

Este estudio evaluó el comportamiento espacio-temporal de la calidad del agua del Embalse Rapel relacionada con los parámetros de densidad algal, materia en suspensión y materia orgánica disuelta coloreada. Para esto, fueron empleados dos conocidos índices espectrales de calidad del agua derivados desde un conjunto multitemporal de imágenes satelitales ópticas Landsat, adquiridas en fechas estivales de casi-aniversario en intervalos decadales comprendidos entre

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

1975 y 2016. Las diferencias obtenidas en ambos casos ratifican una tendencia de empeoramiento de la calidad del agua del embalse en gran parte de los períodos estudiados, incluyendo el período completo de estudio 1975-2016, resultados que sustentan la hipótesis de aumento de la contaminación de este cuerpo de agua desde su creación. Futuros estudios podrían correlacionar y modelar éstos y otros índices de interés con datos de campo, a modo de validar la consistencia de las tendencias y fluctuaciones temporales aquí encontradas, además de estimar la magnitud de error asociada a limitantes debidas al diseño de los índices y su sensibilidad para detectar parámetros de calidad de agua en este caso de estudio. En esta línea, Briceño *et al.* (2018) modelaron los parámetros de clorofila-*a* y en el Lago Vichuquén (VII Región de Chile) en las estaciones de verano y otoño de 2016, usando imágenes Landsat-8. Este cuerpo de agua está sujeto a similares condiciones de sitio que el Embalse Rapel (*e.g.*, clima Mediterráneo, cuenca con fuerte uso silvoagropecuario y relieve cordillerano) y como éste, es de tipo monomítico templado. Los autores encontraron que las bandas roja e infrarroja cercana, fueron unas de las más significativas en la construcción de una función de regresión múltiple de ambos parámetros. De forma similar, Quintana *et al.* (2012) emplearon los índices A y B, entre otros índices y bandas, para modelar la turbidez de la Laguna Grande de San Pedro (VIII Región de Chile), también monomítica, mediante clasificadores de objeto aplicados a una imagen SPOT (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*). Estos hallazgos respaldan la pertinencia de usar los índices A y B en nuestro estudio, además de sugerir el buen rendimiento que podrían tener en el subsecuente modelado de la calidad del agua.

Según los análisis de reflectancia de clorofila-*a* y sólidos suspendidos realizados por Lavanderos *et al.* (1993) mediante imágenes Landsat y muestras de campo, pueden identificarse tres zonas al interior del Embalse Rapel: (1) zona 1 o brazo sur, influenciado por los ríos Cachapoal y Tinguiririca, los cuales transportan grandes cantidades de material en suspensión, (2) zona 2 o de mezcla, que conecta las zonas 1 y 3, cercana al arroyo San Rafael y (3) zona 3 o brazos noreste y noroeste, poco profundos e influenciados por las aguas del arroyo Alhué. En nuestro estudio, las diferencias de los índices A y B para el período completo de estudio, arrojaron valores de calidad del agua predominantemente bajos en la zona 3, donde precisamente Lavanderos *et al.* (1993) encontraron las mayores concentraciones de clorofila-*a*, refiriéndola como una zona eutrófica, producto de su condición somera y altamente expuesta a vientos predominantes, que facilitan la concentración de nutrientes. Además, estos autores infirieron perturbaciones exógenas en dicha zona, debidas al vertido de sulfato de cobre (CuSO₄) desde actividades mineras aledañas, que tendrían por efecto favorecer brotes microalgales tolerantes a dicho compuesto. Esto explicaría las rápidas fluctuaciones que ellos evidenciaron en la abundancia de los parámetros de calidad del agua estudiados. En base a lo anterior, la tendencia ligeramente bimodal observada en los histogramas de valores de las fechas del índice B, podría explicarse por la mayor sensibilidad de este índice para detectar tales concentraciones microalgales, siendo capaz de identificar un *peak* relativamente alto de calidad del agua asociado a la llamada zona 3.

En términos espaciales, la diferencia 1975-2016 del índice A concentró un mejoramiento de la calidad del agua hacia su brazo sur (zona 1), que según la diferencia equivalente del índice B correspondió a una zona de deterioro de la calidad del agua. Del estudio de Lavanderos *et al.* (1993) se desprende que las distintas zonas del embalse pueden experimentar fluctuaciones acusadas en su condición trófica en cortos períodos de tiempo (*i.e.*, intra-anales), lo que brindaría pistas para explicar las discrepancias puntuales encontradas entre ambos índices. En efecto, estos autores atribuyeron tales fluctuaciones a variaciones en la composición mineralógica de los sedimentos arrastrados por los tributarios del embalse, lo que incidió en el brote diferenciado de algas en atención su resistencia a estos minerales y a la cercanía de los afluentes. Así, evidenciaron que la concentración de clorofila-*a* pasó de presentar valores muy altos en 1987 a bajos en 1988.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

Lo mismo, pero con valores contrarios, observaron en la zona sur o 1 del embalse, que presentó un incremento de la calidad del agua en 1987, para luego disminuir drásticamente en 1988. Así, la conjunción de agentes exógenos al cuerpo de agua, como lo es el arrastre de CuSO_4 , con gentes endógenos como su profundidad y localización de afluentes, podría producir marcadas variaciones en el patrón espacial de contaminación de este cuerpo de agua, confiriéndole una dinámica compleja, que requeriría el apoyo de datos de campo para su mejor comprensión. Si bien la ejecución de un estudio de campo estuvo más allá de los alcances de este estudio, este trabajo buscó destacar el aporte de la teledetección óptica satelital para evaluar la calidad del agua, basándose únicamente en contraste de datos espectrales del cuerpo de agua en un período dado. Se trata de una aproximación sinóptica, relativamente simple de implementar y de bajo costo, que sirve como primer peldaño para comprender la evolución de procesos contaminantes de éste y otros cuerpos de agua.

Referencias bibliográficas

Baban, S. M. (1993): "Detecting water quality parameters in the Norfolk Broads, UK, using Landsat imagery", *International Journal of Remote Sensing*, 14(7), 1247-1267.

Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D. y Ramos, S. (2018). Determinación de calidad de agua en el Lago Vichuquén, con imágenes de satélite Landsat 8, sensor OLI, año 2016, Chile. *Revista de Teledetección*, 53, 67-78.

DGA (Dirección General de Aguas) (2004): Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad cuenca del río Rapel. Santiago, Dirección General De Aguas, Gobierno de Chile Ministerio De Obras Públicas.

Domínguez, J., Marco, C., Rodríguez, D., Delgado, G. y Chao, Y. (2011): Estudio de aguas continentales mediante teledetección. Madrid, Universidad Nacional de Educación a Distancia.

Duan, W., Takara, K., He, B., Luo, P., Nover, D. y Yamashiki, Y. (2013): "Spatial and temporal trends in estimates of nutrient and suspended sediment loads in the Ishikari River, Japan, 1985 to 2010", *Science of Total Environment*, 1, 461-462, 499-508.

Fuentes, R., Ramos, J., Jiménez, M. y Esparza, M. (2015): "Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D", *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(3), 253-264.

Gholizadeh, M., Melesse, M. y Reddi, L. (2016): "A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques", *Sensors*, 16, 1298.

Giardino, C., Bresciani, M., Cazzaniga, I., Schenk, K., Rieger, P., Braga, F., Matta, E. y Brando, E. (2014): "Evaluation of multi-resolution satellite sensors for assessing water quality and bottom depth of lake Garda", *Sensors*, 14(12), 24116-24131.

Hadjimitsis, D. G. y Clayton, C. (2009): "Assessment of temporal variations of water quality in inland water bodies using atmospheric corrected satellite remotely sensed image data", *Environmental Monitoring and Assessment*, 159(1-4), 281-292.

Ibarra, G. (2013): Efecto de la operación hydropeaking en la hidrodinámica de un embalse estratificado: Embalse Rapel, Chile central. Santiago, Universidad de Chile.

Jensen, J. R. (2007): Remote sensing of the environment. An earth resource perspective. 2nd edition, New Jersey, Prentice Hall.

Peña, M. A., Suárez, R. (2020): "Evaluación de la calidad del agua del embalse Rapel entre 1975 y 2016 utilizando índices espectrales", *GeoFocus*, n° 25, p. 103-119. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.665>

Lavanderos, L., Villagran, H. y Muhlhauser, H. (1993): "Temporal and spatial changes in primary biomass as a diagnosis and prognosis in environmental impact (Rapel reservoir, central Chile)", *Environmental Monitoring and Assessment*, 29, 53-64.

Lillesand, T. M., Johnson, W. L., Deuell, R. L., Lindstrom, O. M. y Meisner, D. E. (1983): "Use of Landsat data to predict the trophic state of Minnesota lakes", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(2), 219-229.

Lim, J y Choi, M. (2015): "Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea", *Environmental Monitoring and Assessing*, 187(6), 384.

Liu, Y., Anisul Islam, Md. y Gao, J. (2003): "Quantification of shallow waters quality parameters by means of remote sensing", *Progress in Physical Geography*, 27(1), 24-43.

Mercado, S. (2005): Acumulación de metales pesados en microcrustáceos planctónicos provenientes de un embalse contaminado por relaves mineros, embalse Rapel (34 ° 10' s - 71 ° 29' w), Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias, Escuela de Biología Marina.

Quintana, C., Lillo, M., Gonzalo, C. y Barrera, J. A. (2012). Metodología para estimación de la turbidez de un lago mediante la clasificación orientada a objetos de imágenes multiespectrales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, III(4), 143-150.

Ritchie, J. C., Zimba, P. V. y Everitt, J. H. (2003): "Remote sensing techniques to assess water quality", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(6), 695-704.

Salas, H. y Martino, P. (2001): Metodologías Simplificadas para La Evaluación De Eutrofización en lagos cálidos tropicales. Lima, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)/Organización Panamericana de la Salud (OPS).

Sánchez, O. (2005): Temas sobre restauración ecológica. México, Instituto Nacional de Ecología, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Smith, T. y R, Smith. (2007): *Ecología*. 6^{ta} Edición. Madrid, Pearson Addison Wesley.

Verdin, J. P. (1985): "Monitoring water quality conditions in a large western reservoir with Landsat imagery", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 51(3), 343-353.

Vila, I., Montecino, V. y Muhlhauser, H. (1986): "Diagnóstico y evaluación del potencial biológico de lagos naturales y artificiales de Chile Central". *Ambiente y Desarrollo*, II(1), 127-137.

Wang, F., Han, L., Kung, H.-T. y Van Arsdale, R. B. (2006): "Applications of Landsat-5 TM imagery in assessing and mapping water quality in Reelfoot Lake, Tennessee", *International Journal of Remote Sensing*, 27(23), 5269-5283.

