

Diseño de un modelo de cuantificación de calidad hídrica en humedales

Design of a water quality quantification model for wetlands

Jorge Machuca Sepúlveda, Matilde López Muñoz, Miguel Castillo Soto

Resumen

Se propone un modelo de cuantificación para definir la calidad hídrica en un ecosistema acuático en la ecorregión mediterránea de Chile. Este permite la superposición de información tanto cuantitativa (parámetros fisicoquímicos y biológicos) como cualitativa (usos del suelo). Dicha información se traduce a índices de calidad hídrica como elementos que componen unidades de análisis en un entorno de sistemas de información geográfica. Se utilizaron las siguientes variables: Conductividad eléctrica, pH, Sólidos disueltos totales, Temperatura superficial del agua Índice biótico Diatómico General e Índice biótico de familias para macroinvertebrados bentónicos, los cuales estructuraron seis mapas temáticos, mientras que la información de usos del suelo cumple la función de caracterizar las zonas adyacentes al borde del humedal. El resultado final es la visualización cartográfica mediante métodos geoestadísticos (interpolación por Kriging ordinario y Distancia inversa ponderada), de la calidad hídrica combinada del humedal, acorde a la normativa chilena encontrada para este aspecto. El mapa resultante está definido por valores y/o clases de calidad hídrica, las cuales pueden ser interpretables y flexibles en cuanto a sus valores de corte o valores límite. En general, esta proposición provee de una valiosa herramienta visual que facilita el entendimiento de la planificación de los humedales, el potencial manejo de sus zonas adyacentes y un procedimiento metodológico para el monitoreo y evaluación de la calidad hídrica, la cual puede ser aplicable a otros humedales.

Palabras clave: ecotono, geo-interpolación, parámetros fisicoquímicos y biológicos, usos del suelo.

Abstract

A quantification model is proposed to define the water quality in an aquatic ecosystem in the Mediterranean ecoregion of Chile. This allows the overlapping of both quantitative (physicochemical and biological parameters) and qualitative (land use). This will result in water quality indexes representing the elements that make up units of analysis in a Geographic Information Systems (GIS) environment. The following variables were used: electrical conductivity, pH, total dissolved solids, water surface temperature, general diatomic biotic index and family biotic index for benthic macroinvertebrates. All these variables structures six thematic maps, while the land use information on land uses serves to characterize the areas adjacent to the edge of the wetlands. The result is the cartographic visualization using geostatistical methods (interpolation by ordinary kriging and weighted inverse distance), of the combined wetland water quality, according to the Chilean regulations observed for this purpose. The resulting map is defined by values and/or classes of water quality, which can be interpreted and flexible in terms of their cut-off or limit values. In general, this proposal provides a valuable visual tool that facilitates the understanding of wetland planning, the potential management of adjacent areas and a methodological procedure for water quality monitoring and assessments, which may be applied to other wetlands.

Keywords: ecotone, land uses, physicochemical and biological parameters, geo-interpolation.

Recibido el 30 de noviembre de 2017, aceptado el 23 de abril de 2018.

Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santa Rosa 11315, La Pintana, Región Metropolitana, Chile. E-mail: jorgesma@ug.uchile.cl

Este artículo se inserta en el Proyecto financiado por convenio CONAF-Universidad de Chile de Fondo de Humedales para el Futuro (FHF)-Convención Ramsar: WFF/11/CL/2.

Introducción

En las zonas mediterráneas, los humedales costeros presentan múltiples alteraciones de tipo biótico (Gallego-Fernández, García-Mora, & García-Novo, 1999), principalmente por la modificación de los usos del suelo circundantes a estos (Papastergiadou, Retalis, Kalliris, & Georgiadis, 2007; Bonada & Resh, 2013; Fierro et al., 2017). A su vez, esta problemática se agrava debido a que la biota de dichos ambientes es aún poco conocida, limitando la comprensión de sus procesos ecológicos (Fernández Alés, Martín, Ortega, & Alés, 1992; Álvarez Cobelas, Rojo, & Angeler, 2005). Un ejemplo de ello son los humedales mediterráneos costeros de Chile, debido a que se conjuga la abundancia de amenazas y el escaso número de estudios acerca de su dinámica y procesos (Ramírez, San Martín, & Rubilar, 2002; Figueroa, Suarez, Andreu, Ruiz, & Vidal-Abarca, 2009; Fariña y Camaño, 2012), además se evidencia un precario estado y manejo, constituyendo así un escenario válido en el que la proposición de procedimientos de monitoreo podría resultar fundamental. Se pueden conocer rápida y concisamente los territorios en los cuales existen estas amenazas críticas a distintas escalas.

Lo anterior se puede llevar a cabo mediante modelos en base a evaluaciones de tipo multicriterio, los cuales se ajustan a una simplificación de la realidad, siendo diseñados para conocer, entender y/o predecir algunos aspectos del sistema real que tratan de emular (Odum, 2006; Wu & David, 2002; Yue, Jorgensen, & Larocque, 2011). Este análisis ha sido revisado y aplicado para variables ambientales en una

serie de trabajos (Joerin, Thériault, & Musy, 2001; Xu, Tao, Dawson, & Li, 2001; White & Fennessy, 2005; Castillo, 2012). Una característica de relevancia para la aplicación de evaluaciones multicriterio es que pueden ser manejadas mediante herramientas de análisis espacial, las que traducen las complejidades naturales a conceptos de paisaje y tasas de cambios como procesos de un continuo que puede ser descompuestos en objetos o parches (Michels et al., 2001; Burnett & Blaschke, 2003).

En el caso de los ecosistemas dulceacuícolas, estos se basan en criterios de índole hidrológico, fisicoquímico y biológico (Dixon & Chiswell, 1996; Lampert & Sommer, 2007), que surgen para estimar el impacto de un conjunto de efectos estresores sobre estos ambientes (Hauer & Lamberti, 2007). Dichos criterios son la expresión de las características abióticas y bióticas, que son los factores físicos y químicos en el cual se desarrollan los organismos (Brönmark & Hansson, 2005; Allan & Castillo, 2007) y la dinámica de la trama trófica detallada en procesos locales como reguladores primarios de la estructura de una comunidad (Schindler, Carpenter, Cole, Kitchell, & Pace, 1997; Poli, Sears, Huxel, Strong, & Maron, 2000; Bohonak & Jenkins, 2003), respectivamente.

En base a lo anterior, se propone un modelo de monitoreo en donde las características bióticas son utilizadas bajo el concepto de bioindicador, por medio de índices cuantitativos que determinan el estado ecológico como evaluación de la calidad hídrica (Dzeroski, Demsar, & Grbovic 2000; Kelly, King, Jones, Barker, & Jamieson, 2008).

Este procedimiento se basa en el uso de sistemas de información geográfica por medio de métodos de interpolación geoestadística que aporta una noción visual a partir de estaciones de muestreo (set de puntos). Es también un algoritmo determinístico de otorgamiento de valores en puntos del espacio dados (Łukaszyk, 2004; Banerjee, Carlin, & Gelfand 2014).

Por lo tanto, los objetivos del presente estudio son los siguientes: (a) proponer un procedimiento estándar de monitoreo para definir la calidad hídrica en ecosistemas de humedales y (b) cuantificar dicha calidad mediante una evaluación multicriterio en un entorno de sistemas de información geográfico, en base a parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Como resultado de ambos objetivos, se deriva un modelo de monitoreo que integra estos aspectos para definir la calidad hídrica de humedales, considerando a Laguna Torca, en Chile Central, como estudio de caso. Ante el desconocimiento de las variables que definirían la calidad hídrica en humedales de remarcable característica ecotonal, los usos territoriales de ocupación de suelos periféricos supondrían un efecto a priori, considerando la naturalización de todos los tipos de usos durante un prolongado período de tiempo en el área.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se aplica esta proposición en el Humedal Laguna Torca, Comuna de Vichuquén, Provincia de Curicó, Región del Maule. Geográficamente se localiza entre los 34° 45' 30" de latitud sur y 72° 04' de

longitud oeste, zona costera de Chile central, asentado en una ecorregión mediterránea. Es parte de la Reserva Nacional Laguna Torca, área protegida por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). Destacan de este humedal el enorme recurso hídrico existente, la gran biodiversidad y riqueza de aves acuáticas y ribereñas representativas de la zona y la forma en la cual variados ecosistemas se perciben como fragmentos fisiográficos, hidrológicos y de hábitat (Donoso, 1974; Moya, 1981; CONAF, 1990; Zamorano, de la Maza, & López 2016). Es de carácter albuférico (laguna costera ligeramente salobre), el cual se conecta al mar por el estero Llico vertiendo a través de este sus aguas y viceversa.

El entorno adyacente a la laguna está provisto de gran cantidad de sedimentos y vegetación acuática que sirve de refugio a una diversa avifauna (Centro de ciencias ambientales, EULA, 2016). Esta zona de borde (cordón de macrófitas más la zona de nivel de aguas estacional de profundidad variable de menos de 1 mt.), como humedal, cumple una serie de funciones y características ecotonales que pueden servir como sitio de análisis.

Estas características vinculan condiciones ecológicas exclusivas (Kuleli, Guneroglu, Karsli, & Dihkan, 2011). Por otra parte, la influencia de los diversos usos del suelo con distintos niveles de desarrollo sirvió de base para definir las estaciones de muestreo en el sitio, como se presenta en la figura 1. Se reconocen usos relacionados a agricultura, silvicultura de plantaciones, infraestructuras y asentamientos humanos.

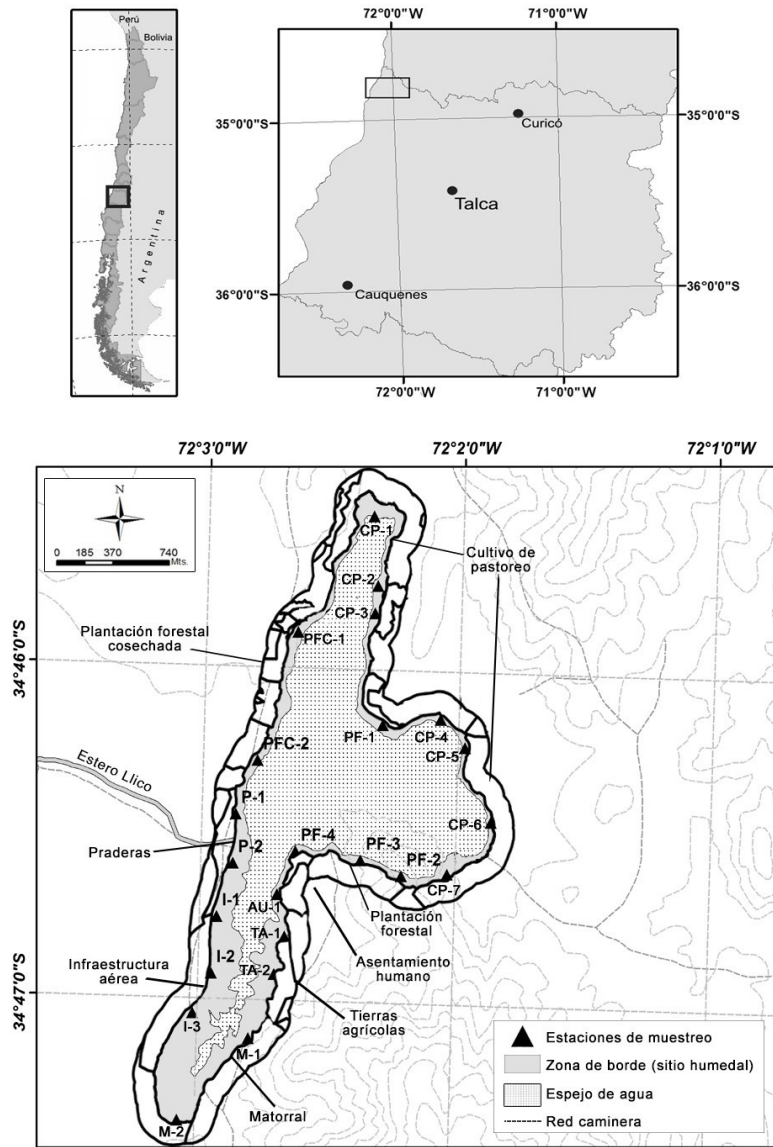


Figura 1. Mapa sinóptico del área de estudio y disposición espacial de las estaciones de muestreo en la zona de borde (sitio del humedal), diferenciando los usos de suelo adyacentes, espejo de agua, red de caminos y estero Llico. Fuente: Elaboración propia (2018)

Figure 1. Synoptic map of the study area and spatial arrangement of the sampling stations in the edge area (wetland site), differentiating the adjacent land uses, water mirror, road network and Llico stream. Source: Own elaboration (2018)

Se definió el aspecto fisiográfico de acuerdo con los usos del suelo adyacentes al humedal tipificados con códigos a los que circundan la zona de borde, en la cual se distribuyeron 23 estaciones de muestreo en total (figura 1). Estos se caracterizaron in situ y mediante galería de imágenes satelitales del Global Land Cover (<http://www.landcover.org>) e imágenes de alta resolución provenientes de Google Earth (<http://earth.google.com>). La clasificación de las coberturas corresponde a lo propuesto por CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile (1999). En las estaciones de muestreo se obtuvo data del aspecto fisicoquímico (conductividad eléctrica, temperatura, sólidos suspendidos totales y pH), los que fueron tomados por medio de instrumentos portátiles: conductímetro, termómetro y medidor de sólidos disueltos Thermos modelo Tristar y peachímetro digital Hanna modelo HI98107, respectivamente.

En cuanto al aspecto biológico, el muestreo es de índole mixto ya que se compone del fondo de la columna de agua y sedimentos, para así abarcar comunidades bentónicas de ambos hábitats utilizando la metodología propuesta por Wetzel & Likens, (2000). Esta consiste en la captura de individuos en ambas zonas mediante dos redes de diámetros de poro de 50 μm y 250 μm del fitobentos y macroinvertebrados bentónicos, respectivamente, en sitios con presencia de vegetación acuática y capacidad de procesamiento de materia orgánica (Young, Matthaei, & Townsend, 2008) al ser este un cuerpo de agua léntico o lago.

Por último, se utilizaron frascos plásticos de capacidad 40 ml para preservación de

material orgánico con alcohol al 70 %. El periodo de la obtención de datos comprende cinco muestreos totales en cada una de las 23 estaciones, realizados a lo largo de los meses de agosto, septiembre, octubre y diciembre de año 2014 y enero de 2015, a fechas intermedias de cada mes (entre 1 a 2 días para abarcar todas las estaciones) y a horarios estipulados entre 08:00 a 14:00 hs.

Métodos utilizados de interpolación geoestadística.

El diseño que conforma al procedimiento de monitoreo de cuantificación cartográfica es como tal un análisis de evaluación multicriterio (EMC), realizado en un software de sistemas de información geográfica (SIG). Este diseño se compone de una base de datos de tipo ráster y vector de distinto índole temático, que se conjugan bajo diferentes criterios, que en este caso corresponden a transformaciones específicas para que sean capaces de determinar la calidad hídrica del ecosistema en estudio. Ya que los datos reales son de carácter puntual (por estación de muestreo) y debido a que la EMC debe ejecutarse a partir del álgebra de capas de tipo ráster, fue necesario transformar este carácter puntual a nivel de superficie mediante métodos de interpolación, utilizándose específicamente los métodos Kriging ordinario (KO) y Distancia inversa ponderada (DIP) (Weber & Englund, 1994).

El método KO (Matheron, 1963), es un método geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos, lo cual conduce a un conocimiento del comportamiento espacial del fenómeno representado por los valores

predichos de cada punto. Es decir, dado un conjunto aleatorio de observaciones $Y = (y(S_1), \dots, y(S_n))'$, el modelo permite predecir la variable Y en un sitio S_0 donde no se ha observado, por lo que determina cuál es el mejor predictor del valor de $Y(S_0)$ (Oliver & Webster, 1990; Banerjee et al., 2014).

El método DIP es una técnica similar a Kriging, la diferencia radica en el valor de salida para una celda dada, el cual es producto de un promedio de distancia ponderada que recurre a la inversa de ésta al asignar ponderaciones. La interpolación se limita a un rango de valores utilizados por lo que el promedio no puede ser mayor que la entrada máxima o inferior que la entrada mínima (Lu & Wong, 2008).

La elección de estas técnicas proviene de su solidez y eficacia como modelos de simulación, siendo interpretables sus parámetros de salida, además de su simpleza y rapidez en cuanto a la construcción y cálculo de valores ya que se basa en una cantidad de investigaciones tanto teórico, práctico, de las funciones aplicadas. Poseen la desventaja de que su utilidad puede no ser significativa para comprender las causas de las condiciones alteradas, lo cual está limitado por la falta de verdaderas variables explicativas (Smith, Schwarz, & Alexander, 1997). Este último elemento, para efectos de un humedal como ecotono, la superficie en la cual se aplicarán los modelos de interpolación es terrestre y acuática, estando influenciada por fenómenos propios de cada interfaz como el tipo de vegetación, alteraciones por usos, acción del viento, turbulencia, entre otros.

Análisis de evaluación multicriterio (EMC).

La determinación de zonas de calidad ecológica hídrica para el humedal laguna Torca, se basó en un análisis EMC el cual consta de la traducción a capas temáticas de la obtención de data de índole fisicoquímico (ICHfq), biológico (ICHb) y fisiográfico (ICHf), siendo estas representadas por Índices de Calidad Hídrica (ICH). Cada ICH se compone por variables escogidas a base de la disponibilidad certera de la información de cada una de ellas y si es factible su muestreo y clasificación. Las combinaciones de las dos capas temáticas cuantitativas (ICHfq e ICHb) y la comparación con la cualitativa (ICHf), dan como resultado la capa final de calidad hídrica del humedal. Los valores de cada ICH corresponden a los rangos reclasificados, con las respectivas restricciones de las capas intermedias y finales, las que están constituidas por la unidad básica del píxel. Por lo tanto, las operaciones básicas entre capas son posibles ya que se aplicaron dos tipos de interpolaciones (KO y DIP), provenientes de un dataset de información de las estaciones de muestreo, formando capas temáticas de simulación predeterminada para generar una superficie cuando los valores de los atributos están disponibles solo en las ubicaciones muestreadas (Longley et al., 2001), como es el presente caso.

Normalización de las variables.

Para la formación de la capa ICHfq, los rangos normalizados de pertenencia son de tipo bipartita, es decir, toma valores “1” o “2” dependiendo si los datos promedio para cada uno de los parámetros del ICHfq

por estación de muestreo están dentro o no de los rangos dictaminados como aceptables por la Norma chilena (NCh) 1.333 of. 1978 (Instituto nacional de normalización, INN 1978), respectivamente. Dicha norma fija un criterio de calidad del agua de acuerdo con requerimientos estudiados para parámetros físicos, químicos y biológicos, según usos determinados tales como agua para consumo humano, para bebida de animales, riego, recreación y estética (con o sin contacto directo) y vida acuática.

Para la formación de la capa ICHb, los rangos normalizados se constituyeron por clases de calidad hídrica apoyados por los rangos mismos que dictan ciertos índices bióticos utilizados.

Los índices bióticos escogidos corresponden al Índice Diatómico General (IDG) para comunidad fitobentónica solo para individuos de la clase Bacillariophyceae (diatomeas) (Zelinka & Marvan, 1961, Coste & Ayphassorho, 1991) e Índice Biótico de Familias Versión Chilena (ChIBF) para macroinvertebrados bentónicos (Figueroa, Valdovinos, Araya, & Parra, 2003, Hauer & Lamberti, 2007).

En la tabla 1, se expresan los límites de los rangos por parámetro en detalle, para la construcción de las capas temáticas ICHfq (NCh 1.333) e ICHb (índices bióticos aplicados). En las ecuaciones [1] y [2], se expresan los índices Diatómico General (IDG) y Biótico de Familias (IBF) para macroinvertebrados bentónicos, respectivamente. Con respecto al primero, la que se muestra es una expresión ligeramente modificada de la fórmula original, donde θ_i es un indicador del i -ésimo especie, que a nivel taxonómico se identifica hasta el nivel

de género, a_i es la amplitud ecológica o variabilidad de la especie y p_i es la frecuencia de ocurrencia del i -ésimo individuo en la muestra con un valor indicador.

En cuanto a [2], corresponde a un índice que se basa en la identificación taxonómica hasta el nivel de familia de los macroinvertebrados bentónicos de las muestras obtenidas, donde n_i y t_i son el número de individuos y un puntaje de tolerancia, respectivamente, de la i -ésima familia, siendo S el número de familias incluidas en el análisis. El puntaje de tolerancia mencionado es específico para zonas de estudio aplicadas dependiendo de sus características fluviales y regionales.

Al respecto, no se han realizado aplicaciones de estos índices para macroinvertebrados bentónicos en cuerpos lacustres costeros de la región mediterránea de Chile, donde son escasos los casos de estudio en el uso de bioindicadores de este tipo y de la obtención de dichos puntajes de tolerancia (Figueroa, 2014). Ante este escenario, es importante comenzar con estos análisis de ecología aplicada para condiciones ecotonales, como inicio de una factible realización de dichos índices y su ajuste a las características de los sitios encuestión.

Por último, para la asignación final de puntajes para la clasificación de calidad hídrica, en ambos índices la escala numérica va desde 0 a > 4.5 en IDG y 10.00 a 0 en ChIBF, siendo los valores máximos los indicativos de una buena calidad hídrica en IDG y viceversa para IBF.

$$IDG = \frac{\sum_{i=1}^S \theta_i p_i a_i}{\sum_{i=1}^S p_i a_i} [1]$$

$$IBF = \frac{\sum_{i=1}^S n_i x t_i}{\sum_{i=1}^S n_i} [2]$$

Tabla 1

*Variables e ICHi de las capas temáticas de parámetros fisicoquímicos (fq) y biológicos (b), con sus respectivas unidades de medida y valores o rangos máximos permisibles pertenecientes a Norma chilena 1.333; unidades de cuantificación e índices bióticos específicos utilizados (*V.N. - Valor natural - hace alusión a un valor promedio de un rango de muestreo dado). Fuente: Modificado de Instituto Nacional de Normalización (INN) (1978).*

Table 1

*Variables and WQIi of the thematic layers of physicochemical and biological parameters, with their respective units of measurement and values or maximum permissible ranges belonging to Chilean Norm 1.333; quantification units and specific biotic indices used (*N.V. - Natural value - refers to a mean value of a given sampling range). Source: Modified information of Instituto Nacional de Normalización (INN) (1978).*

| Variables | Unidad de medida o cuantificación | ICHi | Valores o rangos máximos permisibles Norma Chilena 1.333 - índices bióticos |
|--|--|--------|---|
| Índice pH (pH) | Adimensional | ICHpH | 6.0 - 9.0 |
| Temperatura superficial (t) | °C | ICHt | V.N*. + 3.0 |
| Conductividad eléctrica (CE) a 25 °C | Microsiemens por centímetro (µS/cm) | ICHCE | <750 |
| Sólidos disueltos totales (SDT) | Miligramos por Litro (mg/L) | ICHSDT | <500 |
| Calidad hídrica mediante censo de taxóni de diatomeas | Índice cuantitativo de escala jerárquica | ICHIDG | Índice Diatómico General (IDG); (Zelinka & Marvin 1961, Coste & Ayphassorho, 1991) |
| Calidad hídrica mediante censo de taxóni de Macroinvertebrados | Índice cuantitativo de escala jerárquica | ICHIBF | Índice Biótico de Familias (ChIBF); (Figueroa et al., 2003, Hauer & Lamberti, 2007) |

Álgebra de capas.

La primera etapa es la conformación del ICH_{fq} e ICH_b (la combinación de las subcapas ICH_t, ICH_{CE}, ICH_{SDT} e ICH_{pH} y de ICH_{IDG} e ICH_{IBF}, respectivamente), el procedimiento general se presenta en la figura 2. Para la conformación de la capa ICH_{fq}, existen 4 subcapas que se combinaron de modo linealmente ponderado mediante factores para cada una, los cuales tienen que ver con el grado de trascendencia de los parámetros representados para poder estimar la calidad hídrica. La expresión del cálculo del álgebra de capas para el ICH_{fq} se muestra en [3].

$$ICH_{fq} = (ICH_t * W_t) + (ICH_{CE} * W_{CE}) + (ICH_{SDT} * W_{SDT}) + (ICH_{pH} * W_{pH}) [3]$$

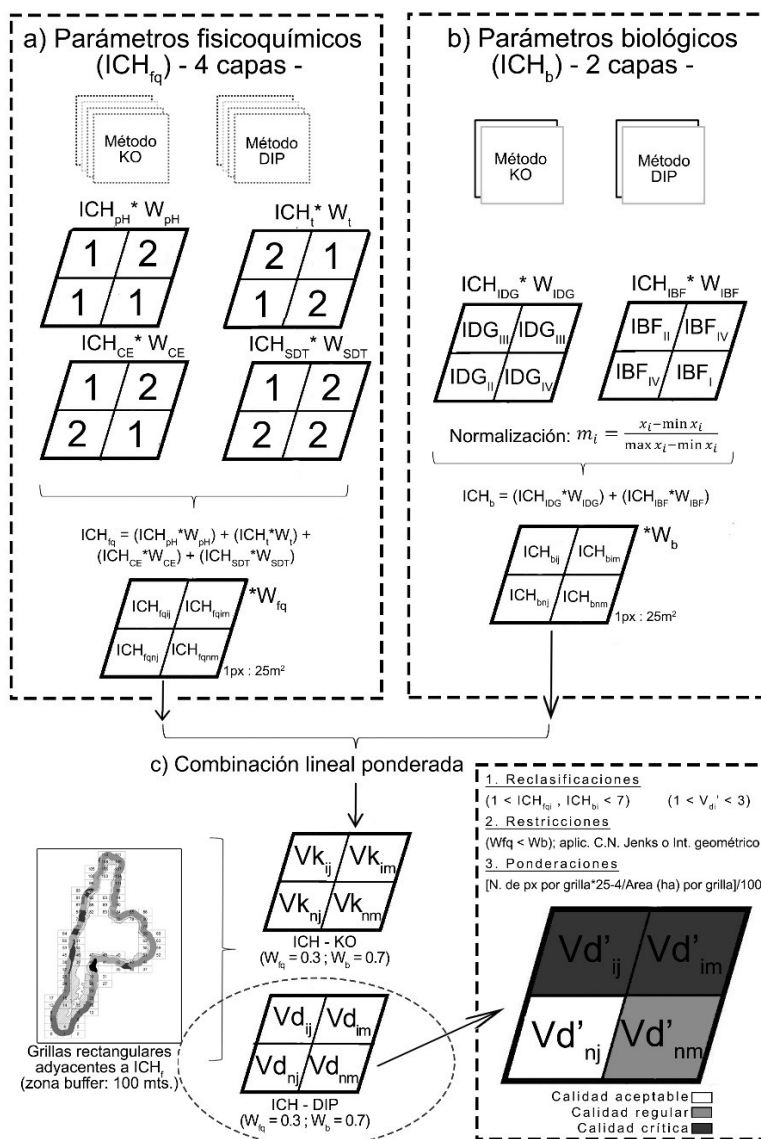


Figura 2. Esquema general de la Evaluación Multicriterio (EMC); (a) conformación ICH_{fq}, compuesto por sus cuatro capas temáticas (ICH_{pH}, ICH_I, ICH_{CE} e ICH_{SDT}), ponderaciones respectivas y combinación algebraica resultante de la capa final, (b) conformación ICH_b, compuesto por sus dos capas temáticas (ICH_{IDG} e ICH_{IBF}), ponderaciones y normalizaciones respectivas y combinación algebraica resultante de la capa final, (c) soluciones intermedias, ajuste estadístico con la capa ICH_{fq} y características restrictivas (ponderador de ICH_{fq} menor al de ICH_b, y aplicación de Cortes naturales de Jenks o Intervalos geométricos para crear cortes de los valores obtenidos. Fuente: Elaboración propia (2018)

Figure 2. General scheme of the Multicriteria Evaluation (EMC); (a) WQI_{phe} conformation, composed of its four thematic layers (WQI_{pH}, WQI_I, WQI_{CE} and WQI_{TDS}), respective weights and the resulting algebraic combination of the final layer, (b) WQI_b conformation, composed of its two thematic layers (WQI_{IDG} and WQI_{IBF}), respective weightings, normalizations and algebraic combination resulting from the final layer, (c) intermediate solutions, statistical adjustment with the WQI_{phe} layer and restrictive characteristics (weight of WQI_{phe} less than that of WQI_b, and application of natural cuts of Jenks or geometric intervals to create cuts of the obtained values. Source: Own elaboration (2018)

En cuanto a la conformación de la capa ICH_b , se cuenta con 2 subcapas con valores de tipo clasificado (de 5 rangos cada uno), las cuales se combinaron de manera lineal ponderada, las que incorporan el

grado de estimación de la calidad hídrica mediante presencia de las comunidades dulceacuícolas en estudio. La expresión del cálculo del algebra de capas para el ICH_b se describe en [4].

$$ICH_b = (ICH_{DG} * W_{DG}) + (ICH_{BF} * W_{BF}) [4]$$

Donde los W_i representan los ponderadores para cada subcapa. En este punto se señala que la obtención de estos ponderadores (y más adelante, para las capas resultantes), fue conseguida mediante una consulta a panel de expertos para fijar estos valores, tanto para las subcapas del ICH_{iq} como para del ICH_b . Esta consulta fue realizada a profesionales expertos en el ámbito de las ciencias limnológicas y geográficas. La segunda etapa es la combinación de las capas resultantes del ICH_{iq} e ICH_b , las cuales se reclasificaron a un lenguaje común para que pudieran ser ajustadas en una nueva combinación lineal ponderada mediante el método de normalización por reasignación (Gómez & Barredo, 2005), que está representada por la ecuación [5].

$$m_i = \frac{x_i - \min x_i}{\max x_i - \min x_i} [5]$$

Donde el conjunto de valores x_i es transformado al conjunto normalizado m_i , en un conjunto de datos que van de 0 a 1. Se tomó como supuesto que los nuevos ponderadores utilizados cumplieran la siguiente regla que se expresa en [6].

$$W_{fq} < W_b [6]$$

Para estos ponderadores es complejo establecer una variabilidad tipo, esto puede depender de las condiciones del humedal o del ecosistema dulceacuícola en el cual se requiera aplicar, siempre y cuando se cumpla con la primera regla de desigualdad; lo principal es acotar estos ponderadores a las proporciones más flexibles como los pares 10%-90%, 20%-80%, 30%-70% y 40%-60% para así efectuar un cálculo más simple y conciso de las capas resultantes, evitando exactitudes o restricciones que podrían demorar el procesamiento de datos.

Preparación de los datos para análisis comparativo.

Las capas resultantes de los parámetros físico-químicos y biológicos son dos: la que utilizó el método KO y la DIP. Para integrar el ICH_r , fue necesario agregar una máscara de grillas rectangulares numeradas tal como se expresa en la figura 2. Esta máscara posee propiedades tales que cada unidad funcional (grilla) abarca un área de 4,14 ha (148.7 m * 277.6 m), la cual debe cubrir completamente a la capa ICH_r , las unidades deben tener una disposición azarosa pero regular. Por último, deben tener un peso específico que es el área de la capa ICH_r que logran abarcar individualmente, mediado por un ponderador que justifica su significancia estadística.

Posteriormente, se creó una zona de amortiguamiento mixta de 100 m lineales cuya función radica en ser un indicador y un extrapolador geográfico de la calidad del agua en zonas donde el humedal no está. Esta zona buffer surge de la zona de borde establecida para el muestreo (ambas constituyen la llamada zona de interpolación), propiciando así que la forma rectangular de las grillas sea la idónea al presentar mayor distancia

perimetral, permitiendo contener en mayor grado esta zona.

Cada grilla abarca a algún tipo (código) de uso de suelo, lo cual conduce a una reclasificación de estas a valores enteros (V_{ICHfi}) desde “1” hasta “7” (que son el número de códigos identificados en terreno excluyendo al área del humedal) (ver tabla 2), a continuación, se debe obtener la ponderación (z-value) de cada grilla la cual se expresa con la fórmula [7].

$$z - value = \left(\frac{Num.celdas\ por\ grilla * 0,0025}{Area\ (ha)\ por\ grilla} \right) \div 100 [7]$$

Donde la constante 0.0025 nace del hecho de que cada celda o píxel de los ráster son en la realidad 25 m² (5 x 5) y debe transformarse a la unidad de hectárea, siendo así el z-value un ponderador adimensional. Este ponderador multiplica a los valores enteros

(V_{ICHfi}) de cada unidad, lo que lo convierte en un valor ponderado (V_{ICHfi}) que es un valor más real de la porción de territorio que abarca cada grilla. El anterior proceso se aplica a las capas resultantes provenientes de los métodos KO y DIP.

Tabla 2

Estadística descriptiva básica (media, desviación estándar (DE), mínimo, primer quintil, etc.), del total de Estaciones de muestreo evaluados para variables del análisis fisicoquímico y biológico en humedal laguna Torca. Fuente: Elaboración propia (2018)

Table

2

Basic descriptive statistics (mean, standard deviation, minimum, first quintile, median, third quintile and maximum), of the total sampling stations evaluated for physicochemical and biological analysis variables in Torca lagoon wetland. Source: Own elaboration (2018)

| Variable o índice | Media | DE | Mín. | Q1 | Mediana | Q3 | Máy. |
|-----------------------|-------|-------|------|-------|---------|-------|-------|
| pH | 8,13 | 0,836 | 7 | 7,4 | 7,9 | 9,2 | 9,5 |
| Temperatura sup. (°C) | 20,93 | 5,15 | 9,4 | 17,4 | 21,6 | 25,2 | 30,2 |
| CE (µS/Cm) | 3.584 | 1.601 | 880 | 2.963 | 3.465 | 3.620 | 9.630 |
| SDT (mg/L) | 1.751 | 787 | 432 | 1.447 | 1.685 | 1.749 | 4.722 |
| IDG | 3,35 | 0,40 | 2,73 | 3,09 | 3,29 | 3,50 | 4,43 |
| ChIBF | 5,46 | 1,49 | 2,63 | 4,42 | 5,48 | 6,86 | 8,00 |

En definitiva, cada grilla debe contener 3 valores, el del uso del suelo de mayor extensión (si existen 2 o más tipos de uso prevalece para la prueba el que posee mayor cantidad de píxeles en la grilla) y el de los valores de clase de calidad hídrica provenientes de las capas ICH-KO e ICH-DIP con la combinación de ponderaciones entre estos que se haya escogido para tal comparación.

Definición de clases de calidad hídrica.

Los datos de estas capas en comparación fueron sometidas a una prueba estadística para comprobar cuál de los dos métodos de interpolación se ajusta más a las características fisiográficas del humedal, mediante una prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas, con un nivel de confianza del 95%. La capa final que se ajuste mejor a la información cualitativa (ICH_r), será la representativa para definir las clases de calidad hídrica, en la que el conjunto de datos resultantes, de un puntaje mínimo a un máximo temático dado, puedan ser clasificados en tres clases establecidas de calidad hídrica de tipo aceptable, regular y crítica. Para dicho fin se sometieron los valores a los métodos de rupturas naturales de Jenks (Jenks & Caspall, 1971) y el esquema de clasificación de intervalos geométricos (De Smith, Goodchild, & Longley, 2007).

Resultados

Parámetros fisiográficos, fisicoquímicos y biológicos

Se evidencia que las longitudes de borde más extensas de los usos del suelo identificados adyacentes al humedal son el uso cultivo-pradera (34.0% de adyacencia a la zona de borde), plantación forestal (23.4% de adyacencia) y matorral (12%

de adyacencia). Estos se concentran en las zonas noreste, desperdigados en parches en la zona noroeste y en la zona sureste, respectivamente. Cultivo de pastoreo y terreno agrícola corresponden a un mismo puntaje por su carácter como uso agrícola. La tabla 2 presenta los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos y biológicos.

El potencial aporte de sedimentación al cuerpo de agua influenciaría la disolución de carbonatos, minimizando así el efecto de los sólidos suspendidos (1.751 mg/L), lo cual provocaría una media de pH alcalino en general (8,13). La conductividad eléctrica (3.584 μ S/Cm) es relativamente alta, considerando las intrusiones intermitentes de agua marina a través del estero Llico. Dichas características, además de la estratificación térmica en la laguna y la variabilidad estacional del nivel del agua, influyen en las comunidades colonizadoras de sustrato y que por su permanencia en ésta le da sentido a la aplicación de índices bióticos de calidad hídrica. Como breve atisbo de las comunidades bióticas identificadas para cálculo de los índices, el componente autótrofo revela una dominancia de diatomeas (55,6% del total) en contraste a los otros filos (Cyanophyta 13,89%, Chlorophyta 22,23% y Charophytas 8,34%), lo cual es un indicativo importante que justifica la aplicación del IDG.

Los tres géneros en donde más abundancia de individuos del género se registraron fueron *Synedra* (63,78% del total), *Achnantes* (8,22%) y *Navicula* (5,53%), esto evidencia que la mayoría de los taxa identificados (36) son ínfimos en comparación con la alta dominancia de individuos del género *Synedra*. En cuanto a macroinvertebrados bentónicos, las abundancias de individuos más altas corresponden a las familias Chironomidae (25,72%), Hyallellidae (20,70%) e Hydrobiidae (13,17%), se

revela una homogeneidad un poco más marcada en cuanto al número total de familias identificadas (17), siendo pocos los grupos que tienen baja abundancia. Los registros mencionados se contabilizaron en base a las muestras mixtas provenientes de hábitats del fitobentos y sedimentos.

Diseño del modelo para procedimiento estándar de monitoreo

La consulta a panel de expertos revela que la información de cada capa, sin importar el análisis del cual provenían, se valoró mediante un porcentaje de importancia que en el EMC se expresa como un ponderador específico (W_i), los cuales se aprecian en la tabla 3. Toman importancia

los parámetros conductividad eléctrica (60% de capa ICH_{tq}) e IBF (60% de capa ICH_b). Lo anterior se justifica porque la salinidad puede ser estimada mediante la conductividad eléctrica, al ser un humedal con influencia costera, esta variable cobra una importancia sobresaliente como limitante de procesos que conciernen al desarrollo de vida y tolerancia de la biota estudiada, dado un proceso temporal de adaptación. Asimismo, la poca experiencia y dificultad en la taxonomía de las diatomeas y por contraparte, la cantidad de trabajos de alta confiabilidad en Chile sobre macroinvertebrados (Toro et al., 2003), hace suponer que esta última comunidad posee un mayor grado de trascendencia en la estimación de la calidad hídrica.

Tabla 3

ICH o Índices de Calidad Hídrica (capas temáticas del análisis de EMC), provenientes de los parámetros monitoreados en las estaciones de muestreo, con sus respectivos porcentajes de importancia. (Número de pixeles suman en total 3737). Fuente: Elaboración propia (2018).

Table 3

WQI or Water Quality Index (thematic layers of the MCE analysis), from the parameters monitored in the sampling stations, with their respective percentages of importance. (Number of total pixels 3737). Source: Own elaboration (2018).

| Capa temática | ICHPH | ICHCE | ICHt | ICHSDT | ICHIDG | ICHIBF |
|---|----------------------|--------------------|----------------------|---------------------|--------|--------|
| Porcentaje de importancia | 20% | 60% | 10% | 10% | 40% | 60% |
| Ponderador W_i^* | 0,2 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,6 |
| Núm. de pixeles con valores nominales 1 y 2 (KO) | 1 = 3.099 2 = 674 | 1 = 0 2 = 3.773 | 1 = 3.001 2 = 772 | 1 = 16 2 = 3.757 | - | - |
| Núm. de pixeles con valores nominales 1 y 2 (DIP) | 1 = 3.371 2 = 402 | 1 = 0 2 = 3.773 | 1 = 3.189 2 = 584 | 1 = 4 2 = 3.769 | - | - |

*:Ponderadores correspondientes a los parámetros del EMC, los que deben sumar 1 en cada una de capas temáticas estudiadas: pH, CE=Conductividad eléctrica, T=Temperatura superficial del agua y SDT=Solidos disueltos totales, IDG=Índice diatómico general y IBF=Índice Biótico de Familias.

Para el parámetro temperatura superficial, el valor natural (°C) es el promedio de las muestras (reales e interpoladas), las cuales son distintas para cada método aplicado (ICH_i-KO: 20,25 e ICH_i-DIP: 20,89), a estos valores se les debe sumar 3°C para la referencia de corte según la NCh 1.333. En la zona de interpolación, el total de pixeles recabados por las interpolaciones fue de N=3.773, para las 6 capas iniciales. El ICH_{iq}, consta de valores nominales, los cuales son valores aceptables según la NCh 1.333” (ICH_{iq}=1) y valores no aceptables según la NCh 1.333 (ICH_{iq}=2), y cada uno de sus cuatro parámetros constan de

ponderaciones distintas. Las escalas ICH_b se muestran en la figura 3, para la interpolación de IDG, en ambos métodos, se determinó una distribución en la cual los valores de pixel oscilan entre los límites 2,6 a 4,0; se observa que no presentan una distribución normal (prueba de Anderson-Darling: A-cuadrado=17,77 y 50,75 para KO-IDG y DIP-IDG, respectivamente, P-value < 0,005). En cuanto a la interpolación ChIBF, los valores límite oscilan entre 2,8 a 7,8 y al igual que para el IDG, no se presenta una distribución normal (A-cuadrado= 61,91 y 40,75 para KO-IBF y DIP-IBF, respectivamente, P-value < 0,005).

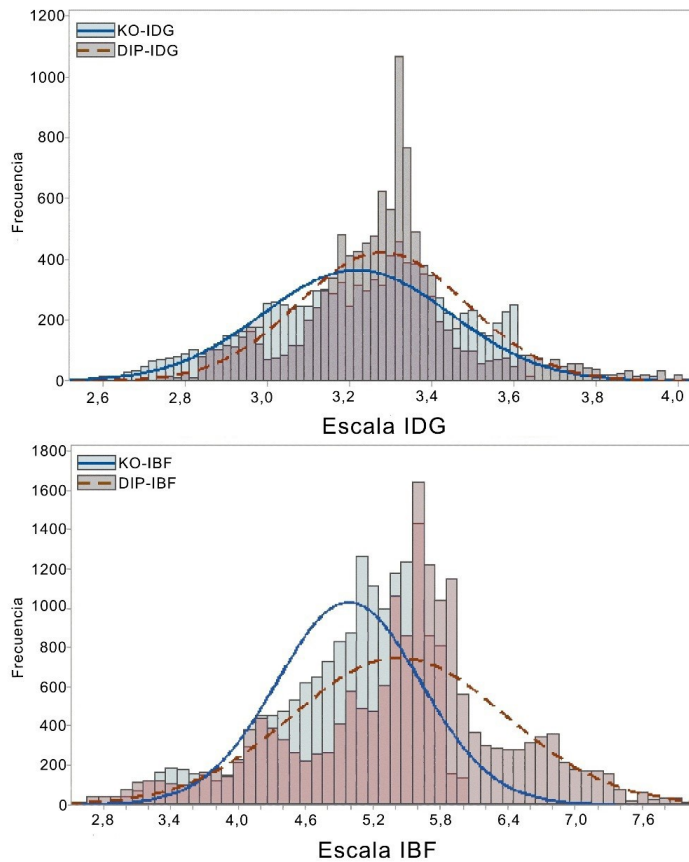


Figura 3. Distribución de los valores de pixel para las capas ICHIDG (arriba) e ICHIBF (abajo), para los métodos de interpolación aplicados (KO y DIP), antes de la normalización y ponderación para la conformación de la capa ICHb. Fuente: Elaboración propia (2018)

Figure 3. Distribution of the pixel values for the WQIGDI (top) and WQIFBI (bottom) layers, for the applied interpolation methods (OK and IDW), before normalization and weighting for the conformation of the WQIb layer. Source: Own elaboration (2018)

El resultado de las normalizaciones para creación de ICH_{fq} e ICH_b , establece que el álgebra de capas de los parámetros fisicoquímicos se compone de valores agrupados en cuatro clases de puntajes 1.1, 1.2, 1.3 y 1.4, tanto para la capa del método KO como del DIP. En cuanto a los parámetros biológicos, se normalizó según ecuación [5], dando intervalos entre 0 a 1 en el que los valores numéricos más bajos representan el resultado de una condición hídrica aceptable, según la reclasificación establecida. Para ICH_{fq} , las ponderaciones arrojan valores entre 1.1 a 1.4 para KO y 1.0 a 1.4 para DIP, siendo los valores más cercanos a 1 los correspondientes a calidad hídrica aceptable ya que los ponderadores al multiplicarse a 1 tienden a no aumentar considerablemente.

En la capa ICH_b , que consta de intervalos de 0 a 1, ocurre una sistemática similar debido a la normalización aplicada. Los valores cercanos a 1, al ser proclives a pertenecer a una condición hídrica aceptable, se originan de las clases de valores numéricos más altos para IDG y de las clases compuestas por valores numéricos más bajos en el caso del IBF.

En las primeras clases del ICH_b -KO e ICH_b -DIP, por ejemplo, el primer intervalo normalizado corresponde al asociado a los valores del IDG interpolados (1-0,75 y 1-0,5 provenientes de KO y DIP, respectivamente), mientras que para ChIBF es el segundo (0-0,5 y 0-0,35, de KO y DIP, respectivamente). Las ponderaciones de las capas intermedias, las que tienen que cumplir con la regla $W_{fq} < W_b$, se formaron en base a cuatro combinaciones: ($W_{fq}=0,1$; $W_b=0,9$), ($W_{fq}=0,2$; $W_b=0,8$), ($W_{fq}=0,3$; $W_b=0,7$) y ($W_{fq}=0,4$; $W_b=0,6$). De estas combinaciones descritas, se eligió la combinación 30% y 70% para las operaciones realizadas en el presente

estudio. Por lo tanto, la combinación lineal ponderada final se resume en que cada capa (fisicoquímica y biológica) de ambos métodos, fue combinada dando origen a ICH -KO y ICH -DIP, los cuales poseen intervalos de valores distintos que fueron utilizados para realizar la comparación con ICH_f para ajuste estadístico del modelo.

Ajuste del método de interpolación

Esta comparación se efectuó para los dos métodos de interpolación utilizados con las capas que poseen la combinación de ponderadores $W_{fq}=0,3$ y $W_b=0,7$. La aplicación del método KO presentó un menor ajuste con los datos de usos del suelo, que los datos de calidad hídrica provenientes del método DIP. Por medio de la prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas.

Los datos de calidad hídrica de la capa ICH -DIP 30-70, el estadístico $t(2,54)$ sobrepasa el límite de la región crítica (1,98), a su vez la capa ICH -KO 30-70 no lo sobrepasa ya que su estadístico $t(1,67)$ es menor que el valor crítico de la prueba. Las grillas rectangulares se redujeron a 91 debido a que en estas existía presencia de las 3 capas o por el hecho de que el número de píxeles fue insignificante en ICH_f como para realizar comparación con las capas de calidad hídrica ($<0,1$ ha).

La clase hídrica 1 fue la más frecuente en ambas capas para ese tipo de clasificación, por lo que también fue frecuente el número de grillas rectangulares a las que estas áreas pertenecían. Los usos del suelo más frecuentes corresponden a cultivos de pastoreo y tierras agrícolas (1) en clase hídrica 1 y 2, esto se debe a la enorme extensión de este uso concentrado en el costado este del humedal. En tanto que en la clase hídrica 3 el uso del suelo más frecuente corresponde a matorral (4), el cual

se concentra en la zona sur del humedal. Finalmente, en la figura 4 se muestra la capa de calidad hídrica que mejor se ajustó a los

parámetros fisiográficos, la proveniente del método DIP, compuesta de 3 clases diferenciadas mediante cortes naturales de

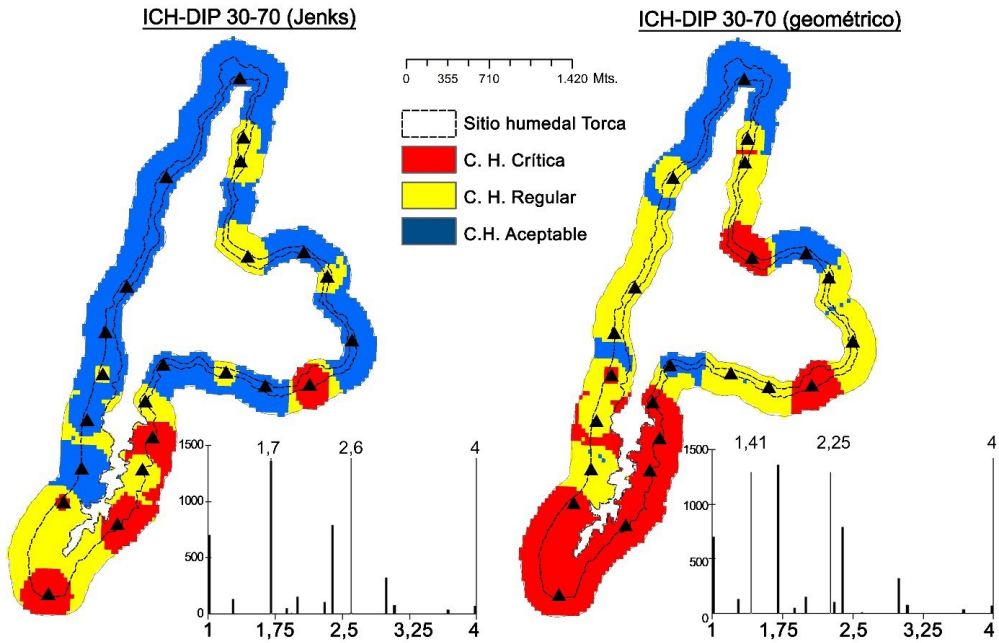


Figura 4. Mapa final producto del procedimiento estándar de monitoreo, específicamente de la capa ICH-DIP 30-70. Las clases de calidad hídrica fueron calculadas mediante modos de clasificación distintos, los cuales corresponden a cortes naturales de Jenks (izquierda) e intervalos geométricos (derecha). Fuente: Elaboración propia (2018)

Figure 4. Final map of the standard monitoring procedure, specifically of the WQI-IDW layer 30-70. The water quality classes were calculated by different means, which correspond to natural cuts of Jenks (left) and geometric intervals (right). Source: Own elaboration (2018)

Jenks e intervalos geométricos.

Los valores clasificados de esta capa aparecen en la figura 5 (más la de la capa ICH-KO). Los valores de corte en la clasificación de Jenks fueron 1.7 y 2.8 más el valor máximo, el porcentaje de área de calidad hídrica aceptable es de un 57.83%, de calidad hídrica regular un 28.94% y de calidad hídrica crítica un 13.22%. En tanto que, para la clasificación del intervalo geométrico, los valores de corte corresponden a 1,41 y 2,25 más el valor máximo, siendo el porcentaje de área de

calidad hídrica aceptable de un 21,95%, de calidad regular un 41,13% y crítica un 36,92%.

Es evidente la igualdad de clases en algunas áreas con gran extensión, como por ejemplo el costado oeste de la laguna o la parte sur donde hay variación del área correspondiente a la clase crítica, correspondiente a los valores más altos. Esta variación o permanencia de clases de calidad entre intervalos clasificados se debe a la distribución asimétrica positiva y bimodal de los datos para la capa ICH-

DIP, donde se diferencian dos conjuntos de valores: entre los percentiles 25 y 75 y por sobre el percentil 90 (<3,5 de valor de calidad hídrica), los cuales fueron

situados de diferente forma en la clase de calidad hídrica crítica al estar los límites en diferentes valores por la clasificación de cortes naturales de Jenks como para el de

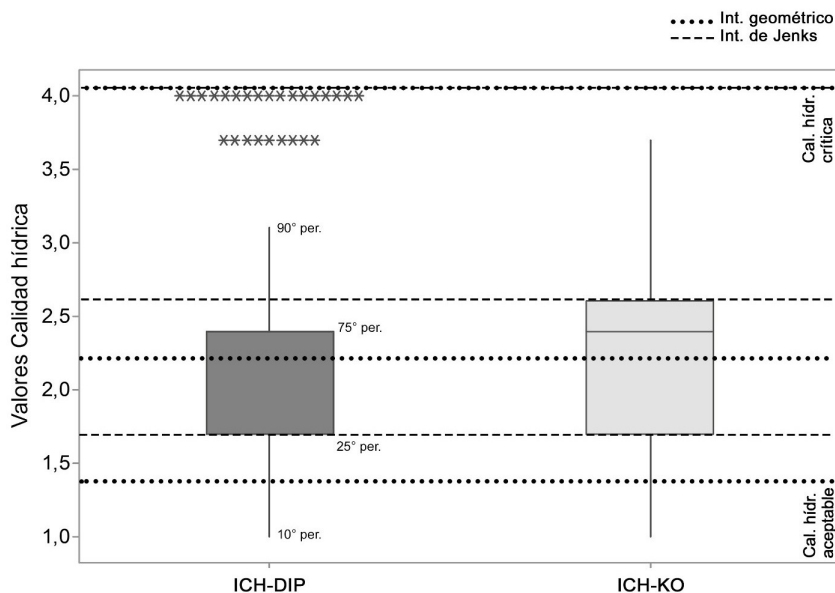


Figura 5. Gráfico de caja (Box plot) de datos en capas ICH-DIP e ICH-KO de valores de calidad hídrica para el humedal laguna Torca, clasificados en base a clases de calidad hídrica por medio de dos tipos de corte de valores: cortes naturales de Jenks (línea segmentada) e intervalos geométricos (línea de puntos). Se observa que este último tipo de clasificación acota más a la clase de calidad hídrica crítica que los cortes naturales de Jenks (límite bajo el percentil 25), a su vez que otorga más datos a la clase de calidad aceptable al situar el corte bajo el percentil 75. Fuente: Elaboración propia (2018)

Figure 5. Box plot of data distribution in WQI-IDW and WQI-OK layers of water quality values in lagoon Torca wetland. Two types of breaks procedures of values for the water quality classification have been applied: Jenks’s naturals break (segmented line) and geometrical intervals (open circles). This last type of classification limits the critical water quality class more than the Jenks’s naturals break (below the 25th percentile), which in turn gives more data to the acceptable quality class by placing the break below the 75th percentile. Source: Own elaboration (2018)

intervalos geométricos.

Conclusiones

La capa final ICH-DIP posee una distribución asimétrica positiva (mayoría de los datos son valores pequeños, los que tienden a corresponder con clases de calidad hídrica aceptable). Una explicación

de esta directriz es que los parámetros de clasificación de los aspectos cuantitativos del estudio (NCh 1.333 e índices bióticos de calidad hídrica), poseen un comportamiento permisivo hacia condiciones aceptables con respecto a las variables que clasifican. Este sesgo ocurre ya que en parte estas tipificaciones no son las más precisas para estudios de este tipo, lo cual deja ver una

deficiencia en la legislación e investigación ligada a la caracterización de ecosistemas acuáticos continentales, que en general no han sido objeto de aplicaciones de sistemas de evaluación o protocolos de acción formales de carácter nacional como en otros países pertenecientes a la OCDE, por ejemplo.

En el caso específico de aplicación del modelo para el humedal laguna Torca, los resultados obtenidos advierten de una calidad relativamente aceptable, tomando en cuenta una situación de impacto agrícola de baja envergadura en la totalidad de la zona de borde. Se evidencia una zona sur con mayor alteración dado que allí se concentraron los más altos registros de sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica. No se hallaron diferencias marcadas entre usos del suelo de índole natural con los de tipo modificado, esto se debe a que el sistema paisaje en general ya ha sido modificado desde hace más de cinco décadas.

Las plantaciones forestales y cultivos agrícolas surgen debido a un trabajo de formación del suelo ante el avance de dunas que asolaban a la laguna desde el oeste, suceso paulatino que concluyó con el establecimiento de la Reserva Nacional Laguna Torca en 1985.

Es complejo determinar si hay un proceso de adaptación de los suelos del territorio con las condiciones del humedal, lo que sí es claro es la capacidad de refugio biótico que este posee, que pese a tener usos del suelo no acordes con un desarrollo natural a mayor escala temporal, la alta diversidad que acoge fue comprobable mediante las comunidades acuáticas analizadas para el modelo.

La relación funcional entre los componentes considerados para el estudio

es unir dos ecosistemas distintos, lo cual permite que las variables fisicoquímicas más básicas puedan representar las variaciones que influyen en la presencia de ciertas comunidades del ecotono. El aspecto biológico destaca por cuanto la determinación de calidad hídrica está basada en la prioridad de la vida acuática por sobre cualquier otra propiedad del humedal, además de una denominación desde el punto de vista de la ecología y la biodiversidad. Por cierto, que sea un ecotono lacustre es también un rasgo fundamental para aplicar los métodos de interpolación por la casi nula movilidad del agua, por lo que debiera modificarse este tipo de procedimiento estándar para cuerpos de agua lóticos y estaciones del año específicas. Como prototipo, se utilizó el marco práctico más elemental posible, en cuanto a los parámetros escogidos.

La utilización de más variables fisicoquímicas es recomendable para mayor confiabilidad del diseño de monitoreo, siempre y cuando tengan una variabilidad predecible tanto estacional como espacial, además de verificar la ausencia de eventos de contaminación puntuales, lo que generaría que variables de elementos inorgánicos o metales pesados tomen mayor preponderancia que los tradicionales. Las variables fisicoquímicas escogidas poseen la característica de que evidencian múltiples estados simultáneamente, en cuanto a la conjunción de otras variables que influyen el desarrollo de vida acuática. Ahora bien, los parámetros biológicos escogidos son los más aproximados de utilizar en este tipo de ecosistemas, aunque no correspondan específicamente a estos, por lo tanto, cabe señalar que es posible encontrar un primer acercamiento de aplicación considerándose ciertos resguardos para este caso de estudio. Es necesario que se realicen modificaciones o

criterios extra que debieran investigarse en otros estudios.

Se demuestra en este análisis alterable (datos puntuales a tipo área), que no existe una clara relación causa-efecto entre usos del suelo y calidad hídrica a priori (calidad hídrica define las zonas del territorio más afectadas). En el desarrollo del análisis la consideración de puntos representativos de muestreo con distintos usos de suelo se tornó cada vez más difusa puesto que la característica notable de transformación del orden dimensional de los datos que componen la calidad hídrica efectuaría a su vez una transformación de las variables con las que podrían potencialmente relacionarse.

Agradecimientos

Proyecto financiado por convenio CONAF-Universidad de Chile de Fondo de Humedales para el Futuro (FHF)-Convención Ramsar: “Fortalecimiento de capacidades institucionales en torno al monitoreo de humedales al interior del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado” (WFF/11/CL/2).

Referencias

Allan, J. & Castillo, M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. The Netherlands: Springer. ISBN: 978-1-4020-5582-9 (PB)

Álvarez-Cobelas, M., Rojo, C., & Angeler, D.G. (2005). Mediterranean limnology: status, gaps and the future. *Journal of Limnology*, 64(1), 13-29. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2005.13>

Banerjee, S., Carlin, B.P. & Gelfand, A.E. (2014). *Hierarchical modeling and analysis for spatial data*. Chapman and Hall/CRC. ISBN 9781439819173

Bohonak, A. & Jenkins, D. (2003).

Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*, 6(8), 783-796. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00486.x>

Bonada, N., & Resh, V. H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, 719(1), 1-29. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1634-2>

Brönmark, C. & Hansson, L. (2005). *The biology of lakes and ponds*. OUP Oxford. ISBN-10: 0198516134

Burnett, C. & Blaschke, T. (2003). A multi-scale segmentation/object relationship modeling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling*, 168(3), 233-249. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(03\)00139-x](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(03)00139-x)

Castillo, M. (2012). The identification and assessment of areas at risk of forest fire using fuzzy methodology. *Applied Geography*, 35(1-2), 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.07.001>

Corporación Nacional Forestal (CONAF). Ministerio de Agricultura. República de Chile (1990). *Plan de manejo de la Reserva Nacional Laguna Torca*. (CONAF Documento de trabajo N° 133). Recuperado de http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1382468453RNLagunaTorca.pdf

CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile. (1999). *Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile*. (Informe nacional con variables ambientales). Santiago, Chile. Recuperado de http://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/123456789/10656/CONAF_BD_21.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Coste, M. & Ayphassorho, H. (1991). *Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques: application des indices diatomiques*. Rapport Cemagref. Bordeaux-Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.
- De Smith, M.J., Goodchild, M.F., & Longley, P.A. (2007). *Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles, techniques and software tools*. Troubador Publishing Ltd. ISBN-10: 1905886608
- Dixon, W. & Chiswell, B. (1996). Review of aquatic monitoring program design. *Water Research*, 30(9): 1935-1948. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00087-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00087-5)
- Donoso, T. (1974). Observaciones preliminares sobre la vegetación de las dunas en Llico (34°46'S; 72°05'W) Provincia de Curicó. *Noticiero Mensual del Museo Nacional de Historia Natural*, 18(212-213), 11-14.
- Dzeroski, S., Demsar, D., & Grbovic, J. (2000). Predicting chemical parameters of river water quality from bioindicator data. *Applied Intelligence*, 13(1), 7-17. <https://doi.org/10.1023/A:1008323212047>
- EULA (Centro de ciencias ambientales). (2016). *Diagnóstico y caracterización del estado trófico del lago Vichuquén*. (Informe final). Universidad de Concepción, Chile.
- Fariña, J. & Camaño, A. (2012). *Humedales costeros de Chile: Aportes científicos a su gestión sustentable*. Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile. eISBN: 978-956-14-1586-7
- Fernández Alés, R., Martín, A., Ortega, F. & Alés, E. (1992). Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7(1), 3-18. <https://doi.org/10.1007/BF02573953>
- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the total environment*, 609, 724-734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Figuroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76, 275-285. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200012>
- Figuroa, R., Suarez, M., Andreu, A., Ruiz, V., & Vidal-Abarca, M. (2009). Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana*, 73(1), 76-94. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382009000100011>
- Figuroa, R. (2014). *Indicadores biológicos de calidad de agua y su aplicación en Chile*. Trabajo presentado en el XI Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile y Sociedad Chilena de Limnología. Santiago, Chile.
- Gallego-Fernández, J., García-Mora, M. & García-Novo, F. (1999). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in mediterranean landscapes. *Environmental conservation*, 26(3), 190-199. <https://doi.org/10.1017/s0376892999000272>
- Gomez, M. & Barredo, J. (2005). *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Segunda edición. Madrid: Ra-Ma S.A. ISBN: 9788478976737
- Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. (2007). *Methods in stream ecology*. Academic Press. ISBN: 978-0-12-332908-0
- Hurlbert, S. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211. <https://doi.org/10.2307/1942661>

- Instituto Nacional de Normalización (INN). (1978). *Norma chilena 1.333: Requisitos de calidad del agua para diferentes usos*.
- Jenks, G.F., & Caspall, F.C. (1971). Error on choroplethic maps: definition, measurement, reduction. *Annals of the association of american geographers*, 61(2), 217-244. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1971.tb00779.x>
- Joerin, F., Thériault, M., & Musy, A. (2001). Using GIS and outranking multicriteria analysis for land-use suitability assessment. *International journal geographical information science*, 15(2): 153-174. <https://doi.org/10.1080/13658810051030487>
- Kelly, M.G., King, L., Jones, R.I., Barker, P.A. & Jamieson, B.J. (2008). Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia*, 610(1), 125-129. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9427-8>
- Kuleli, T., Guneroglu, A., Karšli, F., & Dihkan, M. (2011). Automatic detection of shoreline change on coastal Ramsar wetlands of Turkey. *Ocean Engineering*, 38(10), 1.141-1.149. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2011.05.006>
- Lampert, W. & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. 2nd ed. Oxford University Press. ISBN 10: 0199213925
- Longley, P.A., Goodchild, M., Maguire, D., & Rhind, D. (2001). *Geographical information systems and science*. Chichester: John Wiley & Sons Inc. ISBN: 0470721448
- Lu, G. & Wong, D. (2008). An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. *Computers & Geosciences*, 34(9), 1.044-1.055. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.07.010>
- Łukaszyk, S. (2004). A new concept of probability metric and its applications in approximation of scattered data sets. *Computational mechanics*, 33(4), 299-304. <https://doi.org/10.1007/s00466-003-0532-2>
- Matheron, G. (1963). Principles of geostatistics. *Economic geology*, 58(8), 1.246-1.266. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.58.8.1246>
- Michels, E., Cottenie, K., Neys, L., De Gelas, K., Coppin, P., & De Meester, L. (2001). Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Molecular ecology*, 10(8), 1.929-1.938. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.2001.01340.x>
- Moya, J. (1981). *Plan de manejo para el Santuario de la Naturaleza de la Laguna Torca y de su subcuenca* (Tesis para optar al título de Ingeniero forestal). Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Oliver, M.A. & Webster, R. (1990). Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. *International journal of geographic information systems*, 4(3), 313-332. <https://doi.org/10.1080/02693799008941549>
- Odum, E. P. (2006). *Ecology, the link between the natural and the social sciences*. Oxford and IBH Publishing. ISBN: 0030047714
- Papastergiadou, E. S., Retalis, A., Kalliris, P., & Georgiadis, T. (2007). Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. *Hydrobiologia*, 584(1), 361-372. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0606-9>
- Polis, G.A, Sears A.L., Huxel, G.R., Strong, D.R., & Maron, J. (2000). When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in ecology & evolution*, 15(11), 473-475. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)01971-6](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01971-6)
- Ramírez, C., San Martín, C., & Rubilar, H. (2002). Una propuesta para la clasificación de los humedales chilenos. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 33, 265-273.

- Schindler, D., Carpenter, S., Cole, J., Kitchell, J. & Pace, M. (1997). Influence of food web structure on carbon exchange between lakes and the atmosphere. *Science*, 277(5323), 248-251. <https://doi.org/10.1126/science.277.5323.248>
- Smith, R., Schwarz, G., & Alexander, R. (1997). Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water resources research*, 33(12), 2781-2798. <https://doi.org/10.1029/97WR02171>
- Toro, J., Schuster, J., Kurosawa, J., Araya, E., & Contreras, M. (2003). *Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores río Maipo*. Trabajo presentado en el XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica Santiago, Chile. <http://www.sochid.cl/publicaciones-sochid/congresos-chilenos/congreso-xvi/congreso-xvi-trabajo-04/>
- Weber, D. & Englund, E. (1994). Evaluation and comparison of spatial interpolators II. *Mathematical geology*, 26(5), 589-603. <https://doi.org/10.1007/BF02089243>
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (2000). *Limnological Analyses*. Third edition. New York, NY: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>
- White, D. & Fennessy, S. (2005). Modeling the suitability of wetland restoration potential at the watershed scale. *Ecological engineering*, 24(4), 359-377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.012>
- Wu, J. & David, J.L. (2002). A spatially explicit hierarchical approach to modelling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological modelling*, 153(1-2), 7-26. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(01\)00499-9](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(01)00499-9)
- Xu, F.L., Tao, S., Dawson, R.W., & Li, G.B. (2001). A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological modelling*, 144(2-3), 231-244. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(01\)00374-x](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(01)00374-x)
- Young, R.G., Matthaei, C.D., & Townsend, C.R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American benthological society*, 27(3), 605-625. <https://doi.org/10.1899/07-121.1>
- Yue, T., Jorgensen, S.E., & Larocque, G.R. (2011). Progress in global ecological modelling. *Ecological modelling*, 222(14), 2.172-2.177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.008>
- Zamorano, C.; de la Maza, M, & López, M. (Eds.) (2016). *Manual para el establecimiento de programas de monitoreo en humedales insertos en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado de Chile*. Santiago, Chile: CONAF - Universidad de Chile. ISBN 978-956-7669-55-4
- Zelinka, M. & Marvan, P. (1961). Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57, 389-407.