

# Variaciones espacio-temporales y modelaje de la concentración de oxígeno disuelto en el lago de Chapala, México

• Celia de-la-Mora-Orozco • José Germán Flores-Garnica\* •  
• Hugo Ernesto Flores-López •

*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias,  
Tepatlán de Morelos, México*

\*Autor para correspondencia

• Héctor Osbaldo Rubio-Arias •

*Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México*

• Álvaro Agustín Chávez-Durán • Jesús Manuel Ochoa-Rivero •

*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias,  
Tepatlán de Morelos, México*

• Javier García-Velasco •

*Universidad de Guadalajara, Zapopan, México*

DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-03

## Resumen

De la Mora-Orozco, C., Flores-Garnica, J. G., Flores-López, H. E., Rubio-Arias, H. O., Chávez-Durán, A. A., Ochoa-Rivero, J. M., & García-Velasco, J. (enero-febrero, 2018). Variaciones espacio-temporales y modelaje de la concentración de oxígeno disuelto en el lago de Chapala, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(1), 39-52, DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-03.

La disminución del oxígeno disuelto (OD) en ecosistemas acuáticos alrededor del mundo ha afectado su calidad. El objetivo fue estimar la variación espacio-temporal del OD en el agua del lago de Chapala, México. Fueron seleccionados 16 sitios ( $n = 16$ ) y en cada uno se cuantificó la concentración de OD *in situ* a cinco profundidades; en la superficie, y a 1, 2, 3 y 4 m. Las fechas de cuantificación fueron en septiembre, octubre, diciembre, febrero y junio (1996-1997). La información se analizó con la técnica geoestadística de Kriging ordinario, cuyo primer resultado son los variogramas. Los resultados indicaron que en diciembre, febrero y junio, los niveles de OD fueron superiores a 5 mg l<sup>-1</sup>; mientras que en octubre, en la parte sureste del lago, se observaron concentraciones inferiores a 3 mg l<sup>-1</sup>. Los resultados mostraron que fue posible modelar la variación espacio-temporal de OD tanto a lo largo del lago de Chapala como a diferentes profundidades. Sin embargo, se observó que en algunos casos los variogramas presentaron una tendencia espacial a nivel global, por lo que, en futuros trabajos, se sugiere modelar con base en Kriging universal o utilizando otros modelos de interpolación.

**Palabras clave:** interpolación, Kriging ordinario, contaminación, geoestadística, estimación estocástica.

## Abstract

De la Mora-Orozco, C., Flores-Garnica, J. G., Flores-López, H. E., Rubio-Arias, H. O., Chávez-Durán, A. A., Ochoa-Rivero, J. M., & García-Velasco, J. (January-February, 2018). Spatial and temporal variations and modelling of dissolved oxygen concentration in Chapala Lake, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 9(1), 39-52, DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-03.

In various parts of the world, the decrease in dissolved oxygen (DO) in the lakes has affected negatively their quality. In Mexico, the Chapala Lake is the most important water body, since it has a transcendental role in the productive development of the region. Nevertheless, is also one of the most polluted bodies of water, therefore, the monitoring of the water quality is an important issue for its management. However, time and cost, involved in a constant sampling, are some of the main limitations for such monitoring. Therefore, we used alternative methodologies based on geostatistical approaches. In this way, we studied the OD spatial-temporal continuity of OD, through interpolations defined with ordinary kriging. The results showed that it was possible to model the variation spatial-temporal of OD concentrations, both along the Lake of Chapala, as at different depths. However, in some cases, the variograms presented a spatial trend at a global level. Therefore, in future work, we suggest to modeling OD based on universal kriging.

**Keywords:** Interpolation, ordinary kriging, contamination, geostatistics, stochastic estimation.

Recibido: 19/01/2017  
Aceptado: 17/07/2017

## Introducción

El oxígeno disuelto (OD) es uno de los parámetros más importantes en la estimación de la calidad del agua en un ecosistema y representa un factor determinante para la biodiversidad. La determinación del OD se utiliza como un indicador para conocer el estado de salud de un ecosistema acuático (USGS, 2013; Zhang *et al.*, 2015; Null, Mouzon, & Elmore, 2017). El agua debe contener una concentración mínima de 3.0 mg l<sup>-1</sup> para la sobrevivencia de la biota (Iriondo & Mota, 2004), pero un nivel de 8.0 mg l<sup>-1</sup> representa un agua sobresaturada. De hecho, concentraciones constantes mayores de 5.0 mg l<sup>-1</sup> pueden poner en riesgo la salud del ecosistema (Rizo & Andreo, 2016). Sin embargo, algunos procesos físicos, biológicos y químicos pueden alterar la concentración de OD en un ecosistema acuático (Nakova, Linnebank, Bredeweg, Salles, & Uzunov, 2009; Heddam, 2014). Los factores antrópicos modifican estos procesos al introducir desechos orgánicos (Lai & Lam, 2008; Wu, Wen, Zhou, & Wu, 2014). Uno de los efectos negativos de la presencia de desechos orgánicos es el crecimiento excesivo de algas (De la Mora, Flores, Ruíz, & García, 2004). En diversas partes del mundo se ha observado el crecimiento de algas que bajo ciertas condiciones generadas por el impacto de la actividad antrópica (descarga excesiva de nutrientes) pueden proliferar cianobacterias que poseen cepas tóxicas para algunos organismos, como los mamíferos (Zhai, Yang, & Hu, 2009). La presencia de materia orgánica en agua disminuye de manera importante la concentración de oxígeno, ya que requiere del mismo para su degradación. Como consecuencia, se puede provocar la muerte de microorganismos (Yuan & Pollard, 2015), además de ocasionar alteraciones importantes en la estructura de las comunidades acuáticas y su distribución (Wetzel, 2001; De Jonge, Elliott, & Orive, 2002; Singaraja *et al.*, 2011). Por estos antecedentes, el OD se ha identificado como la primera causa o razón más común de la degradación de la calidad del agua. Tan sólo en los Estados Unidos de Norteamérica

la disminución del OD ha afectado de manera negativa la calidad de 1.4 millones de acres en lagos (Yuan & Pollard, 2015).

En México, el lago de Chapala es el más grande y es calificado como uno de los cuerpos de agua más importantes, con una superficie de 1 161 km<sup>2</sup>, capacidad máxima de 9 686 Mm<sup>3</sup>, dimensiones de 70 km de largo y 15 km de ancho. Es un lago tropical, somero y turbio; la profundidad promedio durante 1934 y 2003 fue de 4.86 m (Hansen & Van Afferden, 2004a). Este reservorio acuático forma parte de la cuenca hidrológica Lerma-Chapala y tiene un papel trascendental en el desarrollo productivo de la región (Mestre, 2011). Este lago es la principal fuente de abastecimiento de agua potable para cerca de 1.6 millones de habitantes de la ciudad de Guadalajara, en el estado de Jalisco (Hansen & Van Afferden, 2004a). A pesar de ser el vaso receptor de los escurrimientos de la cuenca, los aportes hídricos se han reducido de manera importante en las últimas décadas y, por otra parte, la demanda de agua se ha incrementado (Hansen & Van Afferden, 2004b). En la cuenca del Lerma, los principales contaminantes provienen de la industria farmacéutica, de alimentos y destilerías, entre otras. Además, se estima que las descargas de los municipios establecidos a lo largo del Lerma-Chapala generan un aproximado de 130 500 t año<sup>-1</sup> de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y alrededor de 424 260 t año<sup>-1</sup> de demanda química de oxígeno (DQO). Es importante mencionar que un gran porcentaje de estas descargas llega al lago sin previo tratamiento, lo cual ha intensificado los problemas de calidad, reduciendo de manera importante la disponibilidad del recurso agua (Sedeño & López, 2007). Los desechos que aportan la industria y las zonas urbanas son ricas en nutrientes, que magnifican la condición de eutrofización; es decir, se favorece la producción de plancton, y el florecimiento de algas y macrófitas (Rosales, Carranza, & López, 2000). Además de los procesos químicos y biológicos que influyen en la concentración del OD en un cuerpo de agua (Bai *et al.*, 2016; Null *et al.*, 2017), también las condiciones ambientales, como

temperatura del agua y ambiental (Paéz, Alfaro, Cortés, & Segovia, 2013); profundidad (Beltrán, Ramírez, & Sánchez, 2012); presión atmosférica y vientos son importantes. Null *et al.* (2017) señalan que altas temperaturas disminuyen la presencia de OD, como consecuencia se genera una fragmentación de los ecosistemas acuáticos y se limitan las poblaciones nativas de peces.

En el caso del lago de Chapala, la cantidad y calidad del agua que entra del río Lerma como principal afluente de agua al lago, los eventos meteorológicos, profundidad y temperatura, desechos urbanos arrastrados al ecosistema de poblaciones aledañas, escorrentías de zonas agrícolas y, en general, de la cuenca hidrológica, influyen en la concentración y distribución del OD. También se ha sugerido que el lago funciona como un sistema mezclado respecto a la calidad del agua, donde existe una relación entre el volumen de agua y la calidad de la misma (Hansen & Van Afferden, 2004a). Lind y Dávalos (2001) mencionan que la acción del viento, los niveles de agua y la dilución provocada por la lluvia son los factores que explican el proceso de mezclado en el lago. Desde hace cuatro décadas se documentó información del nivel de contaminación del lago de Chapala y su potencial efecto negativo en el ecosistema. La concentración promedio anual de los niveles de OD hace 30 años se encontraba muy por encima de lo recomendado para una vida ecológica sana (Paré, 1989). En un estudio más reciente desarrollado en el lago de Chapala se documentaron niveles de OD en un rango de 7.18 a 9.88 mg l<sup>-1</sup> (Trujillo *et al.*, 2010).

Un monitoreo dinámico y la evaluación de la concentración de OD en el lago de Chapala no sería suficiente para sugerir estrategias de manejo, pues se debe considerar también su variación espacial. De acuerdo con lo anterior, el objetivo de esta investigación fue estimar y modelar la variación espacio-temporal del oxígeno disuelto en el agua del lago de Chapala, México.

### Variabilidad espacial

El modelaje de la variación espacial de un fenómeno dado se hace a través de una técnica de

interpolación, como Kriging ordinario (KO), con base en la cual se generan las superficies continuas correspondientes (Burrough & McDonnell, 1998). Esta técnica es considerada como el “mejor estimador lineal insesgado” (Olea, 1991), que representa una ventaja sobre otras técnicas de interpolación, como la de distancia inversa ponderada o los polígonos de Thiessen (Isaaks & Srivastava, 1989). Kriging ordinario puede ser calculado usando la fórmula siguiente (Flores & Moreno, 2005):

$$\tilde{Z}_{OK}(x_o) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot Z(x_i) \quad (1)$$

Donde  $\tilde{Z}$  es el valor estimado de oxígeno disuelto en el punto de muestreo determinado,  $\lambda_i$  la ponderación para el punto de muestreo  $i$  en el sitio  $x_i$ , la cual se obtiene integrando la distancia inversa al punto a estimar, y al grado de agrupamiento (covarianza) de los puntos base de la estimación;  $Z(x_i)$  es el valor de la variable  $Z$  (en este caso oxígeno), para el punto de muestreo  $i$ , en el sitio  $x_i$ ,  $n$  = número de puntos de muestreo. La varianza de KO fue calculada con la fórmula siguiente:

$$\sigma_{OK}^2(x_o) = C(x_o, x_o) - \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot C(x_i, x_o) + \mu \quad (2)$$

donde  $\sigma_{OK}^2(x_o)$  es la varianza del oxígeno disuelto estimado en un punto determinado;  $C(x_o, x_o)$  es la covarianza del punto a estimar en el sitio  $x_o$  con sí mismo;  $C(x_i, x_o)$  es la covarianza de un punto de muestreo en el sitio  $x_i$  y el punto a estimar en el sitio  $x_o$ .

### Modelaje de la continuidad espacial

Para poder modelar la continuidad espacial de un fenómeno dado, KO requiera que se defina, a través de un variograma, la tendencia de la variabilidad de los valores de un punto muestreado en relación con otros puntos muestreados a diferentes distancias. Para esto se deben especificar los valores que definen un variograma: rango, *nugget* y *sill*. El rango se ubica donde los valores del variograma tienden a estabilizarse, mientras que el parámetro *sill* es el valor del

variograma para distancias grandes (Isaaks & Srivastava, 1989), y el *nugget*, o efecto *nugget*, define una discontinuidad en el origen (Samra, Gill, & Bhatia, 1989). En forma adicional, se presenta la proporción de la estructura espacial (PEE), que es un estadístico que indica la proporción de la varianza de la muestra (*sill*) explicada por la varianza espacialmente estructurada (*sill-nugget*). De esta forma, PEE se calcula al dividir (*sill-nugget*)/(*sill*).

### Validación de las estimaciones

La validación cruzada se utiliza para comparar los resultados del uso de diferentes técnicas de interpolación (Goovaerts, 1997), lo cual se basa en un análisis de correlación entre los valores reales y los valores estimados, con lo que se definen el error estándar (EE) de la predicción y el coeficiente de determinación. De esta forma, mientras más grande sea el EE de estimación, mayor será la dispersión de los puntos alrededor de la línea de regresión. Por el contrario, si el EE tiende a ser cero, se espera que la interpolación sea más precisa (Flores & Moreno, 2005).

### Materiales y métodos

Se seleccionaron 16 sitios ( $N = 16$ ) en toda el área del lago de Chapala, con el apoyo del Instituto de Limnología de la Universidad de Guadalajara (figura 1). En cada sitio se cuantificó *in situ* la concentración del OD en cinco secciones; en la superficie, y a 1, 2, 3 y 4 m de profundidad. Se utilizaron 4 m como la profundidad máxima en este estudio, ya que la profundidad promedio de 1934 a 2003 fue de 4.86 m (Hansen & Van Afferden, 2004a), además se contaba con los datos homogéneos necesarios para realizar el modelo. Los datos que se utilizaron en este trabajo se obtuvieron en 1996-1997, en los meses de septiembre, octubre, diciembre, febrero y junio, que cubren la variabilidad estacional de lluvias, estival, y caudal. En el mes de septiembre se capta la mayor cantidad de agua proveniente del río Lerma, mientras que en octubre se presenta la mayor escorrentía proveniente de

la precipitación pluvial. En diciembre disminuyen los caudales, y se observa crecimiento de algas cianofíceas y clorofíceas. En febrero disminuyen las entradas al lago, mientras que junio representa el final de la época estival, con niveles mínimos de agua como respuesta de poca entrada y grandes extracciones para la agricultura y uso urbano.

### Obtención de datos de OD

La recolección de datos fue realizada por personal calificado del Instituto de Limnología de la Universidad de Guadalajara, utilizando el método electrométrico. Para este análisis se utilizó un equipo portátil que contiene un electrodo de vidrio multiparámetro YSI Modelo 85, el cual fue debidamente calibrado por el personal encargado del muestreo.

### Modelaje de la variación espacial

Para determinar la variación espacial de la disponibilidad de oxígeno en las diferentes épocas y profundidades se utilizó la técnica de interpolación conocida como Kriging ordinario (KO) para generar las superficies continuas correspondientes (Burrough & McDonnell, 1998). Asimismo, se obtuvieron los errores estándares correspondientes a cada fecha de muestreo. De esta forma, la variación fue definida a través de variogramas anisotrópicos (resumen del comportamiento bivariado de una función al azar estacionaria), que resultaron en cada muestreo (por época y profundidad). De acuerdo con esto, se desarrollaron los variogramas experimentales para cada fecha de muestreo, los cuales se usaron para modelar la correlación espacial entre las concentraciones de oxígeno (Armstrong, 1998; Czaplewski, Reich, & Bechtold, 1994). La variación espacial definida por cada variograma experimental fue modelada con base en el variograma teórico que mejor definiera la continuidad espacial de los datos. Esto, con el propósito de estimar los valores de varianza en las distancias que no son cubiertas por el variograma experimental (Flores & Moreno, 2005).

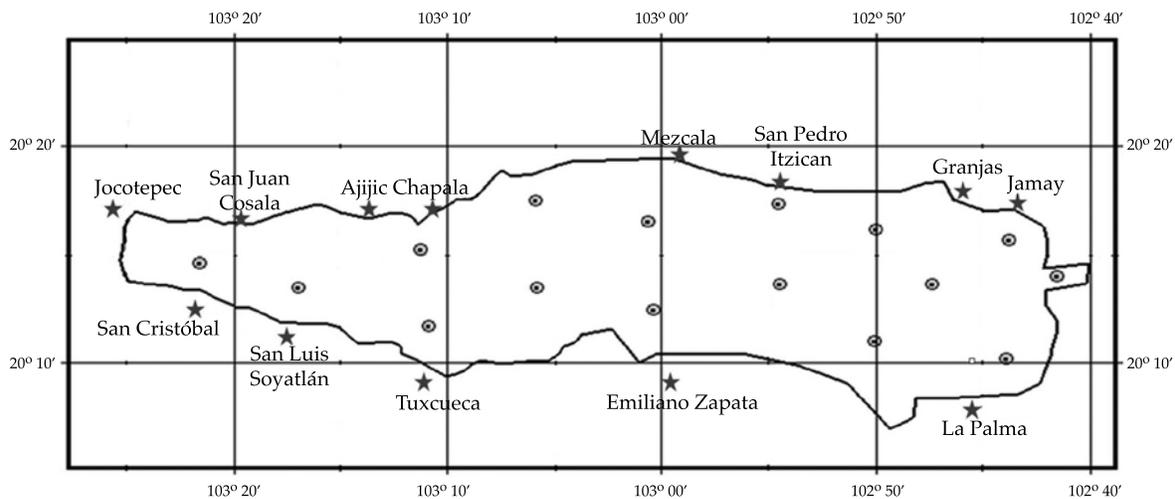


Figura 1. Ubicación de los 16 sitios para el muestreo de datos de oxígeno disuelto en el lago de Chapala.

### *Criterio de validación*

Para comparar las interpolaciones entre diferentes épocas y profundidades se usó la técnica de validación cruzada (Goovaerts, 1997), que consiste en remover el valor muestreado de un sitio en particular, después de lo cual su valor es estimado con base en los restantes sitios (Isaaks & Srivastava, 1989). Esto se repite para cada sitio y después se comparan los valores reales e interpolados, y las diferencias son referidas como residuales o errores (Flores & Moreno, 2005). Un análisis de correlación entre los valores reales y los valores estimados permitió evaluar la precisión de las interpolaciones a través del error estándar (EE) de la predicción y el coeficiente de determinación. El EE permite ponderar la confiabilidad de la ecuación de regresión, que se define al correlacionar los valores reales con los estimados, ya que mide la variabilidad, o dispersión, de los valores observados alrededor de la línea de regresión.

### **Resultados**

Un primer análisis de los datos permitió definir si el nivel de OD a lo largo del lago de Chapala era suficiente para sostener la biodiversidad

del ecosistema, en especial la de los peces. En general, se considera que una concentración de  $5 \text{ mg l}^{-1}$  es adecuada para este propósito, pero si se presentan concentraciones menores a  $3 \text{ mg l}^{-1}$  puede ser letal para la fauna (Iriundo & Mota, 2004; Rizo & Andreo, 2016). En la figura 2 se muestran las variaciones de OD, donde la malla representa la ecuación de regresión resultante al considerar la ubicación (longitud ( $X$ ), latitud ( $Y$ )) y la profundidad como variables independientes. Con excepción de los muestreos de septiembre y octubre, el promedio de OD fue mayor a  $5 \text{ mg l}^{-1}$ , observándose la mejor disponibilidad en febrero, seguido de diciembre. Por el contrario, en octubre, la porción suroeste del lago presenta concentraciones incluso menores a  $3 \text{ mg l}^{-1}$ , lo cual, como se señaló anteriormente, puede afectar la presencia de peces en el área. Las ecuaciones correspondientes a las regresiones de la figura 2 se presentan en el cuadro 1. Se remarca que la más alta correlación se obtuvo para junio y la más baja para diciembre. En general, la profundidad fue la variable más significativa ( $p < 0.05$ ) en la estimación de la concentración de OD, con excepción de octubre, donde ambas coordenadas predijeron mejor la concentración, en comparación con la profundidad. En el caso

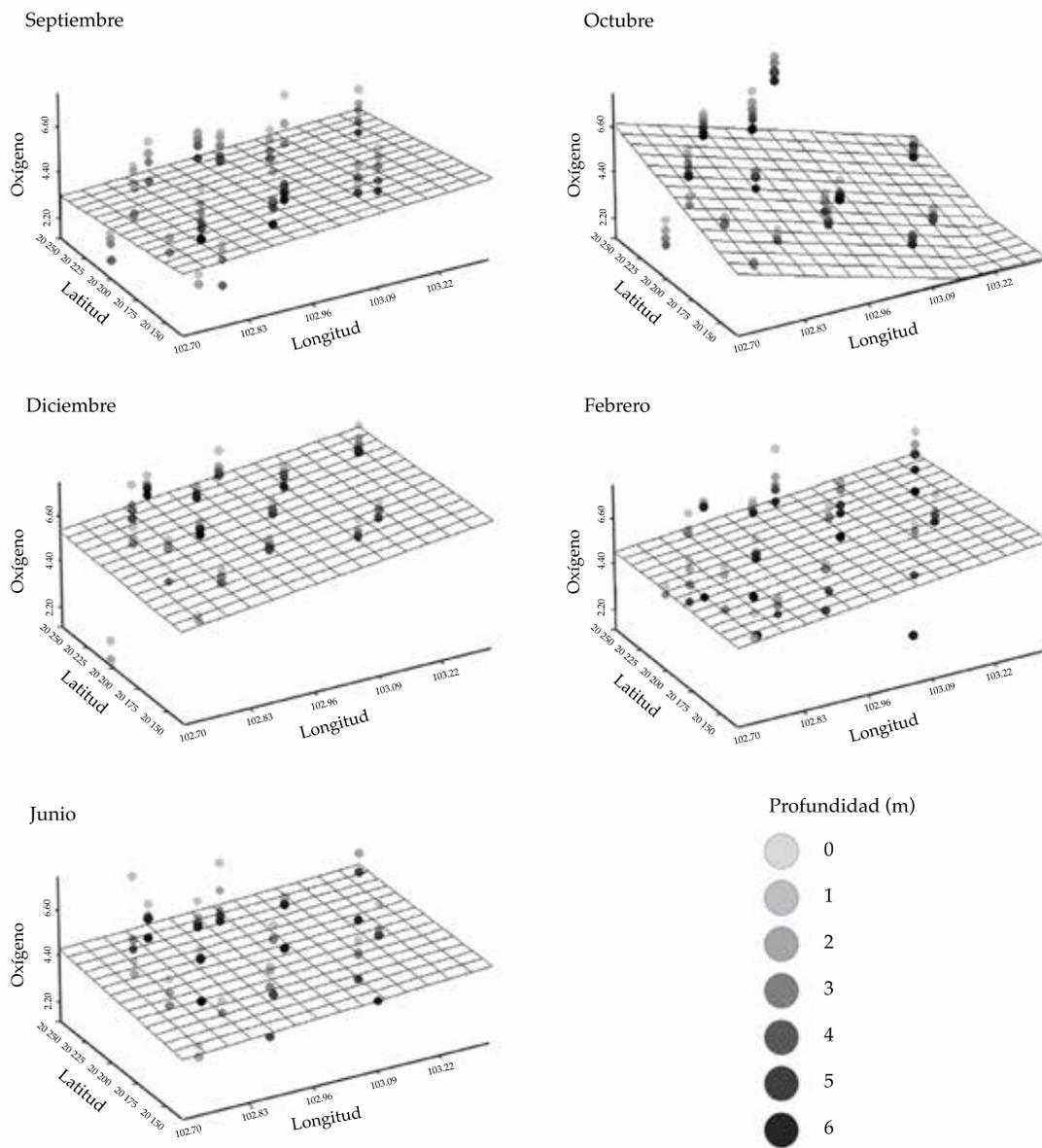


Figura 2. Modelaje de la variación espacial de las concentraciones de OD a diferentes profundidades en el lago de Chapala.

Cuadro 1. Ecuaciones y estadísticos que corresponden a la regresión entre oxígeno y profundidad para el lago de Chapala.

Época	Modelo	r <sup>2</sup>	Pr(F) de X	Pr(F) de Y	Pr(F) de P
Septiembre	O = -115.2704 - 1.882943(X) - 3.639218(Y) + 0.5654791(P)	0.4256	0.154	0.0775	0.0000
Octubre	O = -70.1952 + 3.7019(X) + 22.5058(Y) + 0.1851(P)	0.4356	0.0000	0.0000	0.0345
Diciembre	O = -635.7797 - 3.1648(X) + 15.6688(Y) + 0.7597(P)	0.2018	0.0005	0.1555	0.0506
Febrero	O = -423.422 - 2.7406(X) + 7.2775(Y) + 0.1805(P)	0.3495	0.0503	0.0898	0.0000
Junio	O = -483.7652 - 3.4889(X) + 6.4927(Y) + 0.7616(P)	0.5893	0.0004	0.6669	0.0000

O = oxígeno (mg/l)

X = coordenadas longitud (grados)

Y = coordenadas latitud (grados)

P = profundidad (m)

de diciembre, sólo la longitud (X) fue más significativa que la profundidad.

### Modelaje de la continuidad espacial

En el cuadro 2 se indican los modelos (esférico, lineal y exponencial) que se ajustaron a cada variograma (figura 3), así como los tres parámetros que definen su estructura, rango *nugget* y *sill*. En general, los resultados fueron similares, con excepción de los variogramas que corresponden a las profundidades de 3 y 4 m, en septiembre, y la profundidad de 3 m en febrero, cuyo valor de PEE fue igual a cero. Este resultado implica que la variabilidad espacial de la concentración de OD es explicada por la varianza de la muestra. Con base en estos variogramas se generaron los mapas que plasman las variaciones espacio temporales del OD, las cuales son analizadas más adelante (generación de superficies continuas).

Por otra parte, el ajuste de los modelos varió desde una  $r^2$  de 0.00 hasta 0.966, lo cual puede ser explicado por el número bajo de puntos de muestreo. Sin embargo, si no se cuenta con información *a priori*, y se busca encontrar el modelo que mejor se ajuste al variograma experimental, el criterio de  $r^2$  es adecuado (Gallardo, 2006). No obstante, se prefiere usar el cuadrado de residuales (SCR) como criterio de selección, el cual representa una medida más robusta del ajuste a los datos del variograma, por lo que de acuerdo con este parámetro se encontraron los mejores resultados en los meses de octubre y junio.

Los resultados obtenidos durante el proceso de modelaje (cuadro 2) muestran que las proporciones más homogéneas en la explicación de la varianza ( $r^2$ ) corresponden a los modelos de los datos de octubre y junio. Sin embargo, el mejor ajuste ( $r = 0.96$ ) se observó para los

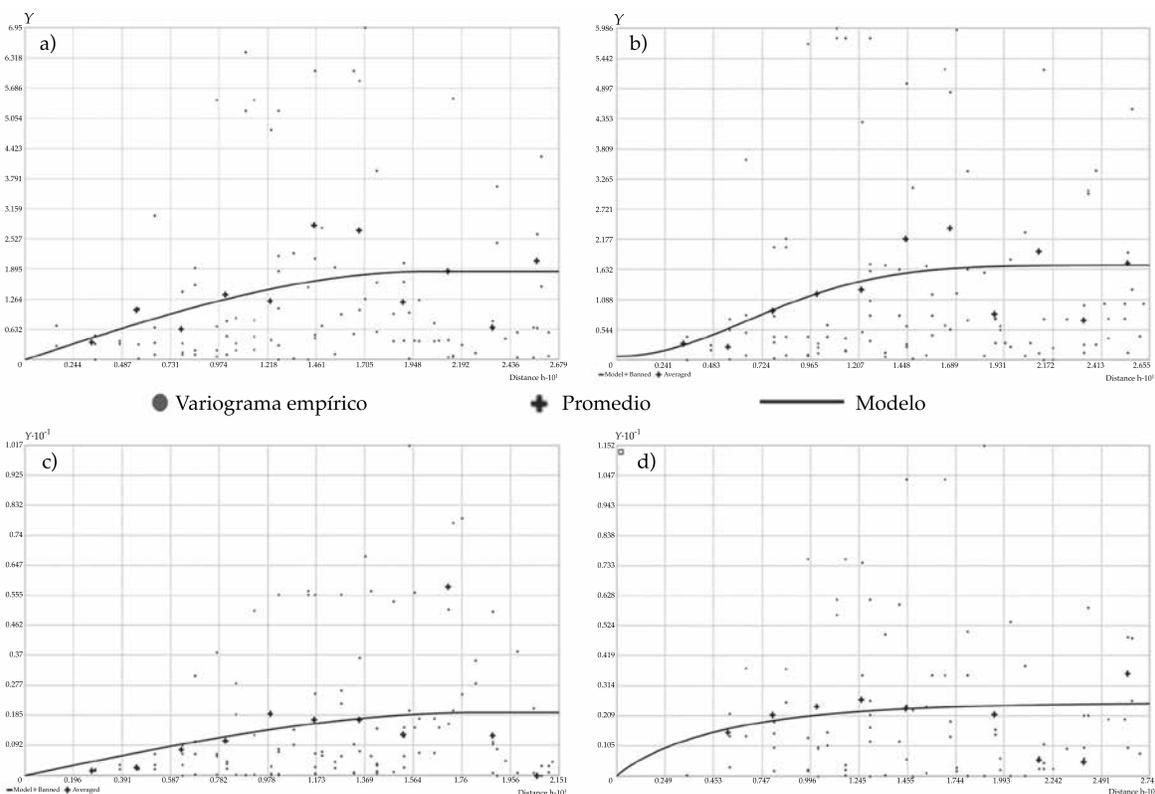


Figura 3. Variogramas de las concentraciones de OD en el lago de Chapala correspondientes al mes de septiembre para diferentes profundidades: a) superficie, modelo esférico; b) 1 m, modelo lineal; c) 2 m, modelo esférico; d) 3 m, modelo lineal.

Cuadro 2. Parámetros y estadísticos de los modelos ajustados a los variogramas de la concentración de oxígeno en el lago de Chapala.

Época	Nivel	Modelo	Nugget	Sill	Rango	PEE	R <sup>2</sup> del modelo del variograma	Validación cruzada		
								SCR	r <sup>2</sup>	EEP
Septiembre	Superficie	Esférico	0.087	1.761	0.239	0.951	0.162	4.660	0.065	1.110
	-1	Linear	1.367	1.413	0.463	0.032	0.000	4.070	0.735	0.559
	-2	Esférico	0.174	1.494	0.163	0.884	0.055	5.460	0.042	1.104
	-3	Linear	2.307	2.307	0.452	0.000	0.738	7.620	0.960	0.326
	-4	Linear	1.061	1.061	0.285	0.000	0.141	0.251	0.873	0.353
Octubre	Superficie	Esférico	0.065	3.145	0.290	0.979	0.601	2.480	0.566	1.045
	-1	Esférico	0.395	3.410	0.313	0.884	0.512	3.820	0.455	1.221
	-2	Esférico	0.620	3.448	0.299	0.820	0.464	3.860	0.441	1.259
	-3	Esférico	1.158	4.035	0.348	0.713	0.839	0.452	0.393	1.363
	-4	Esférico	1.900	7.809	0.609	0.757	0.966	0.148	0.360	1.657
Diciembre	Superficie	Esférico	0.250	6.686	1.059	0.963	0.116	69.000	0.121	1.251
	-1	Esférico	0.320	7.760	1.046	0.959	0.111	98.300	0.105	1.360
	-2	Exponencial	0.360	16.150	1.108	0.978	0.120	135.000	0.054	1.507
	-3	Esférico	0.010	3.245	0.324	0.997	0.331	21.500	0.000	1.657
	-4	Exponencial	0.006	0.317	0.811	0.981	0.531	0.002	0.470	0.202
Febrero	Superficie	Esférico	1.560	16.530	1.062	0.906	0.116	369.000	0.163	2.099
	-1	Esférico	0.010	12.320	1.071	0.999	0.170	181.000	0.332	1.427
	-2	Esférico	0.700	7.871	1.281	0.911	0.224	47.700	0.111	1.576
	-3	Linear	2.723	2.723	0.285	0.000	0.220	6.270	0.960	0.334
	-4	Esférico	0.826	3.957	0.273	0.791	0.058	32.700	0.206	1.941
Junio	Superficie	Linear	0.001	3.011	0.945	1.000	0.405	2.400	0.498	0.592
	-1	Linear	0.001	2.011	0.846	1.000	0.709	0.584	0.568	0.468
	-2	Esférico	0.272	2.033	1.143	0.866	0.568	0.753	0.067	0.503
	-3	Esférico	0.910	5.854	0.620	0.845	0.595	1.940	0.079	1.772
	-4	Esférico	2.401	4.803	0.768	0.500	0.362	0.767	0.283	1.378

PEE Proporción de la estructura espacial  
 SCR Suma del cuadrado de los residuales  
 EEP error estándar de la predicción

modelos a una profundidad de 3 m en febrero y septiembre. En cuanto al error estándar de la predicción (EEP), en general fue similar en todos los modelos. En forma particular, los valores menores de EEP corresponden a los modelos a una profundidad 3 y 4 m (septiembre), 4 m (diciembre) y 3 m (febrero).

#### Generación de superficies continuas

Con base en los modelos obtenidos para cada fecha y profundidad (cuadro 2) se definieron las superficies continuas correspondientes que

se ejemplifican en la figura 4, donde se puede observar cómo fue la variación espacial OD en el lago de Chapala. En general, las concentraciones menores se presentaron en septiembre y octubre; sin embargo, la variación espacial fue similar entre las diferentes profundidades en octubre, mientras que la concentración mayor correspondió a febrero. En octubre se notaron las mayores concentraciones en las partes centro y este del lago, siendo similar en todas las profundidades.

Con respecto a diciembre, las concentraciones fueron más bien similares en todas las

profundidades, con una ligera variación a nivel de la superficie. La concentración mayor de OD se presentó en la parte centro sur del lago, en todas las profundidades, con excepción de la profundidad a los 4 m, donde se observó

una baja concentración de oxígeno. La mayor concentración se ubicó en la superficie, la cual fue disminuyendo ligeramente en los extremos este y oeste del lago a medida que aumentaba la profundidad. En febrero se presentó una menor

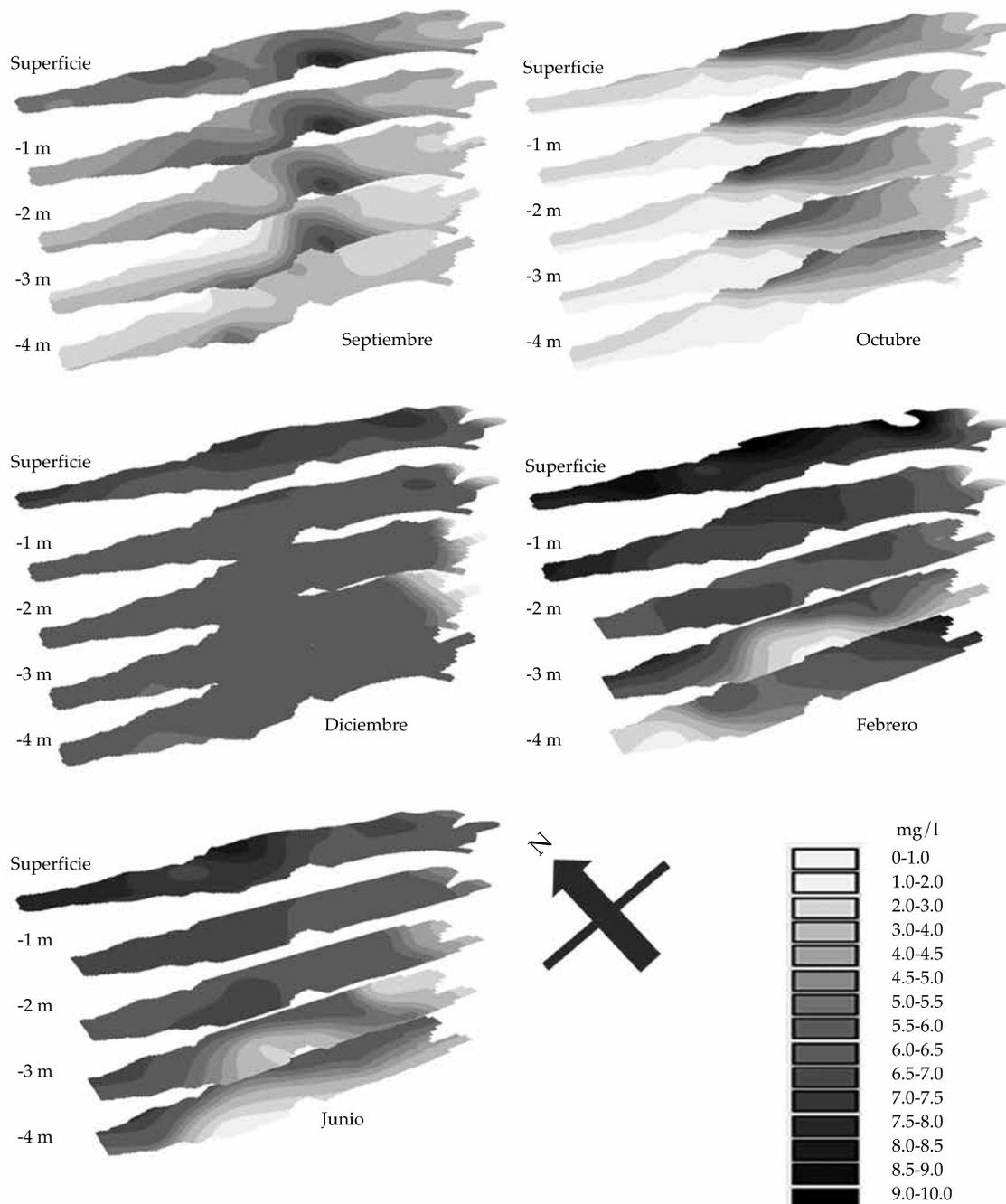


Figura 4. Variación espacial de las concentraciones de OD en el lago de Chapala a diferentes profundidades, que corresponde a cada fecha de muestreo.

concentración al nivel de 3 m de profundidad, que iba aumentando a medida que la profundidad disminuía, observándose las mayores concentraciones en la parte norte del lago. Finalmente, en junio, aunque en concentraciones más bajas, los valores mayores se ubicaron en la parte norte del lago, observándose variaciones notables en las diferentes profundidades.

### Modelos de correlación

Las ecuaciones correspondientes a las regresiones de la figura 2 se presentan en el cuadro 1. Es notorio que la más alta correlación se obtuvo para junio, siendo la más baja la de diciembre. En general, la profundidad fue la variable más significativa ( $p < 0.05$ ) en la estimación de la concentración de OD, con excepción de octubre, donde ambas coordenadas predijeron mejor la concentración, en comparación con la profundidad. En el caso de diciembre, sólo la longitud ( $X$ ) fue más significativa que la profundidad.

### Discusión

Es importante señalar que a pesar de sus bondades, el uso de la técnica de Kriging ordinario no garantiza los mejores resultados en una interpolación (Flores & Moreno, 2005). Es decir, no es posible definir una sola técnica de interpolación que resulte en mejores estimaciones en todos los casos; no obstante, la técnica de Kriging ha detectado mínimos errores en algunos estudios comparativos, por lo que se ha considerado la más adecuada (Dodd, Mechant, Rayner, & Morrice, 2015). Es importante también especificar que la autocorrelación espacial de un parámetro está definida por varios factores, como la intensidad de muestreo, la escala, la distribución de los sitios de muestreo y las diferencias entre los valores vecinales (Flores & Moreno, 2005). Esto implica que en un estudio de este tipo podría probarse más de una técnica de interpolación. Además, los resultados sugieren también, en todos los casos, que se debe aumentar el número de sitios de muestreo, ya que una distancia de separación menor entre sitios define mejor

la tendencia de la variabilidad espacial de los valores de éstos (Flores, Reyes, & Moreno, 2004). También se recomienda que en futuros modelos se usen datos de OD obtenidos en otros trabajos realizados en el área de estudio. Sin embargo, no se encontraron trabajos que lleven a cabo una metodología similar a la propuesta en este estudio, por lo que este trabajo representa una primera aproximación a la estrategia descrita. De esta forma, en futuros trabajos se sugiere incorporar datos de otros años, así como integrar variables auxiliares, a fin de reforzar las estimaciones. Ese tipo de correlaciones espaciales son adecuadamente definidas a través de la técnica de coKriging, que tiene la ventaja de usar la covarianza de dos o más variables relacionadas.

Por otro lado, es importante mencionar que aun cuando fue posible modelar usando Kriging ordinario, existen factores ambientales y antrópicos que modifican de modo significativo la calidad del agua. Por ejemplo, los estacionales por el ingreso de agua durante la estación lluviosa, la existencia de un periodo de recuperación y las dinámicas temporales propias del ecosistema. Esta variación estacional ha sido explicada por diversos autores en diferentes ecosistemas. Así, Rubio, Contreras, Quintana, Saucedo y Pinales (2012) detectaron diferencias estacionales en la calidad del agua de la presa Luis L. León en el norte de México en nueve variables cuantificadas; mientras que Rabee, Bahha y Ahmed (2011) observaron estas variaciones en un estudio realizado en el río Tigris en Irak. Una vez que las lluvias terminan, la distribución espacial de la concentración de oxígeno es más bien heterogénea. Esta afirmación puede ser explicada porque la aportación de lluvia al lago no sólo es del principal afluente (río Lerma) sino de otros más. Por ejemplo, en octubre, la única fuente de aportación de agua al lago proviene del río Lerma, observándose incremento de la concentración de oxígeno en esa zona. Una posible explicación es que esto se presenta como consecuencia de un proceso de reaeración provocado por el movimiento del flujo de entrada de agua (De la Mora, 2001; Lind & Dávalos, 2001). Sin embargo, Simons (1984)

demonstró que otras variables tienen mayor influencia en la concentración de OD en el lago de Chapala, ya que después de aplicar un modelo hidrodinámico observó que es el viento, y no los flujos de entrada y salida el principal factor que determina los patrones de circulación del agua. En su modelo observó que con condiciones normales de viento de este a oeste a  $9 \text{ km h}^{-1}$ , el flujo del río Lerma se interna por la parte sur del lago hasta su parte media y retorna el flujo luego de esta zona. Cuando el viento predominante es de oeste a este, el flujo de agua del río Lerma discurre por la parte media del lago. Esta dinámica observada es un efectivo mecanismo de transporte de materiales suspendidos y oxígeno disuelto en el lago, lo cual provoca que la columna de agua esté en continuo movimiento, de ahí la poca variabilidad de sus parámetros fisicoquímicos a lo largo del año. Además, debido a la poca profundidad del lago y la mezcla del mismo, no existe estratificación estacional, pero como es el caso de otros lagos tropicales, sí existe una estratificación diaria cuando las condiciones climáticas lo propician (Lind & Dávalos, 2001). Normalmente las corrientes en el centro del lago son de un  $0.1 \text{ km día}^{-1}$  y en las zonas de las orillas es de  $0.5 \text{ km día}^{-1}$ . Por la orientación del lago (de este a oeste), el patrón de vientos ocasiona grandes olas y un cuerpo de agua completamente mezclado (Lind & Dávalos, 2001). Por otro lado, diversos estudios han demostrado que el lago de Chapala muestra problemas de eutrofización desde 1989, como resultado de la introducción de altas concentraciones de nutrientes (Fernex *et al.*, 2001; Waite, 1984). Desde 1983, el lago de Chapala presenta un incremento de la concentración de clorofila, lo cual le confiere características de mesotrófico superior a eutrófico (Limón & Lind, 1990; De Anda & Shear, 2001; Dávalos & Lind, 2001). En este sentido, se debe mencionar la importancia de la cinética de crecimiento de los diversos organismos por el uso del oxígeno presente en el agua para la respiración de las plantas acuáticas y el plancton (Thomann & Mueller, 1987). En los resultados encontrados en este trabajo no

se registraron condiciones de anoxia en el lago de Chapala, lo cual coincide con otros trabajos (Quiróz, Mora, Molina, & García, 2004; Lara, 2014).

## Conclusiones

Con este estudio fue posible modelar la variación espacial-temporal de las concentraciones de OD tanto a lo largo del lago de Chapala como en diferentes profundidades. En general, considerando al OD como uno de los principales indicadores de calidad del agua, se determinó que el agua de mejor calidad se concentró en febrero y diciembre, de acuerdo con el resultado espacial en la zona este del lago. Sin embargo, es importante remarcar que en el modelaje espacial se busca definir un modelo con el menor error de estimación, considerando las variables disponibles. Así, en futuros estudios se podrían probar otras estrategias de interpolación donde, entre otros aspectos, la estimación de la continuidad espacial podría ser mejorada si se considera una mayor intensidad de muestreo, en especial para los casos en los que los modelos no se ajusten bien a la distribución del variograma. Se concluye también que aunque la interpolación permitió definir la variación espacial del OD a lo largo del lago de Chapala, en la mayoría de los modelos el ajuste fue bajo. Es decir, los resultados de la validación presentaron una baja correlación entre los valores observados y los estimados, lo cual puede explicarse debido a que en algunos casos los variogramas presentaron una tendencia espacial a nivel global. Se remarca la importancia del análisis del variograma, previo a la realización de las estimaciones, donde se sugiere primero un análisis espacial más básico para evaluar la autocorrelación espacial de un parámetro dado, como el índice de Moran (Reich & Geils, 1992). No obstante, los resultados presentan información importante para que, en posteriores estudios, se pueda definir apropiadamente la forma de incluir otros elementos para la modelación espacial, como son, por ejemplo, factores ambientales y antrópicos.

## Referencias

- Armstrong, M. (1998). *Basic linear geostatistics*. New York: Springer.
- Bai, Q., Runling, L., Li, Z., Lepparanta, M., Arvola, L., & Li, M. (2016). Time-series analyses of water temperature and dissolved oxygen concentration in Lake Valkea-Kotinen (Finland) during ice season. *Ecological Informatics*, 36, 181-189.
- Beltrán, R., Ramírez, J. P., & Sánchez, J. (2012). Comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto en la Presa Picachos, Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Hidrobiología*, 22, 94-98.
- Burrough, P. A., & McDonnell, R. A. (1998). *Principles of geographical information systems*. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.
- Czaplewski, R. L., Reich, R. M., & Bechtold, W. A. (1994). Spatial autocorrelation in growth of undisturbed natural pine stand across Georgia. *Forest Science*, 40, 314-328.
- Dávalos, L., & Lind, O.T. (2001). Phytoplankton and bacterioplankton production and trophic relation in Lake Chapala (pp. 31-57). In: *The Lerma Chapala watershed, evaluation and management*. Hansen, A. M., & Van Afferden, M. (eds.). New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- De Anda, J., & Shear, H. (2001). Nutrients and eutrophication in Lake Chapala (pp. 183-198). In: *The Lerma-Chapala watershed, evaluation and management*. Hansen, A. M., & Van Afferden, M. (eds.). New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- De Jonge, V. N., Elliott, M., & Orive, E. (2002). Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 1, 1-19.
- De la Mora, C., Flores, J. G., Ruíz, J. A., & García, J. (2004). Modelaje estocástico de la variabilidad espacial de la calidad agua en un ecosistema lacustre. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(3), 99-108.
- De la Mora, O. C. (2001). *Evaluación de la calidad del agua del lago de Chapala durante 1996-1997*. Tesis de maestría. Zapopan, México: Universidad de Guadalajara.
- Dodd, E. A., Mechant, Ch., Rayner, N., & Morice, C. (2015). An investigation into the impact of using various techniques to estimate arctic surface air temperature anomalies. *Journal of Climate, American Meteorological Society*, 2015, 1743-1763, DOI: <http://dx.doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00250.1>.
- Fernex, F., Zárate del V., P., Ramírez, H., Michaud, F., Parron, C., Dalmasso, J., Barci F., G., & Guzmán, M. (2001). Sedimentation rates in Lake Chapala (western Mexico): Possible active tectonic control: *Chemical Geology*, 177, 213-228. DOI: 10.1016/S0009-2541(00)00346-6.
- Flores, J. G., & Moreno, D. A. (2005). Modelaje espacial de la influencia de combustibles forestales sobre la regeneración natural de un bosque perturbado. *Agrociencia*, 39(3), 339-349.
- Flores, J. G., Reyes, O., & Moreno, D. A. (2004). Variación espacial del diámetro como respuesta a diferentes intensidades de muestreo en una cuenca forestal. *Rev. Ciencia Forestal en México*, 29(96), 47-66.
- Gallardo, A. (2006). Geostatística. *Ecosistemas*, 15(3), 48-58.
- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation. Applied geostatistics series*. New York: Oxford University Press.
- Hansen, A. M., & Van Afferden, M. (2004a). Modeling cadmium concentration in water of Lake Chapala, Mexico. *Aquatic Sciences*, 66, 266-273.
- Hansen, A. M., & Van Afferden, M. (2004b). El agua de México visto desde la Academia. Jiménez, B., & Martín, L. (eds.). México, DF: Academia Mexicana de Ciencias.
- Heddum, S. (2014). Modeling hourly dissolved oxygen concentration (DO) using two different adaptive neuro-fuzzy inference systems (ANFIS): A comparative study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 597-619.
- Iriondo, A., & Mota, J. (2004). *Desarrollo de una red neuronal para estimar el oxígeno disuelto en el agua a partir de instrumentación de EDAR*. XXV Jornadas de Automática, Universidad de Castilla la Mancha, Ciudad Real, España, 8-10 de septiembre.
- Isaaks, E. H., & Srivastava, R. M. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. New York: Oxford University Press.
- Lai, D. Y. F., & Lam, K. C. (2008). Phosphorus retention and release by sediments in the eutrophic Mai Po Marshes, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 57, 349-356.
- Lara, O. M. A. (2014). *Aspectos ecológicos, cultivo, contenido de lípidos totales y proteínas del fitoplancton nativo de un lago polimíctico tropical (lago de Chapala)*. Tesis de maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas. Zapopan, México: Universidad de Guadalajara.
- Limón, J. G., & Lind, O. T. (1990). The management of Lake Chapala, México. *Lake Reservoir Management*, 6, 61-70.
- Lind, O. T., & Dávalos, L. (2001). An introduction to the limnology of Lake Chapala, Jalisco, Mexico (pp. 139-149). In: *The Lerma-Chapala Watershed*. Boston: Springer.
- Mestre, R. J. E. (2011). *La cuenca Lerma-Chapala, México. Estudio de caso VIII*. Recuperado de <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/scan/033446/033446-18.pdf>.
- Nakova, E., Linnebank, F. E., Bredeweg, B., Salles, P., & Uzunov, Y. (2009). The river MESTA case study: A qualitative model of dissolved oxygen in aquatic ecosystems. *Ecological Informatics*, 4, 339-357.
- Null, S. E., Mouzon, N. R., & Elmore, L. R. (2017). Dissolved oxygen, stream temperature, and fish habitat response to environmental water purchases. *Journal of Environmental Management*, 197, 559-570.
- Olea, R. A. (1991). *Geostatistical glossary and multilingual dictionary*. New York: Oxford University Press.

- Paéz, A., Alfaro, R., Cortés, R., & Segovia, N. (2013). Arsenic content and physicochemical parameters of water from wells and thermal springs at Cuitzeo Lake Basin, Mexico. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 2, 12.
- Paré, L. (1989). *Los pescadores de Chapala y la defensa de su lago* (144 pp.). Guadalajara, México: Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente.
- Quiróz, C. H., Mora, Z. L. M., Molina, A. I., & García, R. J. (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 14(1), 47-58.
- Rabee, A. M., Bahha, A. K., & Ahmed, A. (2011). Seasonal variations of some ecological parameters in Tigris River water at Baghdad region Iraq. *J. Water Resources Protection*, 3, 262-267.
- Reich, R. M., & Geils, B. W. (1992). Review of spatial analysis techniques. Spatial analysis and forest pest management. USDA, FS. *General Technical Report*, 75, 142-149.
- Rizo, L. D., & Andreo, B. (2016). Water quality assessment of the Santiago River and attenuation capacity of pollutants downstream Guadalajara City, Mexico. *River Research and Application*, 32, 1505-1516.
- Rosales, L., Carranza, A., & López, M. (2000). Heavy metals in sediments of a large, turbid tropical lake affected by anthropogenic discharges. *Environmental Geology*, 39, 378-383.
- Rubio, H., Contreras, M., Quintana, R. M., Saucedo, R., & Pinales, A. (2012). An overall water quality index (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 1687-1698.
- Samra, J. S., Gill, H. S., & Bhatia, V. K. (1989). Spatial stochastic modeling of growth and forest resource evaluation. *Forest Science*, 35, 663-676.
- Sedeño, J. E., & López, E. (2007). Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management*, 21, 1797-1812.
- Simons, T. J. (1984) *Effect of outflow diversion on circulation and water quality of Lake Chapala*. Project MEX-CWS-010. Guadalajara, México: Centro de Estudios Limnológicos, Secretaría de Recursos Hidráulicos, Pan American Health Organization.
- Singaraja, C., Chidambaram, S., Prasanna, M. V., Paramaguru, P., Johnsonbabu, G., & Thivya, C. (2011). A study on the behavior of the dissolved oxygen in the shallow coastal wells of Cuddalore District, Tamilnadu, India. *Water Quality Exposure Health*, 4(1), 1-16.
- Thomann, R., & Mueller, J. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. New York: Harper and Row, Publishers, Inc.
- Trujillo, J. L., Saucedo, N. P., Zárate del V., P. F., Ríos, N., Mendizábal, E., & Gómez, S. (2010). Speciation and sources of toxic metals in sediments of Lake Chapala, Mexico. *J. Mex. Che. Soc.*, 54, 79-87.
- USGS (2013). *National field manual for the collection of quality-water data*. Reston, USA: United States Department of the Interior, United States Geological Survey.
- Waite, T. D. (1984). *Principles of water quality* (289 pp.). Orlando: Academic Press, Inc.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.
- Wu, Y., Wen, Y., Zhou, J., & Wu, Y. (2014). Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *Journal of Civil Engineering*, 18, 323-329.
- Yuan, L. L., & Pollard, A. I. (2015). Classifying lakes to quantify relationships between epilimnetic chlorophyll a and hypoxia. *Environmental Management*, 55, 578-587.
- Zhai, S., Yang, L., & Hu, W. (2009). Observations of atmospheric nitrogen and phosphorus deposition during the period of algal bloom formation in northern lake Taihu, China. *Environmental Management*, 44, 542-551.
- Zhang, Y., Wu, Z., Liu, M., He, J., Shi, K., Zhou, Y., Wang, M., & Liu, X. (2015). Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Water Research*, 75, 249-258.

## Dirección institucional de los autores

Dra. Celia de la Mora Orozco  
 Dr. José Germán Flores Garnica  
 Dr. Hugo Ernesto Flores López  
 M.C. Álvaro Agustín Chávez Durán  
 M.C. Jesús Manuel Ochoa Rivero

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)  
 Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco  
 Carretera Tepatitlán-Lagos de Moreno, km 8. Col. Rancho Las Cruces  
 47600 Tepatitlán de Morelos, Jalisco, MÉXICO  
 delamora.celia@inifap.gob.mx  
 flores.german@inifap.gob.mx  
 flores.hugo@inifap.gob.mx  
 chavez.alvaro@inifap.gob.mx  
 ochoa.jesus@inifap.gob.mx

Dr. Héctor Osbaldo Rubio Arias

Universidad Autónoma de Chihuahua  
 Facultad de Zootecnia y Ecología  
 Periférico Francisco R. Almada, km 1  
 31000 Chihuahua, Chihuahua, MÉXICO  
 rubioa1105@hotmail.com

*Dr. Javier García Velasco*

Universidad de Guadalajara  
Centro Universitario de Ciencias Biológicas y  
Agropecuarias  
Camino Ramón Padilla Sánchez 2100  
45220 Nextipac, Zapopan, Jalisco, MÉXICO  
jagarcia@cucba.udg.mx