



# **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**ECOLOGÍA**

**USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO INDICADORES DE  
CALIDAD DE AGUA EN EL LAGO DE CHALCO**

## **TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**BIÓL. MANUEL EDDAY FARFÁN BELTRÁN**

**TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: DR. ALEJANDRO CÓRDOBA-AGUILAR**  
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**COMITÉ TUTOR: DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**COMITÉ TUTOR: DR. ZENÓN CANO SANTANA**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**CD. MX. ENERO, 2019**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## **Agradecimientos institucionales**

- Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM
- Al CONACYT por la beca otorgada para realizar mis estudios de maestría en el periodo comprendido por los semestres 2017-1 a 2018-2 (CVU 777710/num. Becario 614972)
- Al proyecto DGAPA UNAM IN206618 “Insectos mexicanos en peligro de extinción: patrones, causas y consecuencias”
- Al proyecto UNAM-PAPIIT IN203115
- A los miembros del comité tutor: Dr. Alejandro Córdoba Aguilar, Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar y Dr. Zenón Cano Santana

## **Agradecimientos personales**

Al pueblo trabajador de México, sin cuya lucha diaria no existiría la UNAM ni el CONACYT como los conocemos actualmente. A ellos debo el total de mi educación. Por ello, estoy consciente de que donde quiera que esté mi deber es honrar a la universidad y servir a mi país.

Al los Doctores Alejandro Córdoba Aguilar, Rodolfo Omar Arellano Aguilar y Zenón Cano Santana, quienes me apoyaron a lo largo de todo el proceso de investigación y de quienes he aprendido mucho. Gracias a ustedes he logrado confirmar que la investigación es algo maravilloso y de lo cual espero seguir viviendo. Gracias por fomentar mi creatividad.

A los Doctores Atilano Contreras Ramos, Ek del Val de Gortari, Claudia Alejandra Ponce de León Hill y Javier Alcocer Durand, quienes con sus comentarios ayudaron a mejorar considerablemente mi trabajo

Al órgano de representación del ejido de San Pedro, Tláhuac, por facilitar el acceso a la zona de campo. Especialmente al C. José Ezequiel Agustín Chavarría Palma, al C. Pedro Cruz González y al C. Agustín Chavarría Chavarría

Al Dr. Zenón Cano Santana y al M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas por facilitar el uso de las instalaciones del Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos de la Facultad de Ciencias de la UNAM, para resguardo de mis muestras

A la Dra. Claudia Ponce de León Hill y al M. en C. Manuel Hernández Quiroz, por facilitar el uso de las instalaciones de la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM, para el análisis fisicoquímico de las muestras

A María Fernanda Martínez Velarde, María Fernanda de Alba Navarro, Magda Paola Argueta Guzmán por todos estos años de convivencia, aprendizaje y compañía. Por ser una extensión de mi familia.

A Alan Aguilar, Alfredo Duque, Iván Ramírez y Raymundo Medina por ser mis hermanos voluntarios. Por estar ahí a pesar del tiempo y seguir apoyando a una persona que año con año deja de ser el mismo.

A David, Ulises, Catalina, Aldo, Alicia, Angélica, Monse, Ricardo, Maya, Anita, Iván, Xavier y a toda la familia LECA, quienes hicieron de mi estancia en el Instituto de Ecología una fiesta. Una que mejoró con el pasar del tiempo, y en la cual espero permanecer.

A César, Rubén y Taracena, quienes sin ser parte del laboratorio me acompañaron a campo. Agradezco mucho su cariño.

*A María, mi abuelita.*

*Sé que estarías orgullosa de la persona en la que me he convertido*

*A Estela y Manuel, mis padres.*

*Sin ustedes sería nada. En honor a ustedes creceré hasta donde la vida lo permita*

*A Rubén, mi hermano*

*Gracias por la compañía, el cariño, los planes y las confesiones. Por ser, cada día más, un apoyo indispensable.*

*A MaFer.*

*Por enseñarme tanto de la vida, por contribuir a mis ganas de seguir haciéndolo.*

*A quienes me aman, pero no están aquí.*

# ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 Efecto de la urbanización sobre los sistemas acuáticos .....	1
1.2 El lago de Chalco: formación, problemas y perspectivas .....	2
1.3 La calidad del agua .....	3
1.3.2. Estado trófico .....	4
1.3.3. Parámetros fisicoquímicos .....	5
1.3.4. Metales pesados y su efecto en los macroinvertebrados acuáticos .....	5
1.4 Los invertebrados como bioindicadores .....	6
1.5 Justificación .....	8
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....	8
III. ANTECEDENTES .....	10
IV. MATERIALES Y MÉTODOS .....	10
4.1 Sitio de estudio.....	10
4.2 Toma de muestras .....	12
4.2.1 Estaciones y fechas de muestreo .....	12
4.2.2 Muestreo y cuantificación de nutrientes y metales pesados.....	13
4.2.3 Muestreo de variables fisicoquímicas .....	14
4.2.4 Muestreo biológico.....	14
4.3 Procesamiento de datos.....	14
V. RESULTADOS .....	17
5.1 Caracterización del lago y calidad del agua.....	17
5.1.1 Amoníaco .....	19
5.1.2 Nitrito .....	20
5.1.3 Nitrato.....	21
5.1.4. Fósforo total .....	23
5.1.5. pH.....	24
5.1.6. Oxígeno disuelto .....	24
5.1.7. Sólidos disueltos totales .....	25
5.1.8. Potencial de óxido/reducción .....	26

4.1.9. Zinc.....	27
5.1.10. Cobre .....	28
5.2 Variación espacial.....	29
5.3 Variación estacional.....	31
5.4 Comunidad de macroinvertebrados .....	33
5.4.1 Caracterización general .....	33
5.4.2 Variación de en riqueza, abundancia, diversidad y composición de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del año.....	34
5.4.3. Relación de las especies con los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados .....	37
V. DISCUSIÓN .....	39
6.1 Caracterización del lago y calidad del agua.....	39
6.1.1. Nutrientes .....	41
6.1.2. Parámetros físicoquímicos .....	43
6.1.3 Metales pesados.....	45
6.2. Variación espacial.....	45
6.3 Variación estacional.....	46
6.4 Comunidad de macroinvertebrados .....	48
6.4.1 Caracterización general .....	48
6.4.2 Variación en riqueza, abundancia, diversidad y composición de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del año .....	49
6.4.5 Relación de los macroinvertebrados con los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados .....	53
VII. CONCLUSIONES .....	54
VIII. LITERATURA CITADA .....	57
ANEXO .....	68

## RESUMEN

Más de la mitad del suelo de la Ciudad de México tiene como fin la conservación, sin embargo, la presión por urbanización amenaza cada vez más a los espacios destinados a tal fin. Uno de ellos corresponde al Ejido de San Pedro, Tláhuac, en cuyo territorio se ha formado un lago desde finales de la década de los ochenta. Debido a que su origen no fue planeado y a la cercanía de zonas habitacionales y agropecuarias, el lago de Chalco recibe y genera presión hacia la población humana. Una forma de detener los impactos negativos es a través de la consolidación del lago bajo una categoría de protección ambiental, para lo cual los estudios que ayuden a entender su dinámica ambiental y analizar la calidad del agua son indispensables. Se analizó la concentración de nutrientes (fósforo total, amoniacado, nitrato y nitrito), los valores de distintos parámetros fisicoquímicos (pH, oxígeno disuelto, potencial óxido/reducción y sólidos disueltos totales) y la concentración de metales pesados (zinc y cobre) para verificar si el lugar se ajustaba a los valores máximos permisibles dentro de la legislación nacional para ser considerada apta para algún uso y se evaluó la presencia de variación estacional y geográfica de estos criterios. Adicionalmente, se caracterizó a la comunidad de macroinvertebrados en cuanto a riqueza, abundancia, diversidad y composición a lo largo del año y se evaluó la existencia de correlaciones con las variables del agua para proponer el seguimiento de algunas especies como bioindicadoras potenciales.

Para cumplir con lo anterior, se realizaron muestreos en enero, abril, julio y octubre del 2017 en treinta puntos a lo largo de las cuatro zonas en las que está dividido el litoral del lago. Los valores de pH, oxígeno disuelto, potencial de óxido/reducción y sólidos disueltos totales se evaluaron por triplicado *in situ*, mientras que se tomaron tres muestras de agua para los análisis en laboratorio del fósforo total, amoniacado, nitrito, nitrato cobre y zinc. Se hizo además un arrastre de dos metros con una red entomológica acuática en cada lugar.

Los parámetros del agua fueron modelados mediante el programa *Surfer* para identificar los sitios con mayor y menor concentración de las diferentes variables y se realizó un análisis de componentes principales usando el promedio anual de dicha concentración para evaluar la diferenciación de las cuatro zonas. Para identificar diferencias en cada variable a lo largo del año se realizó una prueba de Kruskal-Wallis usando el mes de muestreo como variable independiente.

En cuanto a la comunidad de macroinvertebrados, se calculó el número efectivo de especies considerando  $q = 0$  (riqueza), 1 y 2 (diversidad) para cada mes del año. Las diferencias en abundancia analizaron mediante una prueba de Kruskal-Wallis. Para evaluar diferencias en composición, se realizó un análisis de similitud sobre una matriz generada con el índice de Jaccard.

Para identificar la afinidad de las especies hacia determinadas variables ambientales, se seleccionaron aquellas que aportaron más del 5% de abundancia a la comunidad, y con ellas se realizó un análisis de correspondencia canónico. Adicionalmente, se realizaron correlaciones entre las especies y las variables.

Ninguno de los sitios de muestreo presenta valores aceptables de los parámetros evaluados para algún tipo de uso de acuerdo con la legislación nacional, en ninguna época del año. El litoral del lago de Chalco es un sistema eutrofizado, básico, reductor y con altos sólidos disueltos totales, aunque con valores elevados de oxígeno disuelto. Existen diferencias entre la porción que se encuentra al sur de la carretera Chalco-Tláhuac, y la que se encuentra al norte, siendo la primera la más contaminada. Algunas de las variables presentan diferencias a lo largo del año, predominando una disminución en verano probablemente por dilución debido a las lluvias.

La comunidad de macroinvertebrados está constituida por moluscos, anélidos, crustáceos e insectos. Se encontraron 21 morfoespecies, de las cuales dos aportaron el 75% de abundancia total, y sólo cinco aportaron más del 5%. La riqueza fue mayor en invierno y menor en primavera. Existe mayor abundancia la segunda mitad del año, que corresponde con la temporada de eclosión de las dos especies más abundantes. En cuanto a composición, invierno se separa del resto, mientras verano presenta valores intermedios entre primavera y otoño.

Aunque las cinco especies se separaron en el análisis de correspondencia canónico, sólo tres de ellas presentaron correlaciones significativas entre su abundancia y la variación en los parámetros. *Krisouzacorixa femorata* presenta menor abundancia en concentraciones elevadas de cobre, sólidos disueltos totales y amoníaco, pero mayor en concentraciones elevadas de nitrato; *Buenoa uhleri* presenta baja abundancia ante cobre elevado, pero alta ante alto oxígeno disuelto y valores del potencial óxido/reducción cercanos a cero. Chironomidae 1 es poco abundante en presencia de amoníaco. Lo anterior sugiere que estas especies pueden ser utilizadas como bioindicadores, aunque para confirmarlo se reconoce la necesidad de efectuar pruebas en laboratorio.

## ABSTRACT

Over half of the land in Mexico City is destined for conservation. However, the pressure for urbanization increasingly threatens the spaces set apart for this purpose. One of them corresponds to the Ejido de San Pedro, Tlahuac, in which a lake was formed at the end of the 1980's. Since its origin wasn't planned and given its location near residential and agricultural areas, the lake of Chalco receives and generates pressure towards the neighboring human population. One way to stop the negative impacts is through the consolidation of the lake under a category of environmental protection, for which studies that enable the understanding its ecological dynamics and water quality analysis are fundamental. The concentration of nutrients (total phosphorus, ammonia, nitrate and nitrite), the values of different physicochemical parameters (pH, dissolved oxygen, oxidation/reduction potential and total dissolved solids) and the concentration of heavy metals (zinc and copper) were analyzed in order to verify if the place adjusted to the maximum permissible values stipulated by Mexican legislation for the water to be considered acceptable for any type of use. The presence of seasonal and geographic variation of these criteria were also evaluated. Additionally, the community of macroinvertebrates was characterized in terms of species richness, abundance, diversity and composition throughout the year, and the existence of correlations with the water variables was evaluated so as to suggest the long term assessment of some species as potential bioindicators.

To accomplish the above, biological surveys were conducted in January, April, July and October of 2017 in thirty spots throughout the four zones in which the lake's littoral is divided. The pH, dissolved oxygen, oxidation/reduction potential and total dissolved solids values were evaluated thrice *in situ*, while three water samples were collected for the total phosphorus, ammonia, nitrite, nitrate, copper and zinc levels to be analyzed in the laboratory. A two-meter sweep with an aquatic entomological net was also performed in each site.

Water parameters were modelled with the *Surfer* software to identify the sites with the highest and lowest concentrations of the different variables, and an analysis of principal components was made using the annual average of said concentrations to evaluate the differentiation in the four zones. In order to identify differences in each variable throughout the year, a Kruskal-Wallis test was performed using the sampling month as independent variable.

In terms of the macroinvertebrate community, the effective number of species was calculated considering  $q = 0$  (richness), 1 and 2 (diversity) for each month of the year. The differences in abundance were analyzed with a Kruskal-Wallis test. A similarity analysis on a matrix generated with the Jaccard index was used to evaluate the differences in composition.

In order to identify the affinity of the species towards certain environmental variables, those that contributed with more than 5% of the community's abundance were selected and used for a canonical correspondence analysis. Additionally, correlations between species and variables were made.

None of the survey sites present acceptable levels of the evaluated parameters for any type of use according to Mexican legislation, in any time of the year. Chalco lake's littoral is a eutrophized, basic, reductor system with high total dissolved solids, despite its high

dissolved oxygen levels. There are differences between the portion that is found in the South of the Chalco-Tláhuac highway, and the one found in the North, the first being more polluted than the second. Some of the variables present differences throughout the year, predominating a decrease during the summer probably due to dilution resulting from the rains.

The community of macroinvertebrates is composed of mollusks, annelids, crustaceans and insects. Twenty-one morphospecies were found, of which 2 contributed with more than 75% of the total abundance, and only five contributed with more than 5%. Morphospecies richness was higher during the winter and lower during spring. There is a greater abundance during the second half of the year, which corresponds to the hatching season of the two most abundant species. In terms of composition, winter separates from the rest, while summer presents intermediate levels between spring and autumn.

Even though the five species separated in the canonical correspondence analysis, only three of them presented significant correlations between their abundance and the variation in the parameters. *Krisouzacorixa femorata* presents a lower abundance in high copper, total dissolved solids and ammonia concentrations, but a higher abundance in elevated nitrate concentrations; *Buenoa uhleri* presents a low abundance in high copper concentrations, but a high abundance in high dissolved oxygen and near zero oxidation/reduction potential values. Chironomidae 1 is rare in the presence of ammonia. The above suggests that these species can be used as bioindicators, but laboratory tests are required in order to confirm this.

## I. INTRODUCCIÓN

De las 148,178 ha que conforman el territorio de la Ciudad de México, (antes Distrito Federal) el 58.9% corresponde a suelo de conservación (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2010). De acuerdo con el Programa General de Ordenamiento Ecológico de la ciudad (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2000), los humedales y chinampas de Tláhuac y Xochimilco, con 3,114.5 hectáreas, abarcan 3.5% de dicho tipo de suelo. Por tener un elevado valor ecológico, tradicional y cultural, estas zonas se consideran de manejo agroecológico especial, y su conservación incluye, entre otras cosas, la reducción en el uso de productos químicos para evitar la contaminación del suelo y agua. El crecimiento irregular y mal planificado de la mancha urbana de la Ciudad de México es uno de los problemas que amenaza su existencia a largo plazo (Bataillon, 2008).

### 1.1 Efecto de la urbanización sobre los sistemas acuáticos

La urbanización es uno de los principales motores de cambio en los ecosistemas. Actualmente se busca lograr medidas en las que se concilien las necesidades humanas y las del resto de los seres vivos (Wilson *et al.*, 2007). Se ha demostrado que el aumento de la población humana (y por ende, de los asentamientos) trae consigo problemas ambientales (Villalobos-Jiménez *et al.*, 2016). A pesar de que este proceso afecta principalmente a la superficie terrestre, existen secuelas en los sistemas acuáticos (McDonald *et al.*, 2013). Producto de ello, se viven las consecuencias de este cambio a través de la reducción del volumen de agua (superficial y subterránea), la reducción de la cubierta vegetal asociada, la introducción de especies exóticas, la modificación de los patrones de captura de biomasa, la formación de islas de calor y la acumulación de contaminantes (Gómez-Anaya, 2008; Monteiro-Junior *et al.*, 2014; Villalobos-Jiménez *et al.*, 2016).

Se sabe que el efecto que dichos cambios tienen sobre la biota depende tanto de la magnitud de las afectaciones como de rasgos intrínsecos de los organismos (Monteiro-Junior *et al.*, 2014). Sin embargo, la tendencia general es que la diversidad disminuya conforme aumenta la urbanización. Este proceso ha sido probado tanto en el tiempo (Kozłowski y Bondallaz 2013) como en el espacio (Jeanmougin *et al.*, 2014; Monteiro-Junior *et al.*, 2014; Samways y Steytler 1996), y se ha mostrado en trabajos que contemplan la variación de las comunidades de plantas, peces e invertebrados.

### **1.2 El lago de Chalco: formación, problemas y perspectivas.**

El lago de Chalco es un cuerpo de agua formado recientemente desde cero en la porción oriente de la Cuenca de México (Ortíz y Ortega 2007), el cual aunque formaba parte de los grandes lagos prehispánicos fue desecado completamente a inicios del siglo pasado para aprovechamiento agrícola (Servín 2005). A pesar de que geográficamente se asienta tanto en la Ciudad de México como en el Estado de México, alrededor del 60% de su superficie se encuentra en terrenos asignados al ejido de San Pedro, Tláhuac.

La formación de dicho lugar se debió a la extracción de agua en un sistema de 14 pozos que comenzó a trabajar en 1984 (SEDESOL 2011). Tal situación generó la compactación del suelo -de origen lacustre- en torno a los pozos 11, 12 y 13, a una velocidad de 40 cm al año, por lo que se generó una depresión impermeable que creció en extensión y profundidad. Actualmente, se estima que el hundimiento ha sobrepasado los 15 m, y que el lago ocupa en extensión más de 1000 ha (Ortíz y Ortega 2007; SEDESOL 2011).

Debido a su continuo crecimiento, el lago se ha acercado cada vez más a los asentamientos humanos, lo cual ha provocado inundaciones y que se tengan que dedicar recursos económicos a redireccionar el agua excedente a otros lugares para evitar daños a la

infraestructura (Ortíz y Ortega, 2007; SEDESOL, 2011). Sin embargo, en el sentido inverso, el lago enfrenta amenazas derivadas de una explotación inadecuada de recursos, la persistencia de actividades agropecuarias, la presencia de asentamientos irregulares (*paracaidistas*), la introducción de especies exóticas, el depósito de basura e incluso el relleno de algunas de sus porciones con materiales ajenos al sitio (Wilson y Meléndez-Herrada, 2005; *obs pers*).

Desde el año 2017 el órgano representativo de la comisaría Ejidal de San Pedro Tláhuac ha trabajado en conjunto con la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, Pronatura México, la Autoridad de la Zona Patrimonio Mundial, Natural y Cultural de la Humanidad en Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta, la Universidad Autónoma Metropolitana y la Universidad Nacional Autónoma de México para gestar la consolidación de un Área Comunitaria de Conservación Ecológica (ACCE). Lo anterior les permitirá obtener fondos para el manejo del lugar en términos de “conservación, restauración y preservación” de acuerdo al programa de Retribución por la Conservación de Servicios Ambientales, así como tener una figura legal para proteger al lugar de los disturbios a los que está sujeto (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2010). Entre las actividades contempladas para cumplir los objetivos del programa se encuentran la conservación del agua y el suelo, así como el monitoreo de la flora y la fauna.

### **1.3 La calidad del agua**

Una de las formas en las que se puede diseñar un plan de manejo eficiente para el lugar es a través de la identificación de las zonas que serán designadas a diferentes actividades, para lo cual es importante conocer la calidad del agua.

*1.3.1 Definición y aplicación en México.* Johnson y colaboradores (1997) definieron este concepto como “una medida de la condición del agua relativa a los requerimientos de una o más especies y/o a cualquier necesidad o propósito humano”, por lo cual su interpretación práctica depende directamente del uso que se quiera hacer del recurso. En nuestro país los *Criterios Ecológicos de Calidad del Agua* (CE-CCA-001/89, publicados en el Diario Oficial de la Federación el 13 de diciembre del 1989) distinguen siete categorías de calidad, aunque no todos los parámetros a considerar se encuentran señalados para cada categoría. Una alternativa más actual, aunque con únicamente cuatro categorías (uso público urbano, riego, protección a la vida en agua dulce y protección a la vida en agua salada) se contempla en la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales (2018).

*1.3.2. Estado trófico.* Uno de los conceptos asociados a la calidad del agua en sistemas naturales es el de estado trófico (Yu *et al.*, 2011). Esto hace referencia a la cantidad de nutrientes disponibles para los organismos en la columna de agua, de los cuales los más importantes por ser limitantes son el fósforo y el nitrógeno (Welch *et al.*, 2004d). De acuerdo con Dokulil y Teubner (2011), la primera distinción entre sistemas oligotróficos, mesotróficos y eutróficos fue realizada por Naumann (1919), basándose en su apariencia y el grupo de algas dominantes en verano. De entre estas categorías, los sistemas eutróficos han recibido especial atención por tener implicaciones negativas en el aprovechamiento humano de los recursos. Un ejemplo de esto es la definición de eutrofización que usa la directiva para el tratamiento de aguas residuales europea, la cual es “el enriquecimiento del agua por nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, causando crecimiento acelerado de algas y formas superiores de vida vegetal, lo cual produce una perturbación indeseable del balance de los organismos y de la calidad del agua concerniente” (CE 1991).

*1.3.3. Parámetros fisicoquímicos.* Además de la concentración de nutrientes, existen otras medidas importantes para conocer la calidad del agua, entre ellas se encuentran el oxígeno disuelto (OD), el pH, el potencial de óxido/reducción (POR) y los sólidos disueltos totales (SDT).

La evaluación del oxígeno disuelto es importante porque, además de ser una molécula necesaria para la respiración de los organismos aerobios, está relacionada con el POR de un sistema (Welch *et al.*, 2004c), pues a menor concentración de oxígeno, aumenta el potencial reductor de un sitio, lo cual ocurre normalmente en el fondo de los lagos (Livingstone y Imboden, 1996). Esto es importante porque además de promover el crecimiento de cianobacterias, afecta la solubilidad de las diferentes moléculas, de modo que la biodisponibilidad de estas puede cambiar, y por lo tanto, sus efectos sobre la biota. Por ejemplo, en ambientes reductores, el fósforo se libera de sus enlaces con el hierro, de manera que puede ser incorporado en las células (Welch *et al.*, 2004c).

De manera similar, la concentración de pH está relacionada con la solubilidad de diferentes compuestos: en el caso de los metales pesados, por ejemplo, a menor pH, mayor solubilidad, y por lo tanto mayor biodisponibilidad (Michaud, 1991).

Por último, se entiende por SDT a aquellas partículas que permanecen en el agua aún tras la filtración, y que no se pueden evaporar (Chapman y Kimstach, 1996). Estos comprenden tanto iones como calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruro, sulfato o nitrato (OMS 2003) como otras partículas. Cambios en los SDT de un entorno pueden señalar algún disturbio (EPA, 2012).

*1.3.4. Metales pesados y su efecto en los macroinvertebrados acuáticos.* Los metales pesados, tales como el zinc, cadmio, cobre, plomo, cromo, mercurio, plata o níquel pueden

provenir de residuos industriales o municipales (Welch *et al.*, 2004a). Aunque la presencia de metales en los cuerpos de agua es variable de acuerdo a las condiciones de cada lugar, (por ejemplo Watson *et al.*, 1982; Clements, 1994), se sabe que altas concentraciones de estos pueden tener un efecto negativo en la biota (Tchounwou *et al.*, 2012).

En el caso de macroinvertebrados acuáticos, la exposición a metales pesados puede resultar en cambios en las tasas de eclosión, locomoción, oviposición, apareamiento, tiempo de vida y supervivencia (Rayms-Keller *et al.*, 1998; Borowska y Pyza, 2011). En el presente trabajo se evaluó únicamente la concentración de cobre y de zinc debido a que Watson y colaboradores (1982) los reportan como los metales que pueden afectar a la comunidad de odonatos -con quienes este trabajo fue diseñado originalmente- en un estudio realizado en Australia. Sin embargo, sus efectos en diferentes grupos de invertebrados ha sido demostrada: a nivel celular, se sabe que el cobre altera la actividad fagocítica de los hemocitos, así como a la estabilidad de la membrana de los lisosomas en moluscos, lo cual afecta la capacidad del sistema inmune de responder ante agentes extraños (Matozzo *et al.*, 2001). El zinc, por otro lado, altera las tasas de apoptosis normales en artrópodos (Filipiak *et al.*, 2010), además de que su afinidad a los grupos -SH (tioles), podría provocar deformaciones en el citoesqueleto de los hemocitos ( Viarengo y Nicotera, 1991; Matozzo *et al.*, 2001).

#### **1.4 Los invertebrados como bioindicadores**

Los bioindicadores han sido definidos como aquellos procesos, especies o comunidades que son capaces de señalar, de alguna manera, algún atributo de interés (Holt y Miller, 2010). En el caso concreto de las comunidades, se espera que si ocurren cambios en su riqueza,

composición, abundancia o diversidad a lo largo del tiempo, estos puedan estar relacionados con eventos tales como disturbio o medidas de manejo (Oertli, 2008).

Aunque tradicionalmente la valoración de calidad de agua se haya basado en análisis fisicoquímicos, es deseable complementar esa información con monitoreo biológico (Norris y Morris, 1995). Este no es un hecho trivial, pues implica un reconocimiento de que la biota y sus interacciones reaccionan al impacto y al manejo humano, con algunos organismos respondiendo más rápido que otros (Paoletti, 1999).

Dentro de los diferentes grupos biológicos, los macroinvertebrados han sido ampliamente usados en el estudio de la calidad de agua debido a su alta abundancia, tolerancia a la contaminación más o menos conocida, movilidad restringida, diferentes estrategias en el ciclo de vida, diferentes hábitos alimentarios, y una total dependencia de las condiciones del sitio en que viven (Oleson, 2013). Las muestras de las comunidades suelen analizarse de manera matemática a través de índices, como los desarrollados por Beck (1955) o Hilsenhoff (1988); o de manera cualitativa, a través de la observación de los grupos más abundantes cuya tolerancia es conocida, como la riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Lenat y Lenat, 1988).

Una de las principales ventajas del uso de bioindicadores es que resulta más barato que los análisis fisicoquímicos tradicionales, además de que no se requiere de personal altamente especializado. Debido a lo anterior, entidades internacionales tales como la OMS (Bartram *et al.*, 1996) o locales como el gobierno de Maine, Estados Unidos (DiFranco, 2014) han desarrollado manuales orientados al diseño de programas de monitoreo usando seres vivos. A pesar de esto, el grado de conocimiento que se tiene sobre su efectividad aún es variable entre diferentes regiones (Oertli, 2008). Adicionalmente, se sabe que la asignación de grupos taxonómicos por encima de género a una categoría de tolerancia única puede

generar errores, pues en algunos casos existen variaciones (Resh y Unzicker 1975). Debido a lo anterior es importante conocer la biota de cada sitio donde se desee usar bioindicadores, así como su tolerancia específica entre los parámetros a evaluar.

### **1.5 Justificación**

Los propietarios del suelo sobre el que se asienta el lago de Chalco desean convertir su ejido en un Área Comunitaria de Conservación Ecológica. Esto permitirá tener herramientas legales para protegerlo de los impactos que recibe por parte de las actividades humanas. Se considera importante caracterizar el agua y evaluar la existencia de variación regional y estacional en cuanto a sus parámetros fisicoquímicos, pues así se podrá saber si el lago se ajusta en algún lugar o momento a alguna de las categorías de calidad contempladas en la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales. De este modo se contará con un punto de partida para planificar acciones futuras. También es importante caracterizar a la comunidad de macroinvertebrados por primera vez en el lugar, y buscar relaciones entre ambos criterios. Esto permitirá evaluar si existen especies que puedan ser usadas como bioindicadoras, y si estas son igualmente eficientes a lo largo del año. Para ello, se considera que los macroinvertebrados acuáticos son un grupo valioso pues permitirá hacer monitoreo a largo plazo.

## **II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS**

El objetivo general de este trabajo es conocer la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a las variaciones en los parámetros fisicoquímicos en la periferia del lago de Chalco.

Los objetivos particulares son:

1. Caracterizar el agua en diferentes puntos de la periferia del lago de Chalco en términos de nutrientes (amoníaco, nitrito, nitrato, fósforo total), parámetros

físicoquímicos (pH, OD, SDT y POR) y metales pesados (zinc y cobre) para saber si se cumplen con los criterios para asignarlo a alguna categoría de calidad de agua contempladas en la legislación nacional en alguna de sus áreas.

2. Identificar si existe variación espacial en los nutrientes, los parámetros físicoquímicos y metales pesados en las diferentes regiones del lago.
3. Identificar si existe variación en los nutrientes, los parámetros físicoquímicos y metales pesados en las diferentes estaciones del año.
4. Describir a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del lago de Chalco y sus variaciones a lo largo del año en términos de riqueza, abundancia, diversidad y composición.
5. Asociar la composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados con los nutrientes, parámetros físicoquímicos y metales pesados del lago, buscando especies que puedan ser empleadas como bioindicadoras.

Se espera que existan sitios con diferente calidad de agua alrededor del lago, en concordancia con las actividades humanas desarrolladas alrededor de cada uno de ellos. Será posible identificar los puntos de con mayor concentración de nutrientes y metales, así como las principales zonas de variación de los parámetros físicoquímicos, lo cual servirá a los ejidatarios para identificar lugares en los que deban modificar su manejo. Es probable que la calidad de agua y la comunidad de macroinvertebrados se comporte distinto a lo largo del año, respondiendo a variaciones en las condiciones ambientales y a las actividades humanas. Asimismo, se piensa que la comunidad de invertebrados acuáticos será más rica, abundante y diversa en los sitios con mejor calidad del agua, pues estos ofrecerán mejores condiciones para su supervivencia.

### III. ANTECEDENTES

A finales del siglo pasado, un grupo de investigadores de la Universidad Autónoma Metropolitana, plantel Xochimilco, realizó una caracterización del sitio encaminada a generar un plan de manejo (Barreiro-Güemes *et al.*, 1997) que no se concretó. Para ello, recabaron información sobre suelos, calidad de agua, plancton, vegetación, peces, reptiles, aves y algunos rasgos socioeconómicos. Derivado de ese proyecto, Ayala y Áviles (1997) detectaron que solo dos de 10 estaciones de muestreo evaluadas eran aptas para recreación o conservación de la biota. Sin embargo, se espera que a poco más de 20 años de ese trabajo, las condiciones hayan cambiado.

Actualmente existe un grupo de trabajo internacional realizando estudios sobre aspectos ecológicos, paleo ecológicos, paleo-limnológicos, geofísicos, de vulcanismo, magnetismo y subsidencia en la zona, mediante el proyecto UNAM-PAPIIT-IV00215 “Cambio climático y medio ambiente en la historia del lago de Chalco”.

### IV. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 4.1 Sitio de estudio

El lago de Chalco se ubica entre los 19°14'56" y los 19°18'31"N, y entre los 98°57'33" y 98°59'36"O (Ortíz y Ortega 2007) lo que la ubica entre la alcaldía Tláhuac, en la Ciudad de México, y el municipio de Valle de Chalco Solidaridad, en el Estado de México (Figura 1).

El lago tiene suelos arcillosos y en general salinos (Domínguez-Rubio 1997), con una vegetación dominada por *Typha latifolia* (Typhaceae) (*obs pers.*). Aunque se reconoce que enfrenta algunos problemas generados por actividad humana, es considerada por la CONABIO como un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (Wilson y

Meléndez-Herrada, 2005), y por el Estado de México como un Santuario del Agua (Gobierno del Estado de México 2004).

Debido a que la línea de pozos que lo formó continúa siendo transitada (y actualmente custodiada por la Policía Federal), y a que existe una carretera que conecta a Tláhuac con Valle de Chalco, el lago quedó dividido en varias porciones (Figura 1).

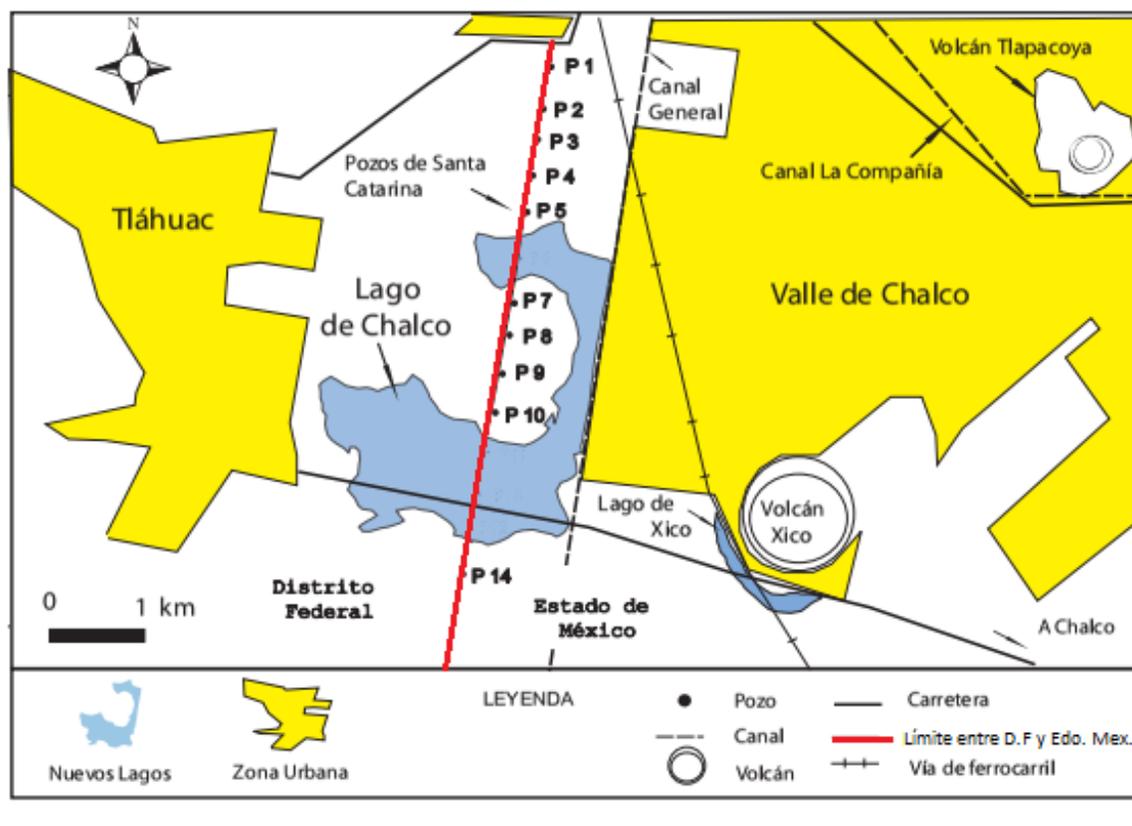


Figura 1. Ubicación del lago de Chalco, entre Tláhuac y Valle de Chalco Solidaridad. La porción a la izquierda de la línea roja corresponde a la Ciudad de México, y a la derecha al Estado de México. Modificado de Ortega y Ortiz, 2007.

## **4.2 Toma de muestras**

*4.2.1 Estaciones y fechas de muestreo.* Para abarcar parte de la variabilidad en los parámetros fisicoquímicos, y en la comunidad de macroinvertebrados del lugar, se realizaron cuatro muestreos a lo largo de un año (enero, abril, julio y octubre, que corresponden con las estaciones de invierno, primavera, verano y otoño, respectivamente). La distribución de los sitios de muestreo se realizó de manera sistemática cada 300 metros a lo largo del litoral siguiendo la recomendación de DiFranco (2014) quien sugiere no muestrear macroinvertebrados en profundidades mayores a un metro. Esto, además, asegura que se puedan realizar muestreos parecidos por parte de los ejidatarios, quienes no cuentan con equipo para acceder a las zonas profundas. Se excluyeron los lugares en los que fue imposible transitar debido al corte de los caminos por la presencia de canales de origen humano (Figura 2).



Figura 2. Estaciones de muestreo utilizadas en el presente estudio.

4.2.2 *Muestreo y cuantificación de nutrientes y metales pesados.* En cada uno de los sitios se tomaron tres muestras de agua a un metro de la orilla y con una separación de un metro entre cada una, siguiendo una trayectoria recta, a una profundidad de aproximadamente 20 cm. Lo anterior se realizó entre las 10:00 y las 15:00 h con ayuda de una cuerda marcada que se usó como referencia para el muestreo de macroinvertebrados. Dichas muestras fueron almacenadas en recipientes de polietileno de alta densidad de 120 mL de capacidad e inmediatamente colocadas en recipientes térmicos con hielo molido. Cada muestra fue filtrada sin ser retirada del hielo usando papel Whatman® del número 4 para retirar las

partículas mayores a 25  $\mu\text{m}$ . Posteriormente fueron almacenadas en obscuridad a 4°C hasta su análisis en laboratorio, el cual se realizó en menos de veinte días tras cada muestreo, en la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM.

La cuantificación de amoníaco, nitrito, nitrato, fósforo total, zinc y cobre se realizó mediante un espectrofotómetro multiparamétrico HI83099 de Hanna Instruments® mediante los reactivos específicos para cada prueba, siguiendo las recomendaciones del fabricante.

*4.2.3 Muestreo de variables fisicoquímicas.* Se usó un lector multiparamétrico modelo HI9829 de Hanna Instruments®, con sondas HI7609829-2 para el OD; HI7609829-0 para el pH y HI7609829-3 para SDT y POR. En cada sitio se realizaron 3 medidas en los mismos lugares en los que se colectó el agua para poder obtener un promedio. Dichas medidas fueron almacenadas en la memoria interna del equipo para posteriormente ser transferidas a una computadora personal.

*4.2.4 Muestreo biológico.* En cada sitio de muestreo se usó una red entomológica acuática de 30 cm de ancho de boca y 0.5 mm de ancho de malla para hacer un barrido de dos metros, a una distancia de un metro de la orilla y rozando el sedimento con la parte inferior de la red. Con cada barrido se cubrieron 0.6 m. Los macroinvertebrados encontrados se colectaron y se almacenaron en alcohol al 75% para su posterior identificación en el laboratorio al nivel taxonómico más fino posible.

### **4.3 Procesamiento de datos**

Para cada parámetro se realizó un mapa de distribución en cada fecha de muestreo mediante el software Surfer versión 13, usando el algoritmo *inverse distance to a power*, el cual estima

el valor de las variables en torno al punto de muestreo a través de un promedio ponderado: la influencia de un punto decrece en el espacio conforme la distancia se vuelve mayor, por lo que el mayor peso lo tendrá el punto más cercano. Esto es de especial interés debido a que permite visualizar la distribución de los parámetros a lo largo de la orilla, aunque los valores que se muestran al centro deben ser tomados con cautela por no haber ninguna medida que los respalde. Para evitar que la interpolación de los datos considerara que los puntos formaban un solo polígono, se mapearon y señalaron las áreas correspondientes a la línea de pozos y de la carretera como discontinuidades del cuerpo de agua.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales para identificar regiones en las que los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados presentaran valores semejantes, usando el promedio de los cuatro muestreos. Para evitar que el uso de diferentes escalas le diera mayor relevancia a alguna variable sobre otra, los datos fueron convertidos usando logaritmo base diez. En el caso del POR, debido a que todos los valores fueron negativos, primero se transformaron a positivos y después se calculó su logaritmo. Lo anterior se realizó mediante Past versión 3.

Debido a un problema técnico con el equipo empleado en campo, no fue posible tomar las medidas de oxígeno disuelto en verano (julio). Los resultados obtenidos en este caso corresponden a los tres meses de los que sí hay medidas.

Para saber si existen diferencias en las diferentes estaciones del año para cada variable se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis debido a la ausencia de normalidad de los datos. Los resultados significativos fueron seguidos de comparaciones pareadas para conocer en qué estaciones se encontraban las diferencias. Lo anterior se realizó mediante el software SPSS versión 21.

La comunidad de macroinvertebrados fue caracterizada en términos de su riqueza, abundancia, diversidad y composición para cada mes. Para conocer las posibles diferencias en riqueza y diversidad, se graficaron los valores del número efectivo de especies (N.E.E) (Moreno *et al.*, 2011) contra valores continuos del orden de diversidad. Las implicaciones de esto se explican a continuación.

El N.E.E. representa un número hipotético de especies con igual abundancia que tendría una comunidad imaginaria, tal que si se obtuvieran índices tradicionales –como el de Shannon- este sea igual al de la comunidad real.

Para ello, se usó la siguiente fórmula:

$$D_q = \left( \sum_{i=1}^s P_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde  $D_q$  = número efectivo de especies;  $P_i$  = abundancia relativa de la especie  $i$ ;  $q$  = orden de diversidad.

Al usar  $q = 0$  se elimina el efecto de la abundancia, por lo que el valor resultante se basa sólo en la riqueza; al usar  $q = 1$  (recíproco del índice de Shannon) se pondera cada especie proporcionalmente a su abundancia; al usar  $q > 1$  se da más peso a la dominancia, lo cual no fue empleado en el presente trabajo. El gráfico se realizó mostrando el intervalo de confianza del 95% mediante Past versión 3.

Para comparar la abundancia entre meses, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis seguida de comparaciones pareadas en caso de obtener resultados significativos. Esto se realizó en SPSS versión 21. Para evaluar diferencias estacionales en composición, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM) sobre una matriz generada mediante el índice de Jaccard.

Para saber de qué modo la comunidad de macroinvertebrados respondía a la concentración de los diferentes parámetros se seleccionaron aquellas especies que aportaron más del 5% de la abundancia total para realizar un análisis de correspondencia canónico. Para esto se usó una matriz que contemplaba cada sitio en un mes diferente como una nueva fila. De este modo, se incluyeron en total 120 filas. Por último, se realizaron correlaciones de dichas especies contra los diferentes parámetros registrados, de modo que pudiera identificarse si existen especies potencialmente bioindicadoras. Esto se realizó mediante Past versión 3.

## **V. RESULTADOS**

### **5.1 Caracterización del lago y calidad del agua**

La superficie del lago se representa en la Figura 3. El área amarilla indica la zona que pudo ser analizada. No se obtuvo información del Este de las secciones II y IV debido a que la orilla fue intransitable. Las secciones A, B, C y D son estacionales y sólo están presentes en temporada de lluvias, por lo que no se consideraron en el presente estudio.

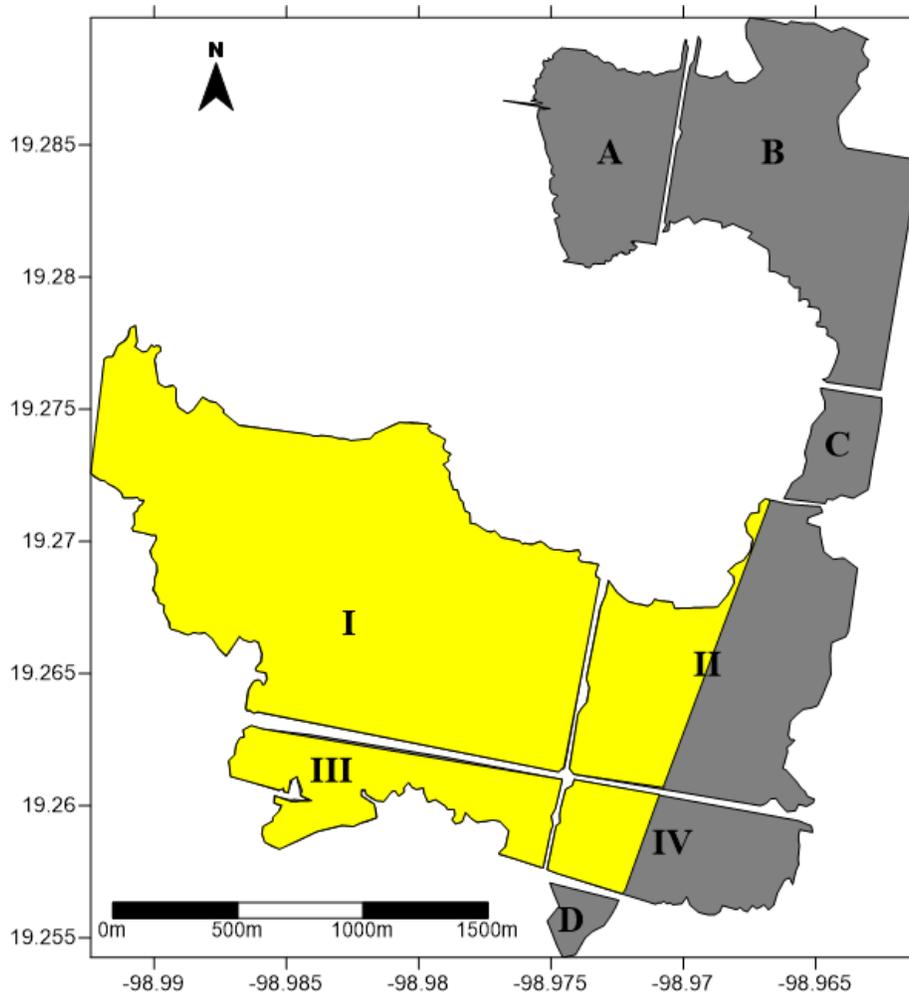


Figura 3. Representación del lago de Chalco. En amarillo se muestra la zona de la cual se obtuvo información. Los números romanos indican las secciones permanentes, en tanto que las letras señalan secciones presentes sólo en época de lluvias.

De acuerdo con los lineamientos de calidad de agua según la ley Federal de Derechos (Cuadro 1), ninguna de las estaciones presenta valores aceptables para ser considerada dentro de alguna categoría. En general, se observan variaciones locales y temporales que se describen a continuación.

Cuadro 1. Parámetros para clasificar la calidad del agua según los lineamientos establecidos en la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales.

Parámetro (mg/L)	Uso público urbano	Riego	Protección a la vida acuática de agua dulce
Amoniaco	–	–	0.072
Nitrito (NO <sub>2</sub> )	0.16	–	–
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	22.13	–	–
Fósforo total	0.1	–	0.05
pH	6-9	6-9	6.5-8.5
OD	4	–	5
SDT (ppm)	500	500	–
Zinc	5	2	0.02
Cobre	1	0.2	0.05

El POR no están contemplado en la ley.

*5.1.1 Amoniaco.* En general, el amoniaco presenta los valores más altos de cada estación en las zonas III y IV, los cuales van de 11.5 a 22.7 mg/L a lo largo del año. Los valores más bajos se presentaron en la zona I, con sitios por debajo de 5 mg/L. La mayor concentración global ocurrió en octubre, con 6.71 mg/L en promedio, en tanto que la menor se detectó en verano, con 2.16 mg/L en promedio (Figura 4).

## Amoniaco ( $\text{NH}_3$ )

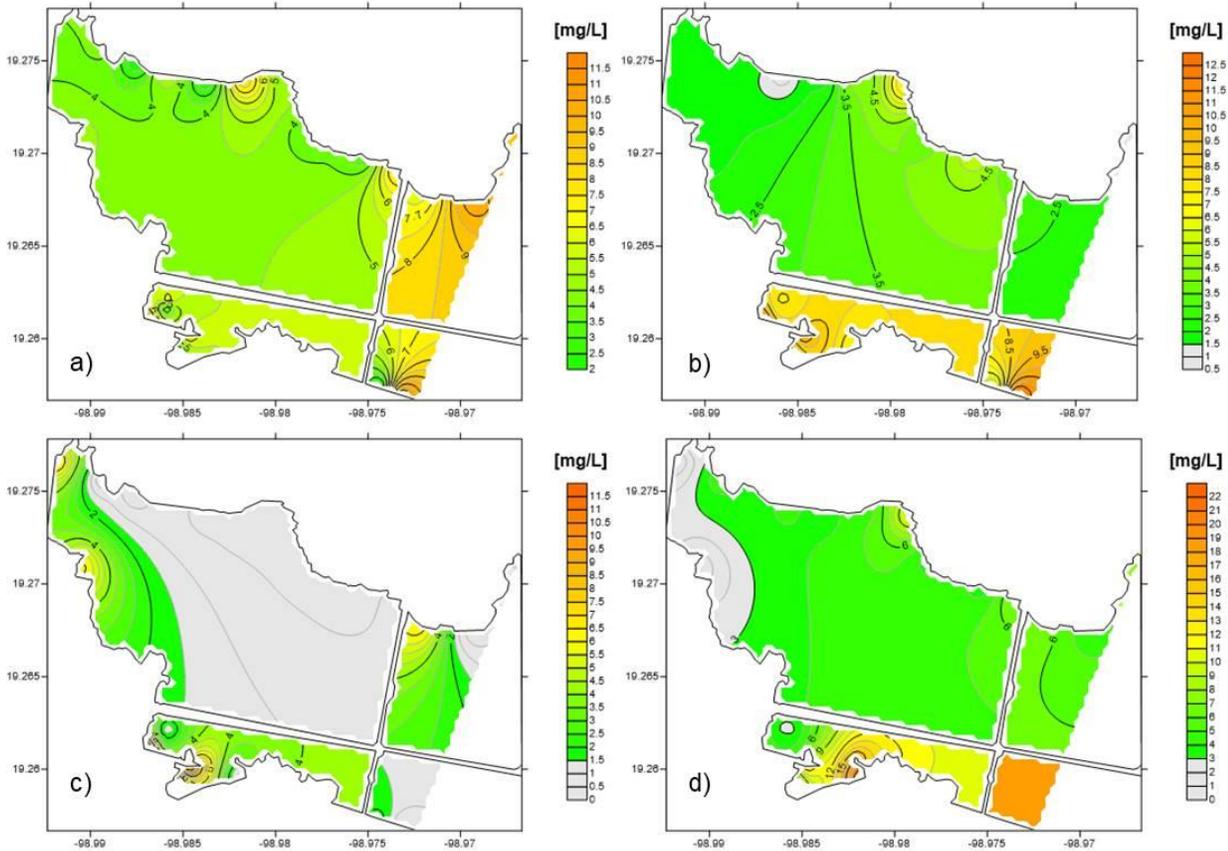


Figura 4. Modelo de la distribución del amoniaco en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) invierno del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L.

5.1.2 Nitrito. La sección IV presentó valores elevados desde primavera a otoño, incluyendo el máximo detectado (86 mg/L). En verano, la sección I resalta por tener concentraciones elevadas, las cuales oscilaron entre 27 y 59 mg/L. Los valores más bajos en todo el año se presentaron en las estaciones 1 a 4 los cuales fueron de 5, 3 y 6 mg/L para invierno, primavera y otoño, respectivamente (Figura 5).

En verano se registró la mayor concentración global (38.38 mg/L, en promedio), en tanto que invierno fue cuando se detectaron los valores más bajos (13.16 mg/L, en promedio).

### Nitrato ( $\text{NO}_2^-$ )

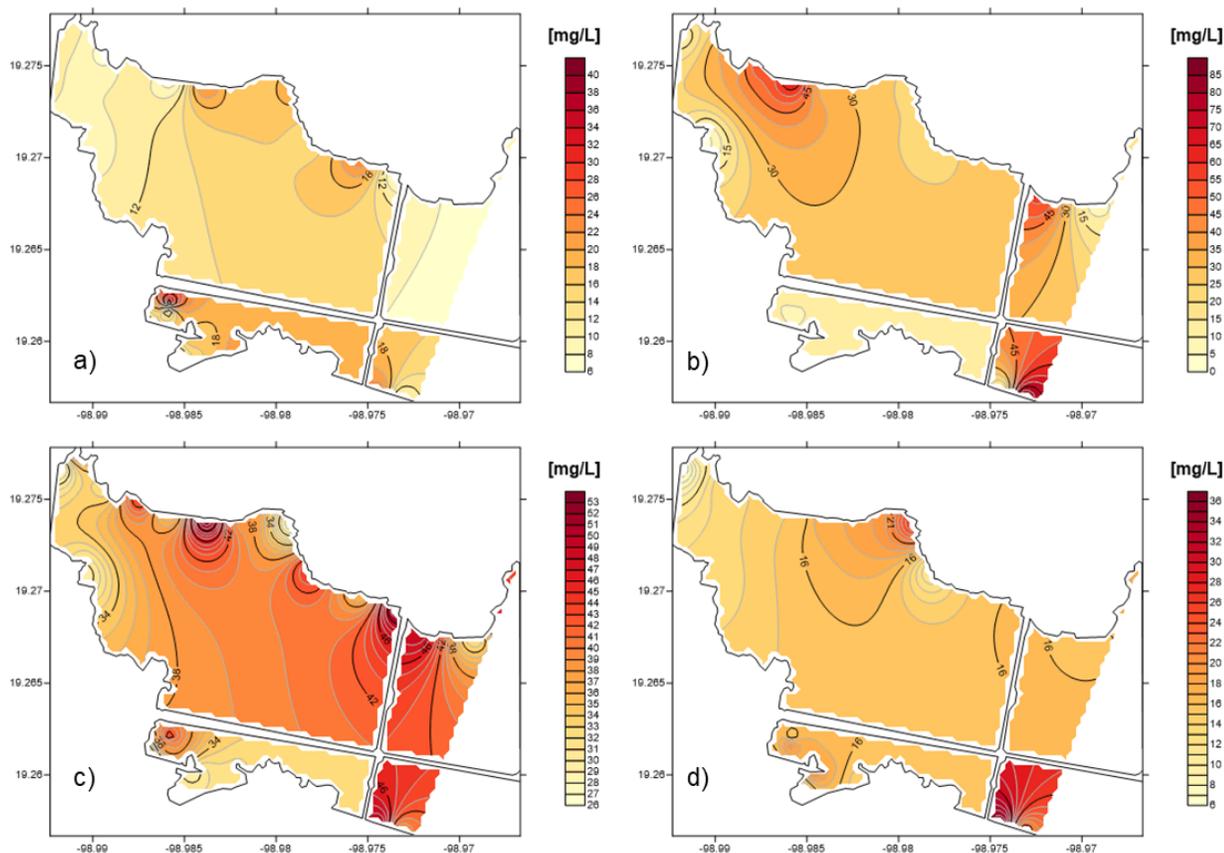


Figura 5. Modelo de la distribución del nitrato en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) invierno del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L

5.1.3 Nitrato. La distribución de la concentración fue muy irregular para este compuesto a lo largo del año. En la sección IV durante primavera y verano es donde se registraron los valores

más elevados (hasta 153 y 101 mg/L, respectivamente). En primavera la mayor parte de las secciones I y II presentó valores por debajo del límite de detección del equipo. Lo mismo ocurrió en al menos un punto en las demás estaciones del año (Figura 6).

La mayor concentración global ocurrió en verano, con 26.60 mg/L en promedio, en tanto que la menor se presentó en otoño, con 8.81 mg/L en promedio.

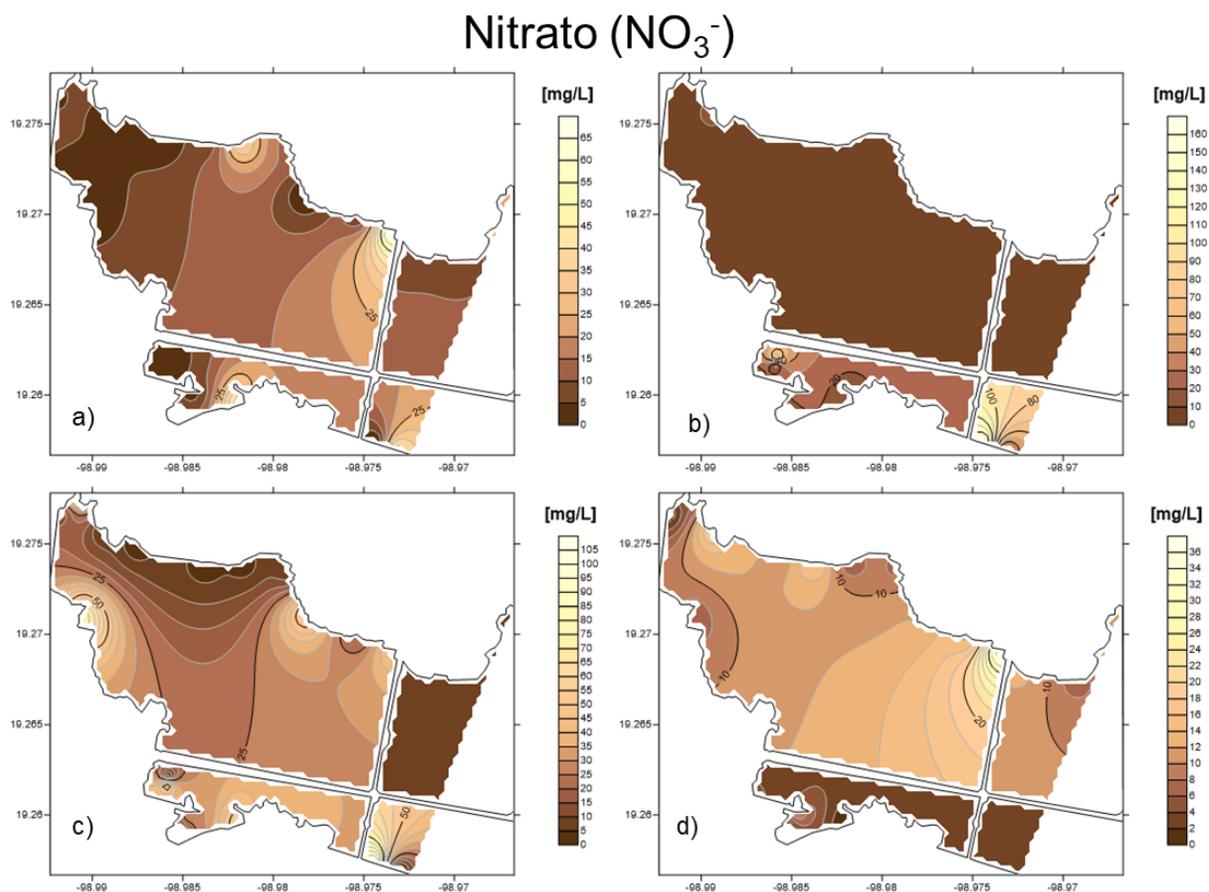


Figura 6. Modelo de la distribución del nitrato en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) invierno del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L

5.1.4. *Fósforo total*. Los valores más altos de fósforo total se presentaron en las secciones III y IV, alcanzando hasta 21 mg/L. En las estaciones 2 a 4 se detectaron las concentraciones más bajas (iguales o menores a 1 mg/L) en invierno, primavera y otoño (Figura 7).

En verano se presentó la mayor concentración global de fósforo total con 4.87 mg/L en promedio, en tanto que en el invierno se detectó la menor, con 1.71 mg/L.

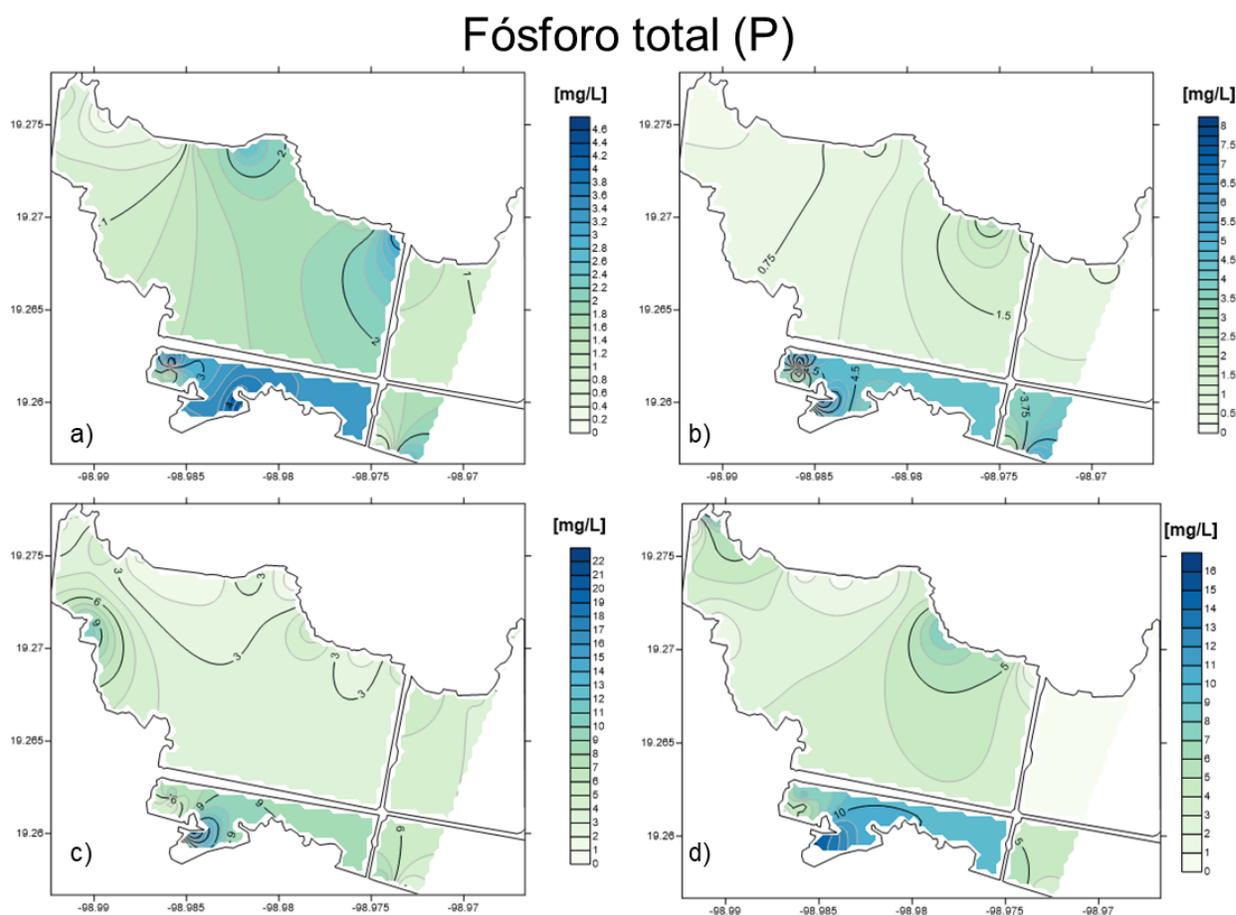


Figura 7. Modelo de la distribución del fósforo total en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L

5.1.5. *pH*. El pH osciló entre 7.2 y 9.8. En general, la zona III presentó los valores más bajos en cada estación (Figura 8).

En primavera se registraron los valores más altos en promedio (9.3), en tanto que en verano se tuvo el promedio más bajo (8.7).

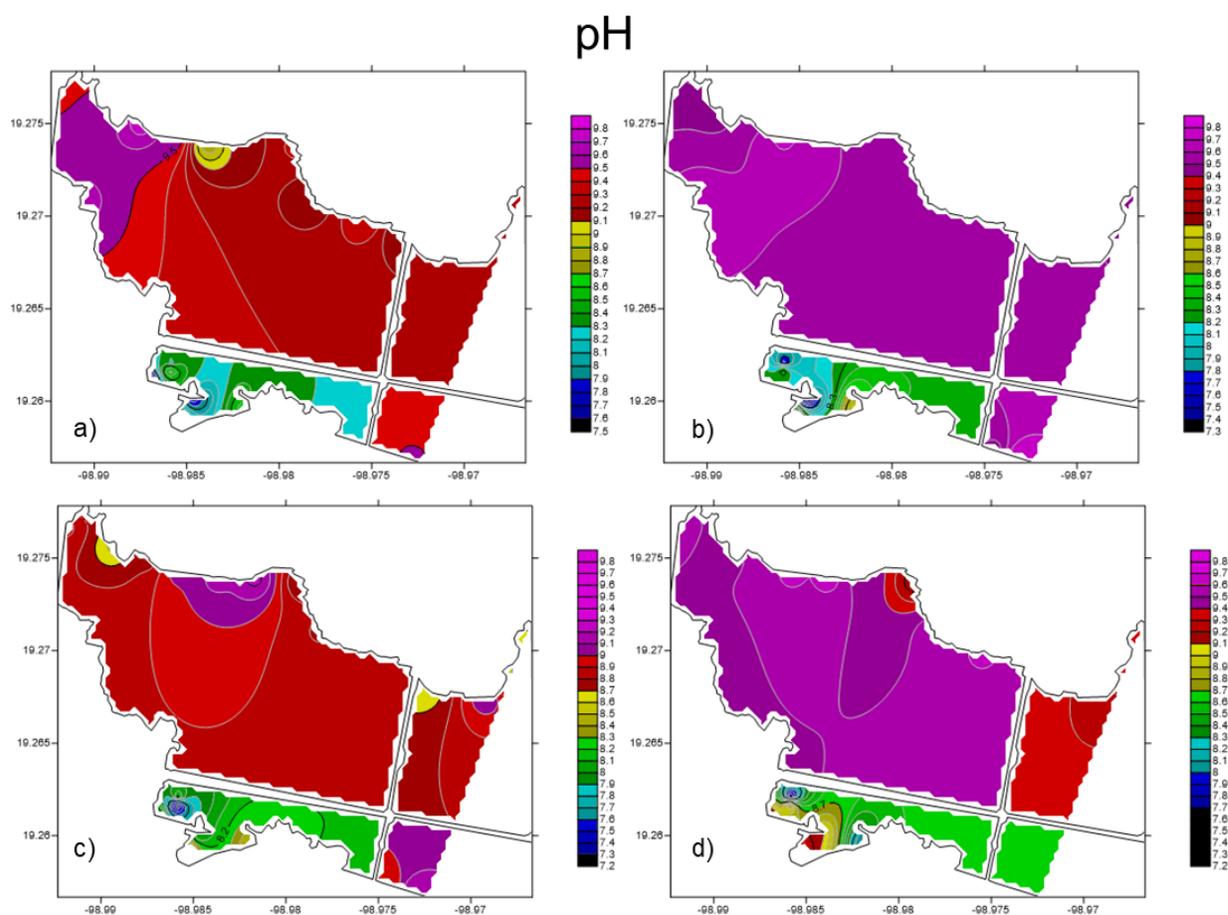


Figura 8. Modelo de la variación en pH en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites.

5.1.6. *Oxígeno disuelto*. La concentración de OD fue irregular a lo largo del año. En invierno los valores más altos (hasta 4.3 mg/L) se presentaron al noroeste de la sección I; en primavera en esto ocurrió en la sección IV (hasta 20.09 mg/L) y en otoño en la mayor parte de la sección I (hasta 22.75 mg/L), salvo en el noroeste (Figura 9).

En otoño se registró la mayor concentración promedio (11.4 mg/L), y en primavera la menor (3.3 mg/L).

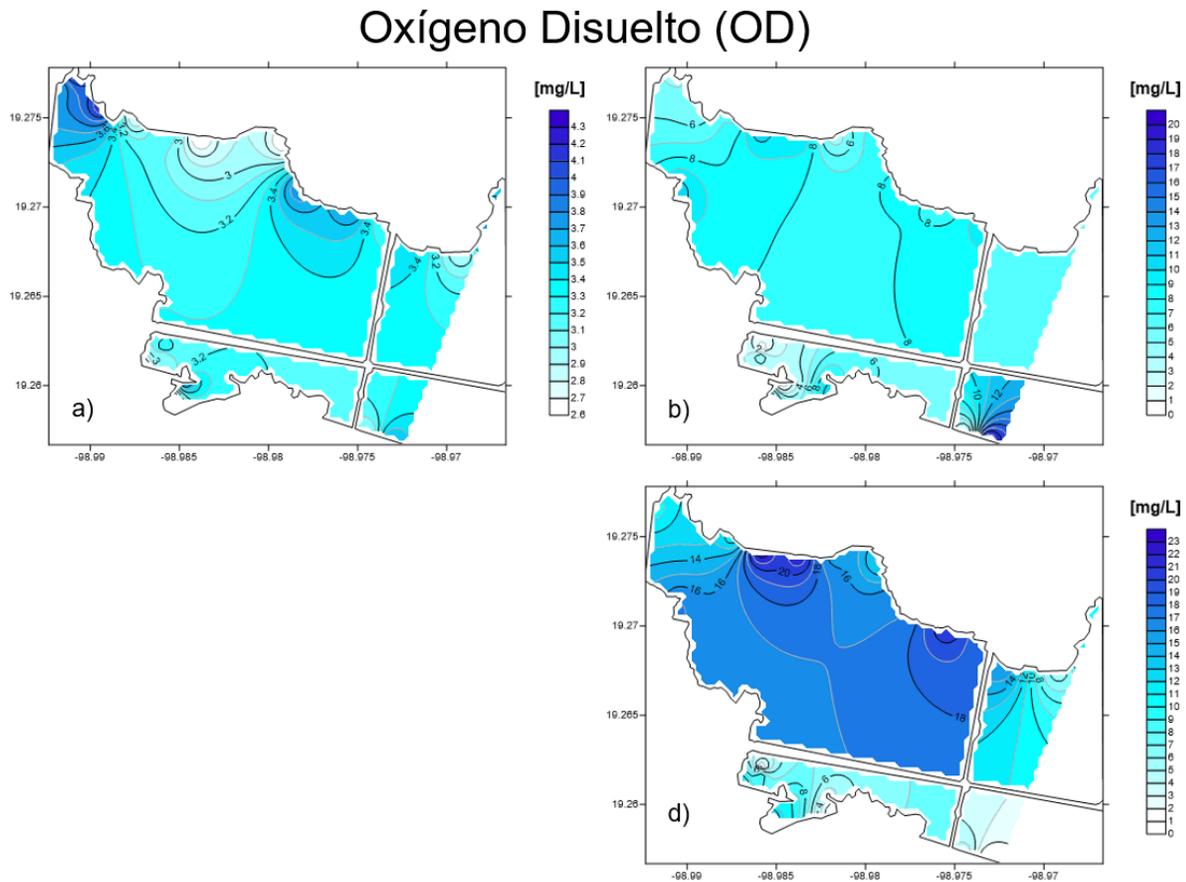


Figura 9. Modelo de la variación en oxígeno disuelto en a) invierno; b) primavera y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L.

5.1.7. *Sólidos disueltos totales.* Los SDT variaron entre 337 y 3610 ppm. Hubo 1726, 2987 y 1983 ppm en la zona IV, y 3610 en el sitio cinco (Figura 10).

En promedio, en primavera se detectaron las concentraciones más altas (1200 ppm), en tanto que en invierno se detectaron las más bajas (863 ppm).

## Sólidos disueltos totales (SDT)

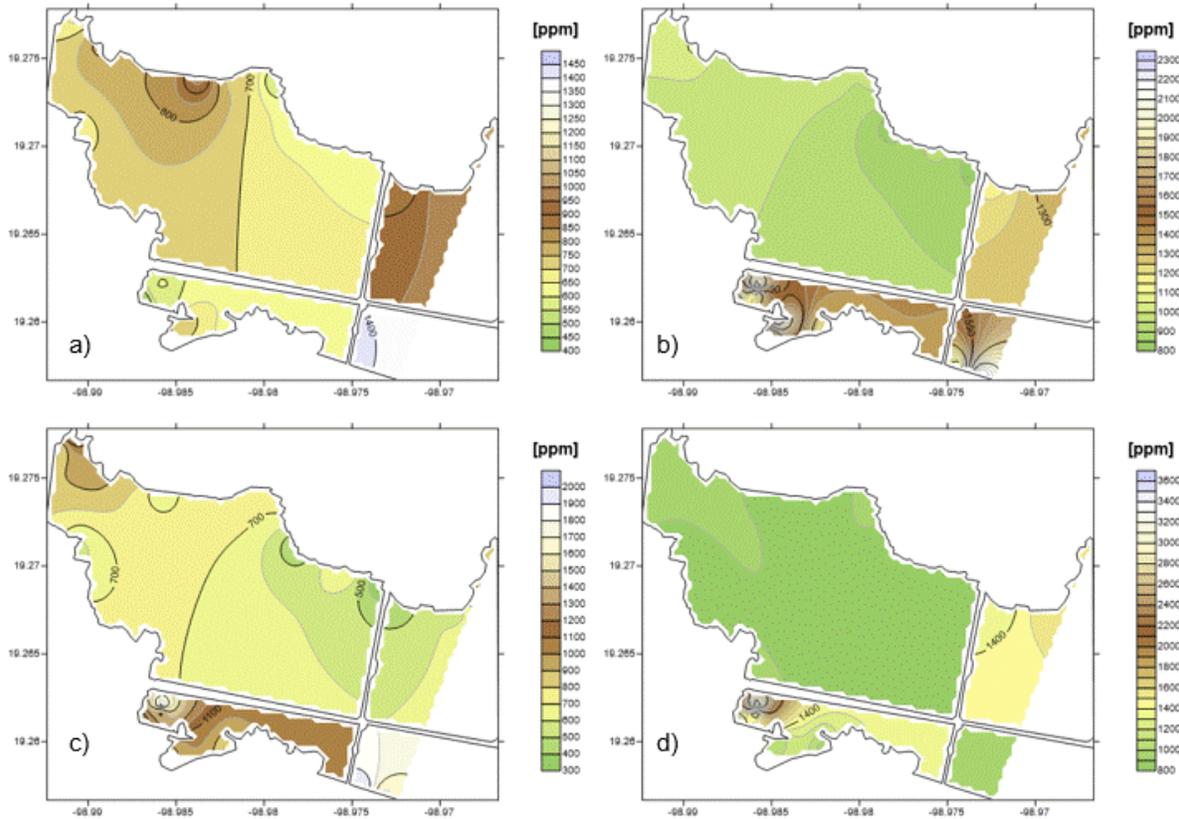


Figura 10. Modelo de la variación en sólidos disueltos totales en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en ppm.

5.1.8. *Potencial de óxido/reducción.* Todo el año el POR se mantuvo en valores negativos, oscilando entre -607.3 y -74.6 mV. En invierno la zona I presentó mucha variación, pero se mantuvo más o menos uniforme el resto de las estaciones. En las zonas III y IV se registraron los valores más negativos durante todo el año (Figura 11).

El valor más alto en promedio se presentó en primavera, con -222.7 mV, en tanto que en verano se presentó el menor, con 267.5 mV.

## Potencial de óxido/reducción (POR)

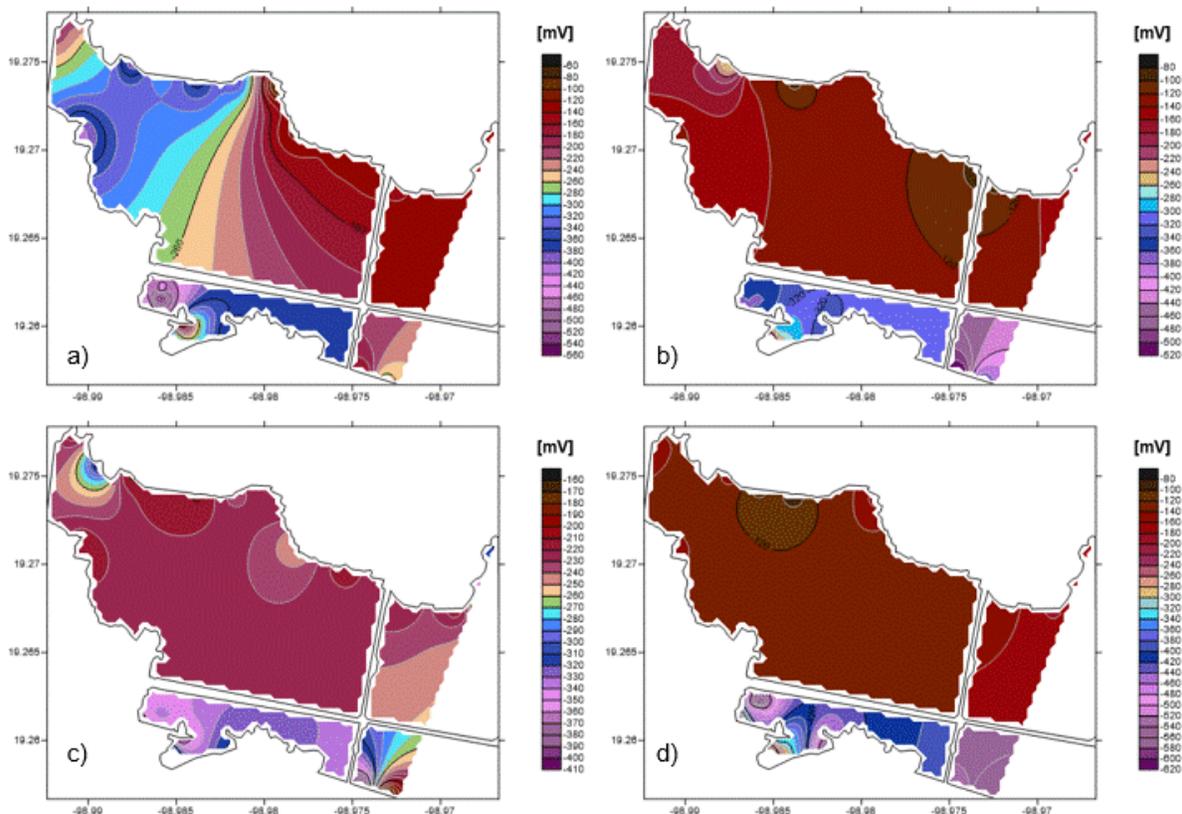


Figura 11. Modelo de la variación del POR en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mV.

4.1.9. *Zinc*. El valor más alto se presentó en torno al sitio 16, en primavera (0.19 mg/L). En todas las estaciones existieron sitios con concentraciones por debajo del límite de detección, aunque esto resultó particularmente notorio en el invierno. En primavera se alcanzaron valores altos en la zona III (0.02 a 0.19 mg/L); en verano los valores más altos se encontraron al noroeste de la zona I (hasta 0.13 mg/L); en otoño el valor máximo fue de 0.09 mg/L, en la zona IV. (Figura 12).

En promedio, en verano se detectó la mayor concentración del metal (0.049 mg/L), y en invierno la menor (0.016 mg/L).

## Zinc (Zn)

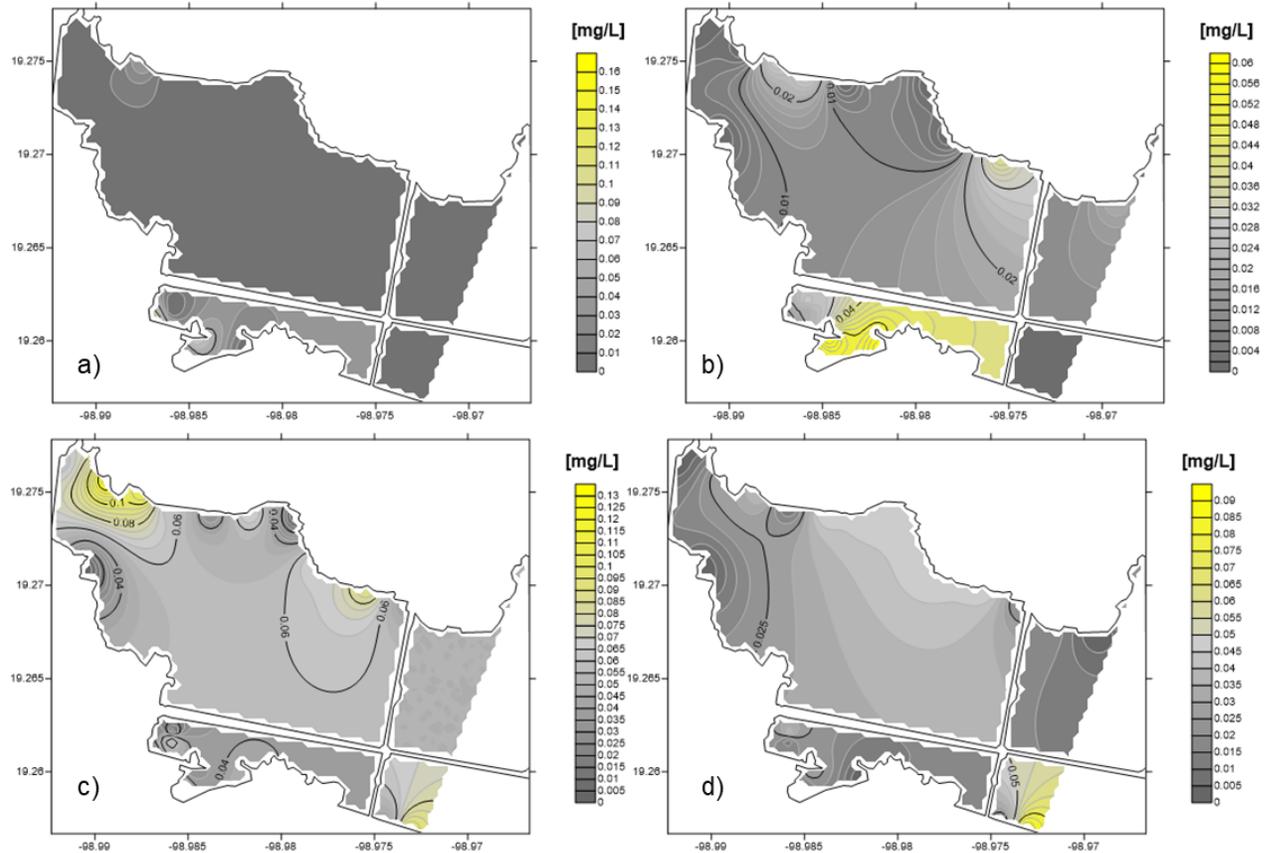


Figura 12. Modelo de la distribución del zinc en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L.

5.1.10. *Cobre.* La zona IV presentó los valores más altos a lo largo de todo el año (hasta 2.46 mg/L). En invierno y verano existieron sitios con concentraciones por debajo del límite de detección en la zona I (Figura 13).

En promedio, invierno presentó los valores más elevados (0.84 mg/L), y otoño los más bajos (0.13 mg/L).

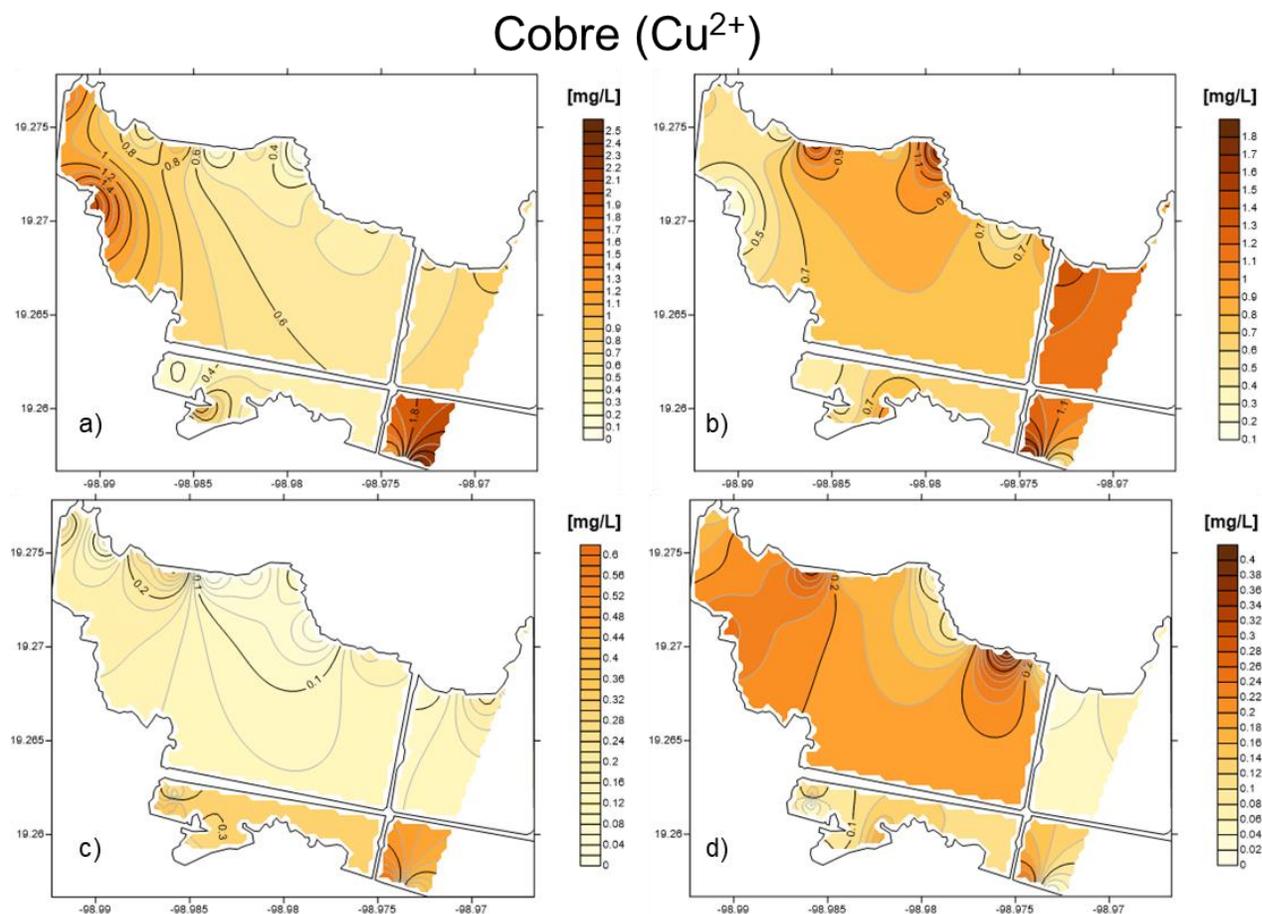


Figura 13. Modelo de la distribución del cobre en a) invierno; b) primavera; c) verano y d) otoño del 2017. Las escalas en cada imagen tienen diferentes límites y expresan concentración en mg/L.

## 5.2 Variación espacial

El Análisis de Componentes Principales explica el 63.37% de la variación del sistema en sus dos primeros ejes (Figura 14). El componente uno presenta correlaciones positivas del 78% con el fósforo total; del 74% con el POR; del 72% con el nitrato y del 68% tanto con el amoníaco como con los SDT. De este modo, los sitios de muestreo localizados en el área sur

del lago (zonas III y IV) presentaron en promedio valores más elevados en estos parámetros respecto al área norte (zonas I y II). Esta, a su vez, se diferencia del área sur por presentar valores relativamente altos de OD (correlación negativa del 77% con el componente uno) y de pH (correlación negativa del 59% con el componente uno). La única excepción la constituye el sitio de muestreo número 30, el cual, a pesar de estar localizado en el norte, presenta concentraciones más parecidas a las del sur. El resto de los parámetros presenta correlaciones positivas menores al 25% con este componente.

El componente dos presenta correlaciones positivas del 97% con el Zinc y del 37% con el nitrito, sin embargo, los sitios de muestreo se encuentran distribuidos tanto en los valores positivos como en los negativos sin importar su localización geográfica, por lo que no se identifica un patrón espacial en el que los valores promedio sean mayores en alguna de las zonas del lago. El resto de los parámetros presentó correlaciones menores al 25% con este componente.

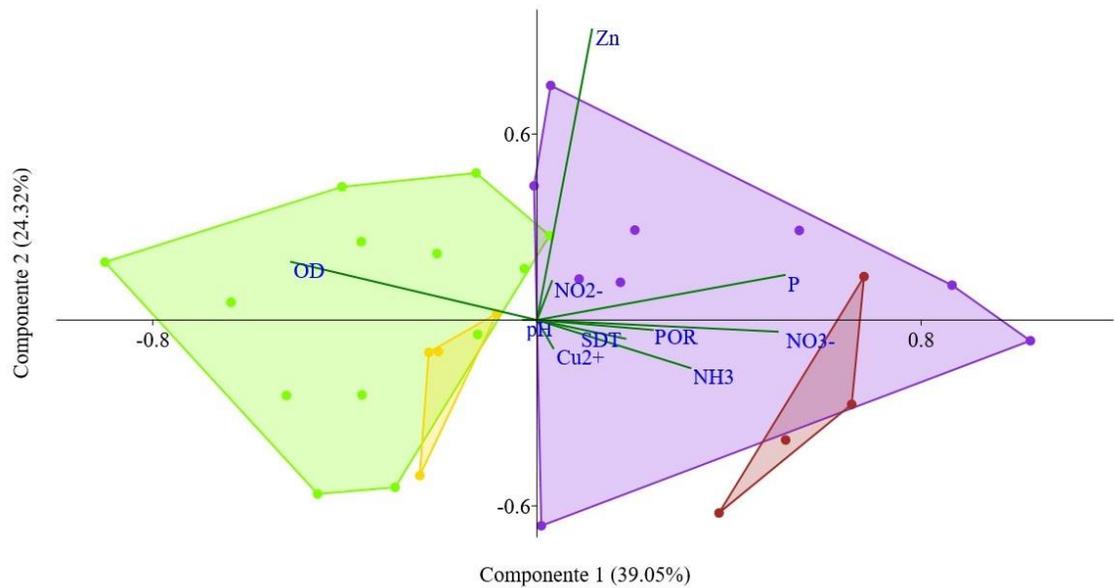


Figura 14. Análisis de componentes principales que muestra la distribución de los sitios de muestreo en término de los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados promedio.

### 5.3 Variación estacional

A lo largo de los meses algunos nutrientes, parámetros fisicoquímicos y los metales mostraron diferencias significativas, de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis. Los resultados se resumen en el cuadro 2 y las diferencias se desarrollan en el cuadro 3.

Cuadro 2. Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis usada para comparar las medianas de los parámetros entre los cuatro meses estudiados. El asterisco señala los valores

significativos

Variable	<i>H</i>	g.l.	<i>P</i>
NH <sub>3</sub>	26.2	3	<0.00*
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	57.7	3	<0.00*
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	6.7	3	0.79
P	20.3	3	<0.00*
pH	34.1	3	<0.00*
OD	50.2	2	<0.00*
SDT	16.2	3	<0.01*
POR	6.8	3	0.77
Zinc	20.7	3	<0.00*
Cobre	66.6	3	<0.00*

Cuadro 3. Diferencias entre estaciones del año en los valores de los parámetros registrados (promedio  $\pm$  d.e.) en muestras de agua del Lago de Chalco durante el 2017. Letras diferentes denotan diferencias significativas con  $P < 0.05$  (prueba de Kruskal-Wallis).

	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
NH <sub>3</sub>	5.16 $\pm$ 2.51 <sup>A</sup>	5.16 $\pm$ 3.24 <sup>A</sup>	2.16 $\pm$ 3.11 <sup>B</sup>	6.71 $\pm$ 6.21 <sup>A</sup>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	13.13 $\pm$ 7.50 <sup>A</sup>	22.76 $\pm$ 19.01 <sup>A</sup>	38.43 $\pm$ 9.08 <sup>B</sup>	16.70 $\pm$ 5.55 <sup>A</sup>
P	1.71 $\pm$ 1.24 <sup>A</sup>	1.99 $\pm$ 1.99 <sup>A B</sup>	4.87 $\pm$ 4.3 <sup>C</sup>	4.71 $\pm$ 4.50 <sup>B C</sup>
pH	9.26 $\pm$ 0.60 <sup>A</sup>	9.26 $\pm$ 0.60 <sup>A</sup>	8.68 $\pm$ 0.41 <sup>B</sup>	9.22 $\pm$ 0.48 <sup>A</sup>
OD	3.27 $\pm$ 0.49 <sup>A</sup>	7.82 $\pm$ 4.75 <sup>B</sup>		11.40 $\pm$ 5.92 <sup>B</sup>
TDS	863 $\pm$ 332 <sup>A</sup>	1200 $\pm$ 519 <sup>A</sup>	941 $\pm$ 438 <sup>B</sup>	1145 $\pm$ 516 <sup>A</sup>
Zinc	0.02 $\pm$ 0.02 <sup>A</sup>	0.02 $\pm$ 0.02 <sup>A</sup>	0.04 $\pm$ 0.03 <sup>B</sup>	0.03 $\pm$ 0.03 <sup>A B</sup>
Cobre	0.84 $\pm$ 0.62 <sup>A</sup>	0.76 $\pm$ 0.39 <sup>A</sup>	0.21 $\pm$ 0.13 <sup>B</sup>	0.18 $\pm$ 0.12 <sup>B</sup>

## 5.4 Comunidad de macroinvertebrados

**5.4.1 Caracterización general.** En total, se encontraron 3324 individuos pertenecientes a 21 morfoespecies (Anexo), los cuales se encuentran dentro de tres phyla (Arthropoda, Mollusca y Annelida), y cuatro clases (Insecta, Crustacea, Gasteropoda e Hirudinea). En el lago existen cuatro órdenes de insectos (Hemiptera, Diptera, Coleoptera y Odonata), una de crustáceo (Amphipoda) y una de sanguijuelas (Rynchobdellida). La especie más abundante es *Krizousacoriza femorata* (Hemiptera: Corixidae), la cual aportó 1424 individuos y estuvo presente en los 30 sitios en alguno de los meses, seguida por *Buenoa uhleri* (Hemiptera: Notonectidae) con 1085 individuos y presencia en 29 sitios (Figura 15). Tres de las morfoespecies tuvieron un único registro en el muestreo (Anexo 1).



Figura 15. Macho adulto de *Krizouzacorixa femorata* (Izquierda) y macho adulto de *Buenoa uhleri* (derecha). Fotos M.E Farfán Beltrán.

5.4.2 Variación de en riqueza, abundancia, diversidad y composición de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del año. Se muestran los resultados de riqueza, abundancia y diversidad para cada una de las estaciones del año (Cuadro 4), así como el orden de diversidad (Moreno *et al.*, 2011) que los representa en la gráfica del N.E.E para las comparaciones entre meses (Figura 16).

Cuadro 4. Riqueza, abundancia y diversidad biológica en los diferentes meses muestreados en el lago del Chalco durante el año 2017. Se indica el orden de diversidad *sensu* (Moreno *et al.*, 2011) que representa a la riqueza y la diversidad en la figura 17.

	Orden de diversidad	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Riqueza	0	19	11	15	14
Abundancia	-	470	363	1214	1277
Diversidad (recíproco de Shannon)	1	6.4	5.1	3.5	3.1

Para la riqueza, se forman tres grupos comprendidos el primero por invierno, el segundo por primavera y el tercero por verano. Otoño presentó valores que lo colocan compartiendo grupo con primavera y verano (Figura 16b). En cuanto a la diversidad entendida como el recíproco de Shannon, cada mes se diferencia del resto, formando así cuatro grupos (Figura 16c).

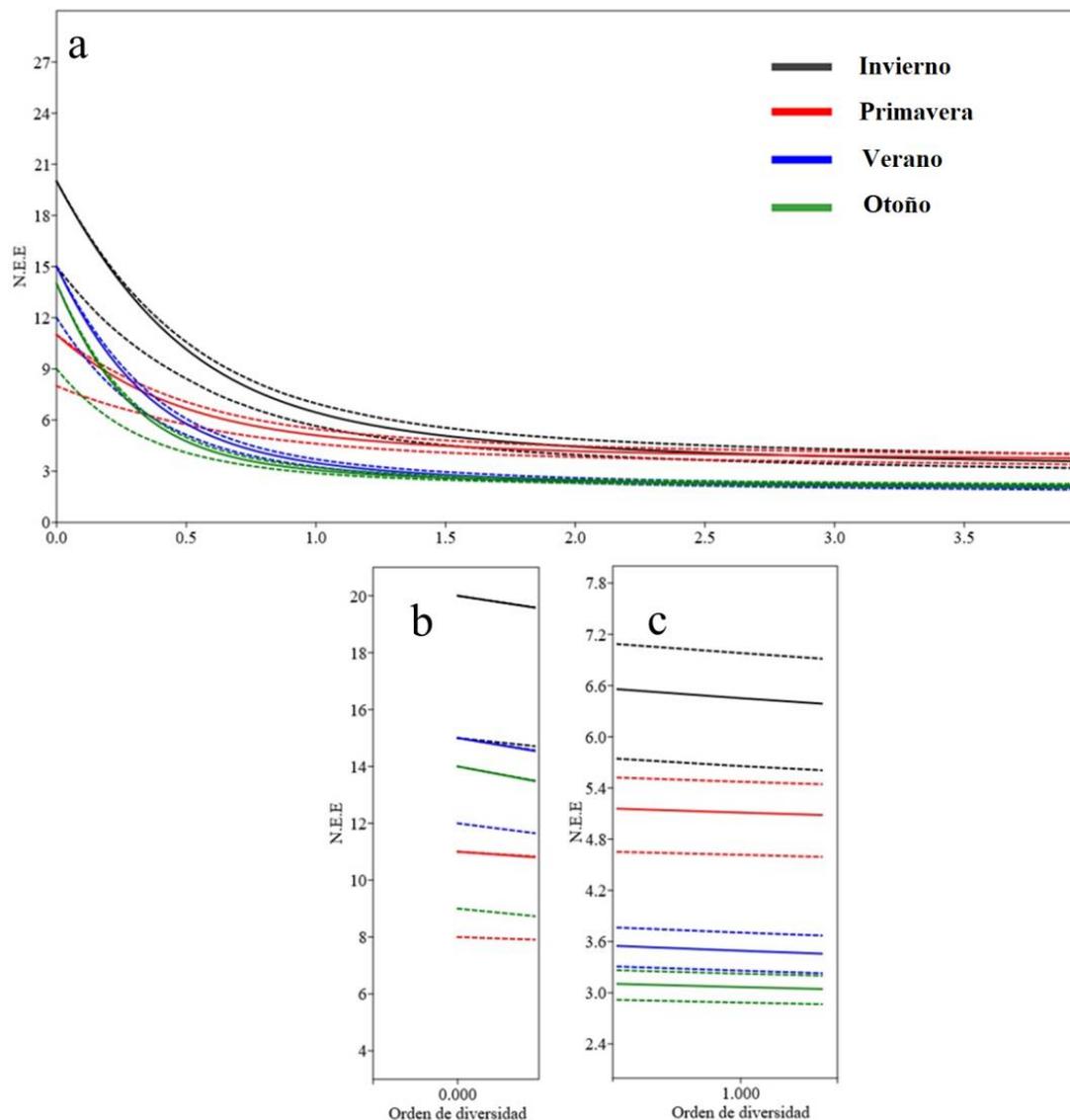


Figura 16. a) Gráfica general de los valores de N.E.E representando los órdenes de diversidad de manera continua desde 0 hasta 3.5; b) Sección del gráfico correspondiente al

orden de diversidad 0, equivalente a la riqueza; c) Sección del gráfico correspondiente al orden de diversidad 1, equivalente a la diversidad entendida como el recíproco del índice de Shannon. Las líneas punteadas indican los extremos del intervalo de confianza al 95%

Existen diferencias entre las medianas de la abundancia en las diferentes estaciones ( $H = 20.267$ , g.l. = 3,  $p < 0.001$ ). De este modo, invierno se agrupa con primavera (media y desviación estándar de  $15.66 \pm 19.36$  y  $12.1 \pm 15.91$ , respectivamente) y verano y otoño forman un segundo grupo (media y desviación estándar de  $40.46 \pm 49.93$  y  $42.56 \pm 37.66$ , respectivamente).

El ANOSIM indica que las diferencias tomando en cuenta la composición son suficientes para considerar que existen tres comunidades ( $R = 0.0453$ ;  $p = 0.0001$ ; Cuadro 5). La primera de ellas caracteriza al mes de invierno, la segunda a primavera y la tercera a otoño. Para verano aún existen especies características de primavera, en tanto que ya aparecen las que se encuentran en otoño (Anexo).

Cuadro 5. Comparación pareada de las comunidades en términos del índice de Jaccard. Se muestra la significancia de las diferencias asociada a cada par. El asterisco señala diferencias significativas.

	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Primavera	0.0042*			
Verano	0.0102*	0.0918		
Otoño	0.0054*	0.0254*	0.6732	

5.4.3. *Relación de las especies con los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados.* El mapa generado por el análisis de correspondencia canónico explicó el 90.97 % de la variación en los datos con los dos primeros ejes. Para construirlo se consideró únicamente a *K. femorata*, *B. uhleri*, Chironomidae sp 1, *Culiseta* sp 1 y Gasteropoda sp 1 (Figura 17).

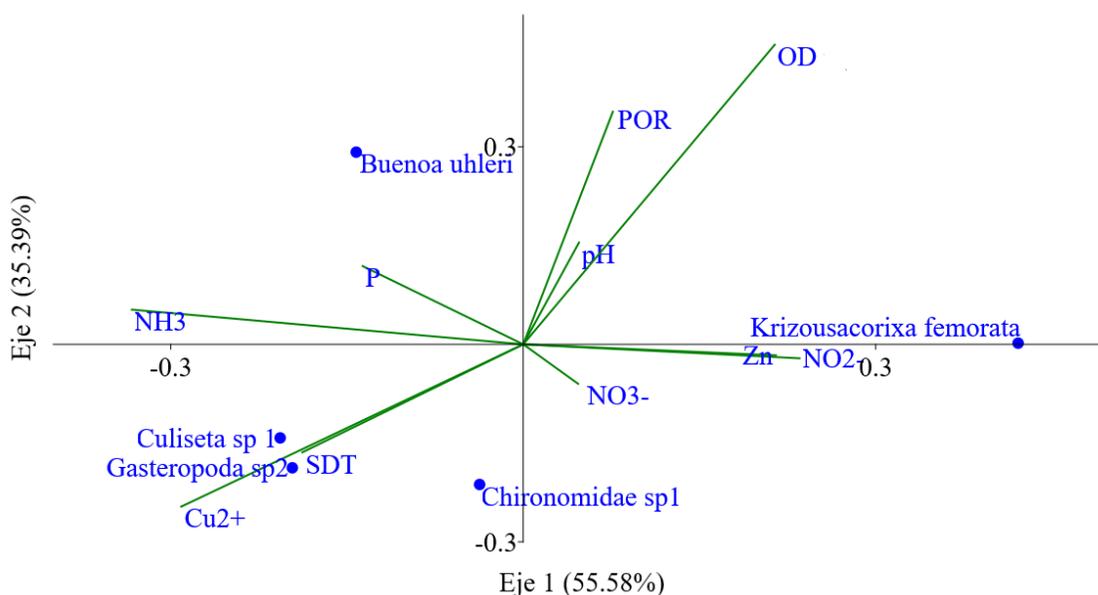


Figura 17. Análisis de correspondencia canónica donde se muestra la dispersión de las diferentes especies en relación con los parámetros de calidad de agua analizados.

En la figura se muestra que *Culiseta* sp 1, Gasteropoda sp 2 y Chironomidae sp 1 prefieren concentraciones relativamente altas de cobre, de SDT y amoníaco, y valores bajos de pH, POR y OD. *B. uhleri* presenta mayor abundancia en sitios con concentraciones relativamente altas de OD, amoníaco y fósforo, así como valores altos de POR y pH, pero su abundancia disminuye cuando hay mucho nitrito, nitrato y zinc. *K. femorata* se encuentra con mayor abundancia en sitios con altas concentraciones de OD, valores elevados de pH y

POR y donde hay más nitrito y nitrato, pero su abundancia disminuye en altas concentraciones de fósforo, amoníaco, SDT y cobre.

Al hacer las correlaciones contras las variables analizadas, sólo *K. femorata*, *B. uhleri* y Chironomidae 1 (Figura 18) presentaron valores significativos, los cuales se muestran en los Cuadros 6, 7 y 8. Esto sugiere su uso como potenciales bioindicadores, lo cual tendrá que demostrarse con pruebas de laboratorio.



Figura 18. Larva de mosquito quironómido (Chironomidae sp. 1). Foto propia.

Cuadro 6. Correlaciones significativas de *Krizousacorixa femorata* contra parámetros de calidad del agua. Se muestra la *r* de Spearman y el valor de significancia.

	Cobre	Nitrato	Amoniaco	TDS
<i>K. femorata</i> <i>r</i>	-0.238	0.201	-0.213	-0.250
<i>p</i>	0.018	0.046	0.034	0.013

Cuadro 7. Correlaciones significativas de *Buenoa uhleri* contra parámetros de calidad del agua. Se muestra la  $r$  de Spearman y el valor de significancia.

	Cobre	POR	OD
<i>B. uhleri</i> $r$	-0.279	0.064	0.463
$p$	0.020	0.016	0.001

Cuadro 8. Correlaciones significativas de Chironomidae sp 1 contra parámetros de calidad del agua. Se muestra la  $r$  de Spearman y el valor de significancia.

	Amoniaco
Chironomidae sp 1 $r$	-0.398
$p$	0.016

## V. DISCUSIÓN

### 6.1 Caracterización del lago y calidad del agua.

Aunque existen diferencias entre los parámetros más influyentes en las cuatro zonas del lago, ninguno de los puntos muestreados presenta características que permitan considerarlo de buena calidad de acuerdo con la Ley Federal de Derechos, en ninguna de las estaciones del año. Lo anterior implica que el agua no es útil para riego, uso público urbano o conservación de la vida acuática.

Sin embargo, estos resultados no debieran sorprender, toda vez que se sabe que los lagos del Cinturón Volcánico Transmexicano -como Texcoco, Xochimilco, Zumpango o Chalco- suelen ser turbios e ir de meso a eutróficos (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010). El lago de Chalco en particular ha sido un sistema alcalino y con alta conductividad desde al menos 34,000 años (Caballero-Miranda, 1997). La elevada conductividad, a su vez, estaría correspondida con alta concentración de SDT (OMS, 2003).

Uno de los sistemas contra los que se puede comparar el lago de Chalco es el de los humedales de Xochimilco, el cual fue dividido en cuatro regiones por Zambrano y colaboradores (2009) para evaluar posibles diferencias en calidad de agua. Aunque no se usaron los mismos parámetros en dicho estudio y el presente, sí se pueden comparar en términos de nitrato y oxígeno disuelto (Cuadro 9). Resalta que la concentración promedio de nitrato en la porción turística de Xochimilco es seis veces mayor que el promedio obtenido en este estudio. Con esta información, adicional a los resultados de calidad del agua realizados en la zona central del lago (Robles-Palacios, 2018), los ejidatarios tienen un punto de partida para planear el manejo que desean realizar.

Cuadro 9. Concentración de oxígeno disuelto y nitrato (en mg/L) en cinco regiones de los humedales de Xochimilco (Zambrano y colaboradores, 2009) y el lago de Chalco. Se muestran los valores correspondientes al promedio y desviación estándar.

	Chinampas	Chinampas/urbe	Turismo	Urbana	Lago de Chalco
OD	6.78 ± 2.3	3.72 ± 1.21	2.86 ± 1.07	7.13 ± 2.99	5.88 ± 5.51
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	30.86 ± 16.25	13.41 ± 19.92	103.7 ± 64.5	42.68 ± 16.25	15.54 ± 23.14

A continuación, se desarrolla la discusión sobre los diferentes parámetros evaluados, con énfasis en los efectos (directos en el caso de los nutrientes e indirectos en el resto) conocidos sobre macroinvertebrados. Se agruparon aquellas variables que están relacionadas entre sí.

6.1.1. *Nutrientes*. La ley nacional establece un umbral máximo de amoníaco de 0.072 mg/L para la protección a la vida acuática en agua dulce por ser considerado un compuesto tóxico, sin embargo, existen estudios contrastantes sobre la concentración letal para invertebrados. En los criterios de calidad para el agua de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency 1986) se reporta tolerancia desde 0.53 mg/L hasta 22.8 mg/L de amoníaco en ensayos realizados con 19 especies de 16 familias y 14 géneros, sin especificar el tiempo o el porcentaje de individuos muertos. En el trabajo de Arthur y colaboradores (1987) la  $LC_{50}$  a 96h para nueve especies en Estados Unidos varió entre 0.26 mg/L y 22.8 mg/L. Por otro lado, Hickey y Vickers (1994) reportan que la  $LC_{50}$  a 96h para nueve especies de Nueva Zelanda estuvo entre 0.18 y 0.8 mg/L. Tal situación pone en manifiesto que la tolerancia al amoníaco entre especies puede ser muy diferente, por lo que es necesario conocer la respuesta particular de la biota que se usa para un estudio de monitoreo biológico (Resh y Unzicker 1975). En el caso del lago de Chalco, el valor máximo fue de 22.7 mg/L en otoño, con valores medios para esa estación de 6.71 mg/L, por lo que la existencia de varias especies de invertebrados está aún dentro de los límites reportados para Estados Unidos.

El nitrito es una forma oxidada del amoníaco que resulta tóxica debido a que interfiere con el transporte de oxígeno en los pigmentos que cumplen tal función, como la hemoglobina o la hemocianina (Camargo *et al.*, 2005). Aunque en general el compuesto se mantiene en bajas concentraciones debido a su rápida oxidación en el ambiente (Welch *et al.*, 2004c), se ha demostrado que los tejidos tienden a acumularlo, de modo que se ha encontrado hasta diez veces más en un crustáceo que en el agua (Cheng y Chen, 2000). Las concentraciones mayores a 0.16 mg/L se consideran inadecuadas para el uso público urbano del agua, en tanto que los reportes de la  $LC_{50}$  a 96h para decápodos inician a partir de 1.8 mg/L en larvas de

*Macrobrachium rosebergii* (Decapoda: Caridea) y llegan hasta 248.84 mg/L en juveniles de *Penaeus setiferus* (Decapoda: Dendrobranchiata) (Romano y Zeng, 2013). Dado que el valor mínimo promedio en el lago de Chalco es de  $13.13 \pm 7.5$  mg/L (invierno), es posible que esto sea una de las principales trabas al asentamiento de nuevas especies.

El nitrato es el producto final de la nitrificación, y es considerado como uno de las formas preferidas por los productores primarios para obtener nitrógeno, por lo que su concentración suele ir desde trazas en ambientes productivos hasta 1 mg/L en periodos de poco crecimiento (Welch *et al.*, 2004c). De este modo, se entiende que concentraciones mayores a dicha concentración se generan cuando existe algún ingreso artificial del nutriente. La ley nacional no contempla límites máximos para riego o vida acuática, pero sí establece un límite de 22.13 mg/L para uso público urbano.

En general, el nitrato es una forma poco tóxica del nitrógeno para los invertebrados debido a la baja permeabilidad hacia los tejidos (Jensen, 1996), de modo que ante pruebas realizadas en un langostino (*Penaeus monodon*; Decapoda: Dendrobranchiata) expuesto a diferentes concentraciones durante periodos de tiempo crecientes no se encontraron niveles mayores a los ambientales (Cheng *et al.*, 2002). Incluso, se ha reportado que la langosta *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Pleocyemata) soporta concentraciones de hasta 1000 mg/L por más de cinco días sin que haya algún efecto apreciable (Meade y Watts, 1995).

Aunque las altas concentraciones registradas en el lago no parecen representar un problema para la vida acuática, el sistema no es capaz de aprovechar todo el nitrato para transformarlo en biomasa. De este modo, y probablemente debido a la concentración de oxígeno en el agua (ver más adelante) existe un reservorio constante de nitrato que no varía a lo largo del año.

Existen diferentes formas en que el fósforo se puede presentar en el agua, y no todas son igual de peligrosas para la biota (Lehman, 1976; Korenaga *et al.*, 1977; Weaver *et al.*, 2010), por lo que la concentración permitida es baja de manera preventiva. En la ley nacional se establecen concentraciones máximas de 0.1 mg/L para su uso público urbano y de 0.05 mg/L para la conservación de la vida acuática de agua dulce. En el caso del lago de Chalco, en todas las estaciones del año se encontró mayor concentración promedio a la recomendada. El valor máximo obtenido fue de 21.80 mg/L, con un promedio de 4.87 mg/L para verano.

La concentración tan elevada de los nutrientes analizados puede ser explicada debido a las actividades agrícolas desarrolladas en el lugar desde antes de la formación del lago (Servín, 2005), las cuales se mantienen aún en algunas parcelas. Adicionalmente, se lograron detectar depósitos de excremento de vaca y de desechos orgánicos que tienen como fin ser transformados en composta. De este modo, los nutrientes pueden depositarse en el lago mediante el escurrimiento que lo abastece (Ortíz y Ortega, 2007), o ingresar directamente al agua. El efecto de la deposición de nitrógeno atmosférico no ha sido cuantificado.

*6.1.2. Parámetros físicoquímicos.* Aunque los nutrientes son los recursos que pueden explicar en mayor medida la productividad de un sistema, la forma en la que estos interactúan está dada por otros parámetros. Por ejemplo, se ha demostrado que la salinidad, el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura pueden afectar la reactividad de un compuesto con el medio (Camargo *et al.*, 2005; Romano y Zeng 2013).

En el caso del pH, el límite máximo permisible es de 8.5 para conservar la vida acuática. Este es relevante porque determina la proporción de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) respecto al amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en el agua: entre más ácido sea el medio, una mayor proporción del nitrógeno amoniacal total corresponderá a amonio, que es la forma menos tóxica (Warren 1962). A un

pH de 9, que es valor medio que presenta el lago, la proporción entre ambas especies estará en 1:1. Asimismo, el pH determinará la solubilidad de los metales, de modo que en ambientes básicos el fósforo quedará biodisponible, debido a que normalmente se encuentra enlazado a hierro (Welch *et al.*, 2004c). Es por esto que la toxicidad de los metales pesados también depende del pH del sistema.

Se ha demostrado que a partir de 1 mg/L de OD, la nitrificación puede ocurrir normalmente (Camargo *et al.*, 2005), lo que puede eliminar las formas tóxicas del nitrógeno del agua. Bajas concentraciones de oxígeno están asociadas a la descomposición de materia orgánica por parte de bacterias, por lo cual es común que esto ocurra cerca del sedimento o en ambientes eutrofizados, pero debería ser raro en las orillas debido a la interacción con el viento (Welch *et al.*, 2004c). En el caso del lago, se habían reportado con anterioridad valores de hasta 17.21 mg/L en un estudio anual (Robles-Palacios 2018), aunque en el mismo se reconoce que existe una gran variación, principalmente en las orillas. En este trabajo el valor máximo se registró en octubre, con 22.7 mg/L. Únicamente existieron registros por debajo de 1 mg/L en cuatro de las 120 muestras. En primavera y otoño la concentración promedio estuvo sobre los 5 mg/L recomendados para conservación de la vida acuática en agua dulce.

Los SDT se encontraron, en promedio, entre  $863 \pm 332$  ppm y  $1200 \pm 519$  ppm a lo largo del año. Dichos valores sobrepasan la recomendación de 500 ppm para riego o uso público urbano. Sin embargo, no existe un valor máximo contemplado en la ley para la conservación de vida acuática. Esto tiene sentido debido a la naturaleza turbia de los lagos mexicanos que no necesariamente indica una alteración el estado trófico (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010), por lo que más bien se debe evaluar la variación partiendo de los valores medios de cada sistema.

Los valores de POR son un acercamiento valioso que permite conocer las condiciones generales en las que están ocurriendo las reacciones químicas dentro del agua (Welch *et al.*, 2004c). Debido a que el lago presenta valores permanentemente negativos tanto en los resultados del presente estudio como en los de Robles-Palacios (2018) se puede entender que el sistema favorece la amonificación y facilita la disponibilidad de fósforo (Welch *et al.*, 2004c). Asimismo, esto provocará que los metales pesados estudiados se encuentren en formas específicas, como se señalará a continuación.

*6.1.3 Metales pesados.* En el lago, el zinc se encuentra en promedio bajo el nivel máximo contemplado para conservación de la vida acuática en agua dulce (0.02 mg/L), pero el cobre sobrepasa dichos niveles (0.05), así como los establecidos para riego (0.2 mg/L). Robles-Palacios (2018) encontró en su estudio resultados parecidos para el zinc, aunque no evaluó la concentración del cobre.

Aunque la existencia de un ambiente reductor propicia que ambos metales se encuentren asociados a azufre (CuS y ZnS) (Manahan 2005), lo que genera compuestos de poco riesgo para la salud, al menos en términos humanos (Li *et al.*, 2011; Guo *et al.*, 2013), los altos niveles de cobre podrían afectar al metabolismo de los invertebrados (Matozzo *et al.* 2001). Para comprobarlo, se podrían realizar estudios de toxicidad del metal sobre las especies presentes en el lago.

## **6.2. Variación espacial**

El Análisis de Componentes Principales mostró que los parámetros más influyentes para cada una de las cuatro zonas del lago no son los mismos, de modo que en la porción sur (zonas III y IV) el fósforo, el POR, el nitrato, el amoníaco y los SDT fueron más relevantes. Esto puede

explicarse debido a que esa es la región más transitada por ejidatarios pues está delimitada tanto por la carretera Tláhuac-Chalco como por zonas de pastoreo, cultivos y basureros. Incluso, existen algunos pequeños asentamientos cuyas aguas residuales se descargan al cuerpo de agua (*obs pers.*). El norte (zonas I y II), por su parte, presentaba gran parte del suelo que rodea al lago sin actividades agrícolas. La elevada concentración de OD en esta zona puede deberse a la mayor superficie del cuerpo de agua, que permite mayor interacción con el aire. El hecho de que el sitio 30 se haya agrupado con los sitios del sur, a pesar de estar en el norte, puede deberse a su cercanía (menos de 20 metros) a la puerta que permite el acceso al lago, por lo que está sujeto a disturbio. Ni el nitrito ni el zinc presentaron valores relativamente más altos en alguna de las zonas del lago.

### **6.3 Variación estacional**

Todos los parámetros, salvo el nitrato y el POR presentaron variación a lo largo del año. Lo primero podría deberse a la nitrificación constante del amoníaco, toda vez que el oxígeno necesario para que ocurra la reacción está presente (Camargo *et al.*, 2005), aunque la reacción no fue evaluada en campo. Esto explicaría por qué a pesar de que hay suficiente oxígeno, el ambiente se mantiene en condiciones reductoras. Aunque idealmente el POR debería estar relacionado con el logaritmo de la concentración de oxígeno (Khanal y Huang, 2003), en presencia de agentes reductores la demanda química de oxígeno será alta (Pisarevsky *et al.*, 2005). De este modo, el oxígeno entrante no alcanzará para oxidar a todos los compuestos reductores, y el medio se mantendrá en esa condición.

El amoníaco, el nitrato, el pH y los TSD presentan sus valores mínimos en verano, lo cual podría explicarse por la dilución que implica la temporada de lluvias, en la que el lago aumenta su volumen (Ortíz y Ortega, 2007). Adicionalmente, los compuestos nitrogenados

podieron disminuir su concentración debido a la nitrificación propiciada por el aumento del OD tanto por el golpeteo de las gotas de lluvia como por el incremento en la intensidad del viento. Robles-Palacios (2018) detectó que en el 2015 el viento comenzó a aumentar su velocidad a partir de abril (primavera), con sus máximos en junio y agosto (verano), tras lo cual comienza a decaer hasta llegar a su mínimo en noviembre y diciembre (otoño e invierno). De haber tenido medidas completas para el OD se esperaría encontrar valores máximos en verano, además del mínimo en invierno y valores intermedios en primavera y otoño que sí se lograron registrar.

El fósforo presenta valores bajos en invierno, medios en primavera y otoño y altos en verano. Esto podría explicarse por el ingreso de fertilizantes basados en dicho elemento. Aunque nunca se observó directamente su aplicación, el hecho de que su concentración sea mayor en la zona sur, donde existen cultivos activos apoya esta idea. Si este fuera el caso, el aumento de concentración concuerda con el calendario agrícola, que en Tláhuac inicia en febrero y termina a finales de octubre.

El zinc y el cobre mostraron comportamientos contrastantes: el primero tuvo los valores más altos la segunda mitad del año; y el segundo en los primeros dos muestreos. Una posible fuente de cobre son las llantas y los frenos de los vehículos que transitan por la zona (ver Marsalek y Ng, 1989; Beasley y Kneale, 2002), los cuales en algunos casos se depositan al aire libre.

Los resultados obtenidos en esta parte de la tesis, si bien no tienen como objetivo caracterizar exhaustivamente la dinámica del lago, sí permiten demostrar que a lo largo del año existen variaciones a los que los macroinvertebrados están expuestos.

## 6.4 Comunidad de macroinvertebrados

*6.4.1 Caracterización general.* Aunque se encontraron 21 morfoespecies a lo largo del año, dos de ellas representan el 75.4% de la abundancia: *K. femorata* con 42.8% y *B. uhleri* con 32.6%. Llama la atención que al menos 16 de las morfoespecies cuentan con algún mecanismo tomar oxígeno del aire, tales como el uso de una burbuja de aire en los hemípteros (Hungerford, 1919) y coleópteros (Williams, 1936), la presencia de hemoglobina en quironómidos (Tichy 1980), un aparato respiratorio en contacto con el aire en dípteros, como los sírfidos (Dunavan 1929) o pulmones en los moluscos del género *Aplexa* (Taylor, 2003). Las excepciones son la sanguijuela, la libélula y el anfípodo. Debido a la ausencia de una clasificación más fina hacia dos gasterópodos, no es posible inferir si obtienen el oxígeno dentro o fuera del agua.

Estudios realizados en ambientes acuáticos sujetos a distinto nivel de impacto humano concuerdan en que existe una correlación entre menor grado de disturbio y mayor riqueza. Brauns y colaboradores (2007) encontraron una riqueza de 12 especies asociadas al muro de contención en un embalse urbano y 40 en un entorno natural. Sin embargo, en estudios exhaustivos y dirigidos como el de Cuffney y colaboradores (2005) se pueden registrar cientos de taxa en ambientes urbanizados, por ejemplo, 240 en Boston, 208 en Birmingham y 185 en Salt Lake City.

Si bien la Cuenca de México fue un lugar del cual se aprovecharon muchos recursos por parte de las comunidades prehispánicas (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010), los registros de los macroinvertebrados existentes son imprecisos. De acuerdo con Alcocer y Escobar-Briones (1992), en el lugar existían al menos 17 especies entre crustáceos, moluscos e insectos, basados en información histórica. Sin embargo, la riqueza obtenida en el presente trabajo es equiparable a la del lago de Tecocomulco (otro cuerpo de agua de la Cuenca de

México) en el que el litoral alcanzó 22 taxa y la familia Corixidae representó más del 50% de individuos (Rico-Sánchez *et al.*, 2014).

*6.4.2 Variación en riqueza, abundancia, diversidad y composición de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del año.* De acuerdo con lo observado en campo, considero que la baja riqueza de macroinvertebrados en el lago de Chalco puede explicarse por tres principales motivos: la mala calidad del agua, el hecho de que los muestreos se hayan realizado en el litoral y la poca disponibilidad de microhábitats. Como evidencia para el primer caso se puede contar el hecho de que se observaron adultos de diferentes especies de odonatos, tales como *Ischnura denticollis*, *Pantala flavescens* (ovipositando), *Orthemis ferruginea* y *Anax junius*, pero no se encontraron larvas más que de la última especie (Figura 21). Esto implica que, si bien existen especies intentando ingresar al sistema, no están sobreviviendo. Adicionalmente, no se encontraron organismos asociados a ambientes poco perturbados, como los efemerópteros, tricópteros o plecópteros (Lenat y Lenat, 1988).



Figura 21. Especies de odonatos encontrados como adultos en el lago, pero sin presencia como náyades (salvo por dos de *A. junius*). a) *I. denticollis* (Foto propia). b) *P. flavescens* (Foto tomada de elmundo.org). c) *O. ferruginea* (Foto tomada de www.jaxshells.org) d) *A. junius* (Foto tomada de www.iucnredlist.org).

Respecto al segundo ejemplo, se han catalogado a los márgenes de los lagos como cuerpos de agua temporales de origen natural, en los cuales la estacionalidad juega un papel muy importante para la conformación de la comunidad (Williams, 2006). El mismo autor explica que en sistemas lóticos permanentes las comunidades suelen estar representadas por al menos diez órdenes de insectos, en tanto que en cuerpos de agua efímeros suele haber sólo dos. Un ejemplo de esto lo presentan Alcocer y colaboradores (1997) quienes encontraron sólo tres especies en el lago de Totolcingo (un cuerpo de agua inundado un mes al año): la mosca *Ephydra hians*, la lombriz *Limnodrilus hoffmeisteri* y un escarabajo del género *Berosus*.

Por último, se ha demostrado que la presencia de vegetación acuática es más importante que el tamaño de un lago para sostener una comunidad biológica rica (Scheffer *et al.*, 2006), sin embargo, en el lago de Chalco esta es prácticamente inexistente, toda vez que los ejidatarios la retiran periódicamente como una medida de limpieza. De los 30 sitios muestreados, sólo en ocho hubo presencia de plantas, principalmente tule.

En cuanto a los cambios a lo largo del año, las diferencias en riqueza y composición para invierno tienen que ver con la presencia de cinco de las seis especies de coleópteros encontradas en el lago, ninguna de las cuales se encuentra en primavera, y sólo dos tanto en verano como en otoño. De acuerdo a la literatura, los géneros *Ranthis* (Williams, 1936) (de la cual se encontraron dos especies), *Tropisternus* (Cook y Kennedy 2000) e *Hydroporus* (Nilsson, 1989) cumplen su ciclo de vida en pocos días, pasando de larvas a adultos en menos de un mes. Sobre el género *Helochares* no se encontró esta información en la revisión consultada (Short y Giron, 2018). Es probable que tres de las cinco especies encontradas en invierno no hayan logrado establecer poblaciones estables en el lago, en tanto que aquellas que sí se volvieron a colectar pudieron estar presentes en forma de huevo durante el muestreo de primavera.

Hablando de composición, verano presenta especies que lo hacen parecerse tanto a primavera como a otoño, lo cual indica que las especies que definen a la comunidad colectada en abril aún siguen presentes en julio, en tanto que ya comienzan a aparecer las que consolidarán a la comunidad de octubre. Esto implica que en el lago de Chalco, los organismos reaccionan a estímulos específicos para cumplir su ciclo de vida (Figura 21).

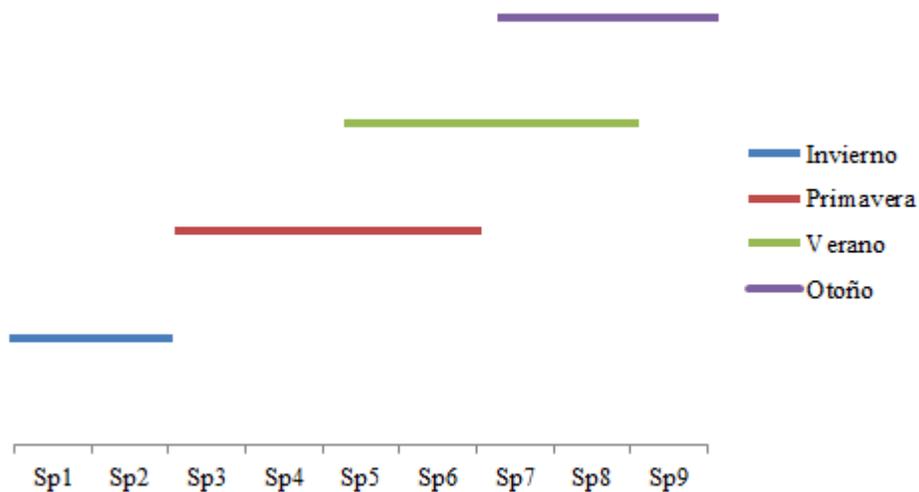


Figura 21. Representación de la distribución anual de las especies en el lago de Chalco. Mientras invierno no comparte especies con ninguna otra estación, verano comparte tanto con primavera como con otoño.

La mayor abundancia existente en verano y otoño respecto a las otras estaciones tiene que ver con una alta dominancia de *K. femorata* y *B. uhleri*, las cuales representaron el 58% y 23% del total de individuos respectivamente en julio; y 33% y 55% respectivamente en octubre. De acuerdo con la literatura, los huevos de ambas especies eran aprovechadas como alimento por las culturas originarias (Bodenheimer, 1951). El *ahuautle*, como se denominada al producto, se solía cosechar durante semana santa, pues era cuando los locales notaban más abundancia (Alcocer y Escobar-Briones, 1992). Si este es el caso, en verano y otoño se capturaron a los juveniles que habrían eclosionado en dicho periodo, y en invierno y primavera a los pocos adultos sobrevivientes de la temporada anterior.

Las condiciones específicas de riqueza y abundancia hicieron que cada estación presentara valores decrecientes de diversidad: la mayor en invierno y la menor en otoño, lo

cual representa el conjunto del mayor número de especies con poca dominancia, y un número bajo de especies con mucha dominancia, respectivamente.

*6.4.5 Relación de los macroinvertebrados con los nutrientes, parámetros fisicoquímicos y metales pesados.* Debido a que no se pudieron generar diferentes categorías de calidad de agua de acuerdo a la ley, no es posible hablar de especies indicadoras de buena o mala calidad. Independientemente de los resultados obtenidos con el análisis de correspondencia canónico, sólo tres de las especies que contribuyeron con más del 5% de individuos presentaron correlaciones significativas con los parámetros analizados.

La mayor parte de estudios realizados con coríxidos y análisis de agua en el país son producto de Contreras-Rivero y colaboradores (2001, 2005, 2008, 2012), sin embargo, aunque *.K. femorata* ha estado presente en todos ellos, en ninguno se ha estudiado el impacto de los parámetros fisicoquímicos específicamente contra ella. Debido a lo anterior, se considera que los presentes resultados dan una idea más fina de las restricciones que presenta esta especie para su supervivencia. La evidencia sugiere que tanto el amoníaco como el cobre son tóxicos, además de algún otro ion detectado a través de los SDT; sin embargo esta especie se encuentra en mayor abundancia en los lugares con valores altos de nitrato.

En el país, Contreras-Rivero y colaboradores (2008) han reportado la presencia de *B. uhleri* al trabajar análisis de agua. A pesar de que no analizaron en específico la relación de los parámetros estudiados contra la especie, sugieren que el oxígeno disuelto es relevante en la conformación de las comunidades de hemípteros con las que trabajaron. Los resultados del presente trabajo sugieren que, además, la presencia del cobre le perjudica, y la abundancia es mayor mientras más cerca de cero estén los valores de POR.

Por último, respecto a los quironómidos, se ha reportado con anticipación que la concentración de nitrógeno total afecta particularmente a algunas especies (Odume y Muller 2011). En este caso, se sugiere un efecto nocivo del amoníaco sobre la población de la morfoespecie 1.

Los resultados encontrados para esta sección aportan nuevo conocimiento a la biología de las especies más abundantes del lago, sin embargo, sugiero realizar estudios específicos exponiéndolas a diferentes concentraciones de los parámetros con los que estuvieron correlacionados, de tal modo que se puedan conocer los umbrales de tolerancia para poder generar más confianza en su uso potencial como bioindicadores.

## **VII. CONCLUSIONES**

Con los datos del presente estudio se puede afirmar que la concentración de nutrientes y metales, así como los valores de los parámetros fisicoquímicos en el lago de Chalco son inadecuados como para ser considerado dentro de alguna de las categorías de calidad de agua contempladas en la Ley Federal de Derechos. En particular, el lago es un sistema eutrofizado toda vez que la concentración de compuestos nitrogenados y de fósforo superan varias veces los límites sugeridos. El lago es un sistema básico y reductor con alta concentración de sólidos disueltos. Aunque tiene valores elevados de oxígeno disuelto, no es suficiente para volver oxidante el medio. El zinc no representa un problema, pero algunas especies presentan baja abundancia en sitios con valores altos de cobre. La zona sur tiene valores relativamente más altos de fósforo total, POR, nitrato, amoníaco y SDT, en tanto que la zona norte tiene mayor concentración de OD y valores elevados de pH. El resto de las variables no son tan relevantes en la agrupación de los sitios.

Existe variación estacional en los parámetros evaluados salvo en el POR y el nitrato. El amoníaco, el nitrito, el pH y los TDS disminuyeron en verano, probablemente por efecto de la dilución ocasionada por el agua de lluvia. El fósforo presentó valores bajos en invierno, medios en primavera y otoño y altos en verano, probablemente por el uso de algún fertilizante, lo cual podría esperarse debido a la vocación agrícola del lugar. El oxígeno disuelto que pudo registrarse es mayor en primavera y otoño, lo que coincide con meses con alta velocidad del viento. El zinc presentó valores relativamente altos la segunda mitad del año, en tanto que el cobre lo hizo en la primera mitad.

La comunidad de macroinvertebrados del lago constó de 21 especies, de las cuales al menos 16 presentan adaptaciones para no depender del oxígeno disuelto. Sólo cinco especies aportaron más del 5% de la abundancia total: *Krisouzacorixa femorata*, *Buenoa uhleri*, Chironomidae sp 1, *Culiseta* sp 1 y Gasterópoda sp 2. La riqueza fue mayor en invierno debido a la presencia de algunos coleópteros, algunos de los cuales no reaparecieron en los muestreos, por lo que probablemente las condiciones del lago no les permitieron consolidar poblaciones estables. Verano fue la segunda estación con mayor riqueza; y primavera la de menor. Otoño presenta valores intermedios entre estas dos.

La mayor abundancia detectada en la segunda mitad del año se explica por el alto número de individuos de *K. femorata* y *B. uhleri*, debido a que su mayor temporada de reproducción ocurre en abril. La combinación de valores de riqueza y abundancia generó valores diferentes de diversidad para cada estación, la cual disminuye a lo largo del año.

En términos de composición, invierno se diferencia del resto. Verano presenta especies características tanto de la comunidad detectada en primavera como la de otoño

Tres de las especies más abundantes presentaron correlaciones significativas con algunos de los parámetros evaluados, las cuales deberán ser evaluadas en el laboratorio para

confirmar su uso como potenciales bioindicadores: la abundancia de *K. azteca* es menor ante altas concentraciones de cobre, TDS y amoniacó, pero es mayor con valores altos de nitrato. *B. uhleri* presenta baja abundancia ante cobre, pero alta con valores elevados de OD y POR cercano a cero. Chironomidae 1 es poco abundante en presencia de amoniacó.

### VIII. LITERATURA CITADA

- Alcocer J, Bernal-Brooks F (2010) Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644:15–68
- Alcocer J, Escobar-Briones E (1992) The aquatic biota of the now extinct lacustrine biota of the Mexico basin. *Freshwater Forum* 2:171–183
- Alcocer J, Lugo A, Escobar E, Sánchez M (1997) The macrobenthic fauna of a former perennial and now episodically filled mexican saline lake. *International Journal of Salt Lake Research* 5:261–274
- Arthur JW, West C, Allen KN, Hedtke SF (1987) Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 38:324–331
- Ayala-Pérez LA, Áviles-Alatraste OA (1997) Calidad del agua y concentración de nutrientes. En: *Ecología del humedal de San Pedro Tláhuac: Un sistema lacustre del Valle de México*. Barreiro-Güemes, MT, Sánchez-Trejo, R, Aguirre-León, A y Ayala-Pérez, LA, editores. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México pp. 31–41
- Barreiro-Güemes MT et al. (1997) *Ecología del humedal de San Pedro Tláhuac: Un sistema lacustre del Valle de México*. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México. 122 p.
- Bartram J, Balance R. World Health Organization, United Nations Environmental Programme. (1996) *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs*. E & F Spon, Londres
- Bataillon C (2008) Corona urbana alrededor de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. In: *La urbanización difusa de la Ciudad de México: Otras miradas sobre un*

- espacio antiguo. Delgado, J, editor. Instituto de Geografía, UNAM., Distrito Federal, México pp. 23–43.
- Beasley G, Kneale P (2002) Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography* 26:236–270
- Beck WM (1955) Suggested method for reporting biotic data. *Sewage and industrial wastes* 27:1193–1197
- Bodenheimer FS (1951) The Americas. In: *Insects as human food. A chapter of the ecology of man*. Bodenheimer, FS, editor. Springer, Dordrecht, pp. 281–330.
- Borowska J, Pyza E (2011) Effects of heavy metals on insect immunocompetent cells. *Journal of Insect Physiology* 57:760–770
- Brauns M, García X, Walz N, Push M (2007) Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44:1138–1144
- The Council of the European Communities (C.E). (1991) Council directive of 21 may 1991 concerning urban waste water treatment.
- Caballero-Miranda M (1997) Reconstrucción paleolimnológica del Lago de Chalco, México, durante el último máximo glacial: El registro de las diatomeas entre 34,000 y 15,000 años A.P. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 14:91–100
- Camargo JA, Alonso A, Salamanca A (2005) Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58:1255–1267
- Chapman D, Kimstach V (1996) Selection of water quality variables. In: *Water quality assessments - A guide to use biota, sediments and water in environmental variables*. Chapman, D, editor. E&FN Spon, Cambridge, p. 609-612.

- Cheng S-Y, Chen J-C (2000) Accumulation of nitrite in the tissues of *Penaeus monodon* exposed to elevated ambient nitrite after different time periods. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39:183–192
- Cheng S-Y, Tsai S-J, Chen J-C (2002) Accumulation of nitrate in the tissues of *Penaeus monodon* following elevated ambient nitrate exposure after different time periods. Aquatic Toxicology 56:133–146
- Clements WH (1994) Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. Journal of the North American Benthological Society 13:30–44
- Contreras-Rivero G, Camarillo N, Navarrete-Salgado N, Elías-Fernández G (2005) Corixidae (Hemiptera Heteroptera) en el lago urbano del parque Tezozomoc, Azcapotzalco, México, D.F. Revista Chapingo Serie Ciencias forestales y del Ambiente 11:93–97
- Contreras-Rivero, Figueroa-Abundiz VA, Martínez-Téllez A, Navarrete-Salgado N. (2012) Primeros registros de la familia Corixidae (Hemiptera) en el embalse Macua, Estado de México. Investigación y Ciencia 20:61–63
- Contreras-Rivero G, Navarrete-Salgado N, Elías-Fernández G, Rojas M (2001) Aspectos ecológicos de los Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) en el estanque piscícola “GL” de Soyaniquilpan de Juárez, Estado de México. Hidrobiológica 11:153–60
- Contreras-Rivero G, Navarrete-Salgado N, Lara-Vázquez JÁ (2008) Aquatic Hemiptera into two piscicole ponds in Estado de Mexico. Revista Chapingo Serie Horticultura 14:39–43
- Cook RE, Kennedy JH (2000) Biology and energetics of *Tropisternus lateralis nimbatus* (Coleoptera: Hydrophilidae) in a playa on the southern high plains of Texas. Annals of

- the Entomological Society of America 93:244–250
- Cuffney TF, Giddings EMP, Coles JF (2005) Effects of urbanization on benthic macroinvertebrate assemblages in contrasting environmental settings: Boston, Massachusetts; Birmingham, Alabama; and Salt Lake City, Utah. *American Fisheries Society Symposium* 47:361–407
- Difranco J (2014) Protocols for sampling aquatic macroinvertebrates in freshwater wetlands. Maine Department of Environmental Protection, Portland, 10 p
- Dokulil MT, Teubner K (2011) Eutrophication and climate change: present situation and future scenarios. en: *Eutrophication: causes, consequences and control*. Ansari, AA, Gill, SS, Lanza, GR, y Rast, W, editores. Springer, Londres, 394 p.
- Domínguez-Rubio I (1997) Caracterización de los suelos. En: *Ecología del humedal de San Pedro Tláhuac: Un sistema lacustre del Valle de México*. Barreiro-Güemes, MT, Sánchez-Trejo, R, Aguirre-León, A, y Ayala-Pérez, LA, editores. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México pp. 17–30.
- Dunavan D (1929) A Study of respiration and respiratory organs of the rat-tailed maggot, *Eristalis Arbustorum* L. (Diptera: Syrphidæ). *Annals of the Entomological Society of America* 22:731–753
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2012) *Conductivity*. Consultado en línea en <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms59.html> el 4/05/2018
- Gaceta Oficial del Distrito Federal (2010) Programa de retribución por la conservación de servicios ambientales en Reservas Ecológicas Comunitarias y Áreas Comunitarias de Conservación Ecológica.
- Filipiak M, Bilska E, Tytko G, Pyza E (2010) Effects of zinc on programmed cell death of *Musca domestica* and *Drosophila melanogaster* blood cells. *Journal of Insect*

Physiology 56:383–390

Gobierno del Estado de Mexico (2004) Declaratoria del Ejecutivo del Estado por el que se establece el Arena Natural Protegida con la categoría de Parque Estatal denominada “Parque Estatal Santuario del Agua Lagunas de Xico.” Gaceta del Gobierno CLXXVII:1–5

Gómez-Anaya JA (2008) Ecología de los ensambles de larvas de odonatos (Insecta) y su uso potencial como indicadores de calidad ecológica en la Sierra de Coalcomán, Michoacán, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México 306 p.

Guo L, Panderi I, Yan D, Szulak K, Li Y, Chen Y, Ma H, Niesen D, Seeram N, Ahmed A, Yan B, Pantazatos D, Lu W (2013) A comparative study of hollow copper sulfide nanoparticles and hollow gold nanospheres on degradability and toxicity. ACS Nano 7:8780–8793

Hickey CW, Vickers ML (1994) Toxicity of ammonia to nine native New Zealand freshwater invertebrate species. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 26:292–298

Hilsenhoff W (1988) Rapid field assesment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7:65–68

Holt E, Miller S (2010) Bioindicators: Using Organism to Measure Environment Impacts. Nature Education Knowledge 3:8

Hungerford HB (1919) The biology and ecology of aquatic and semi-aquatic Hemiptera. Cornell

Jeanmougin M, Leprieur G, Lois G, Clergeau G (2014) Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (Paris, France). Acta Oecologica

59:26–34

- Jensen FB (1996) Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*). *Aquatic Toxicology* 34:95–104
- Johnson DL, Ambrose S, Bassett TJ, Bowen ML, Crummey DE, Isaacson J, Johnson D, Lamb P, Saul M, Winter-Nelson A (1997) Meanings of Environmental Terms. *Journal of Environment Quality* 26:581–589
- Khanal SK, Huang J-C (2003) ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Water Research* 37:2053–2062
- Korenaga S, Ito Y, Ozoe Y, Eto M (1977) The effects of bicyclic phosphate esters on the invertebrate and vertebrate neuro-muscular junctions. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology* 57:95–100
- Kozłowski G, Bondallaz L (2013) Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. *Urban Ecosystems* 16:543–551
- Lehman JT (1976) Ecological and nutritional studies on *Dinobryon Ehrenb.*: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. *Limnology and Oceanography* 21:646–658
- Lenat DR, Lenat DR (1988) Macroinvertebrates Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7:222–233
- Li H, Li M, Shih W, Lelkes P, Shih W (2011) Cytotoxicity tests of water soluble ZnS and CdS quantum dots. *Journal of nanoscience and nanotechnology* 11:3543–51
- Livingstone DM, Imboden DM (1996) The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a

- plea for a deductive approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:924–932
- Manahan SE (2005) *Introducción a la química ambiental*. Posgrado en Ciencias Químicas, UNAM., Ciudad de México, 96 p.
- Marsalek J, Ng HYF (1989) Evaluation of Pollution Loadings from Urban Nonpoint Sources: Methodology and Applications. *Journal of Great Lakes Research* 15:444–451
- Matozzo V, Ballarin L, Pampanin D, Marin M (2001) Effects of Copper and Cadmium Exposure on Functional Responses of Hemocytes in the Clam, *Tapes philippinarum*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41:163–170
- McDonald RI, Marcotullio PJ, Güneralp B (2013) Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. En: *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and Opportunities*. Springer, Dordrecht pp. 31–52.
- Meade ME, Watts SA (1995) Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to juvenile Australian crayfish, *Cherax quadricarinatus*. *Journal of Shellfish Research* 14:341–346
- Michaud JP (1991) *A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams*. Washington State Department of Ecology, Washington, D.C.
- Monteiro-Junior CDS, Juen L, Hamada N (2014) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48:303–311
- Moreno CE, Barragan F, Pineda E, Pavón N (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249–1261
- Nilsson AN (1989) Larvae of northern European *Hydroporus* (Coleoptera: Dytiscidae). *Systematic Entomology* 14:99–115

- Norris RH, Morris KR (1995) The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Austral Ecology* 20:1–6
- Odume ON, Muller WJ (2011) Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth* 36:929–938
- Oertli B (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. En: *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Córdoba-Aguilar, A, editor. Oxford University Press, Oxford pp. 79–96.
- Oleson D (2013) *Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality*. Universidad de Pensilvania
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2003) Total dissolved solids in drinking water. Organización Mundial de la Salud, Geneva, 8 p.
- Ortíz D, Ortega A (2007) Origin and evolution of a new lake in the Chalco plain: implications for land subsidence and flooding hazards to the urban areas of Valle de Chalco (State of Mexico) and Tláhuac (Federal District). *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 64:26–42
- Paoletti MG (1999) Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:1–18
- Pisarevsky AM, Polozova IP, Hockridge PM (2005) Chemical oxygen demand. *Russian Journal of Applied Chemistry* 78:101–107
- Rayms-Keller A, Olson K, McGaw M, Oray C, Carlson J, Beaty B (1998) Effect of heavy metals on *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) Larvae. *Ecotoxicology and environmental safety* 39:41–47
- Resh VH, Unzicker JD (1975) Water quality monitoring and aquatic organisms: The

- importance of species identification. *Water Pollution Control Federation* 47:9–19
- Rico-Sánchez AE, Rodríguez-Romero A, López-López E, Sedeño-Díaz J (2014) Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista de Biología Tropical* 62:81–96
- Robles-Palacios KM (2018) Modelo de interconexión entre la calidad del agua y la atmósfera en el Nuevo Lago de Chalco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 61 p.
- Romano N, Zeng C (2013) Toxic effects of ammonia, nitrite, and nitrate to decapod crustaceans: A review on factors influencing their toxicity, physiological consequences, and coping mechanisms. *Reviews in Fisheries Science* 21:1–21
- Samways MJ, Steytler NS (1996) Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78:279–288
- Scheffer M van Geest GJ, Zimmer K, Jeppesen E, Sondergaard M, Butler M, Hanson M, Declerck S, De Meester L (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227–231
- Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) (2011) Atlas de Riesgo Municipio de Valle de Chalco, Solidaridad. Valle de Chalco Solidaridad 107 p.
- Servín CC (2005) Las sequías en México durante el siglo XIX. *Investigaciones geográficas* 118–133
- Short AEZ, Giron J (2018) Review of the Helochaes (Hydrobaticus) MacLeay of the New World (Coleoptera: Hydrophilidae: Acidocerinae). *Zootaxa* 4407:029–050

- Taylor DW (2003) Introduction to Physidae (Gastropoda: Hygrophila); biogeography, classification, morphology. *Revista de Biología Tropical* 51:1–287
- Tchounwou PB, Yedjou C, Patlolla A, Sutton DJ (2012) Heavy metal toxicity and the environment. En: *Molecular, clinical and environmental toxicology*. Luch, A, editor. Springer, Basilea pp. 133–164.
- Tichy H (1980) The haemoglobin synthesising tissue of *Chironomus*. En: *Chironomidae: ecology, systematics cytology and physiology*. Murray, DE, editor. Elsevier, Dublin, pp. 43–50.
- United States Environmental Protection Agency (1986) Quality Criteria for Water EPA 440/5-86-001. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.
- Villalobos-Jiménez G, Dunn AM, Hassall C (2016) Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: A review. *European Journal of Entomology* 113:217–232
- Warren KS (1962) Ammonia toxicity and pH. *Nature* 195:47–49
- Watson, J.A.L., Arthington, A.H. & Conrick DL (1982) Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research* 33:517–528
- Weaver KD, Kim H, Sun J, MacFarlane D, Elliot G (2010) Cyto-toxicity and biocompatibility of a family of choline phosphate ionic liquids designed for pharmaceutical applications. *Green Chemistry* 12:507
- Welch EB, Jacoby JM, Lindell T (2004a) Fish. En: *Pollutant effects in freshwater*. Applied limnology. Spon Press, Londres pp. 353–400.
- Welch EB, Jacoby JM, Lindell T (2004b) Nutrient cycles. En: *Pollutant effects in freshwater*. Applied limnology. Spon Press, Londres pp. 56–85.
- Welch EB, Jacoby JM, Lindell T (2004c) Phytoplankton. En: *Pollutant effects in*

- freshwater. *Applied limnology*. Spon Press, Londres pp. 97–176.
- Williams D (2006) The Biota. In: *The biology of temporary waters*. William, D, editor. Oxford University Press, Nueva York pp. 40–120.
- Williams FX (1936) Biological studies in Hawaiian water-loving insects, Part 1: Coleoptera or Beetles, Part 2: Odonata or Dragonflies. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society* 9:235–349
- Wilson KA Underwood E, Morrison S, Klausmeyer K, Murdoch W, Reyers B, Wardell-Johnson G, Marquet P, Rundel P, McBride M, Pressey R, Bode M, Hoekstra J, Andelman S, Looker M, Rondinini C, Kareiva P, Shaw M, Possingham H (2007) Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. *PLoS Biology* 5:1850–1861
- Wilson RG, Melendez-Herrada A (2005) Ciénega de Tláhuac. Consultado en línea en <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/C-73.html> el 07/04/2017
- Yu S, Yu G, Liu Y, Li GL, Feng S, Wu SC, Wong M (2011) Urbanization impairs surface water quality: eutrophication and metal stress in the grand canal of China. *River research and applications* 28:1135–1148
- Zambrano L, Contreras V, Mazari-Hiriart M, Zarco-Arista A (2009) Spatial Heterogeneity of Water Quality in a Highly Degraded Tropical Freshwater Ecosystem. *Environmental Management* 43:249–263

## ANEXO

Especies y morfoespecies encontradas en el 2017 en el lago de Chalco. Los guiones señalan los meses en los que no se registró alguna especie.

Phyllum	Nombre	Clasificación	Enero	Abril	Julio	Octubre
Mollusca	<i>Aplexa</i> sp 1	Hygrophyla: Physidae	5	1	4	1
	<i>Gasteropoda</i> sp2	Sin identificar	37	90	31	8
	<i>Gasteropoda</i> sp3	Sin identificar	-	8	37	1
Annelida	<i>Helobdella</i> sp 1	Rynchobdellida: Glossiphoniidae	1	7	6	12
Arthropoda	<i>Crangonyctidae</i> sp 1	Amphipoda: Crangonyctidae	1	-	-	-
	<i>Anax junius</i>	Odonata: Aeshnidae	1	-	-	1
	<i>Belostoma aztecum</i>	Hemiptera: Belostomatidae	2	-	1	-
	<i>Buenoa uhleri</i>	Hemiptera: Notonectidae	82	31	275	697
	<i>Krizousacorixa azteca</i>	Hemiptera: Corixidae	173	117	709	425
	<i>Hydroporus</i> sp 1	Coleoptera: Dysticidae	1	-	-	-
	<i>Helochares</i> sp 1	Coleoptera: Hydrophilidae	1	-	-	-
	<i>Hydrophilidae</i> sp 1	Coleoptera: Hydrophilidae	-	-	1	-
	<i>Rhantus</i> sp 1	Coleoptera: Dysticidae	10	-	-	1
	<i>Tropisternus</i> sp 1	Coleoptera: Hydrophilidae	2	0	1	1
	<i>Culiseta</i> sp 1	Diptera: Culicidae	119	12	0	55
	<i>Chironomidae</i> sp 1	Diptera: Chironomidae	10	92	126	70
	<i>Chironomidae</i> sp 2	Diptera: Chironomidae	2	2	3	2
	<i>Chironomidae</i> sp 3	Diptera: Chironomidae	1	1	2	1
	<i>Ephydriidae</i> sp 1	Diptera: Ephydriidae	10	0	5	2
	<i>Syrphidae</i> sp1	Diptera: Syrphidae	4	2	3	-