

# Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México

## Multimetric analyses for assessing pollution in the Lerma river and Chapala lake, Mexico

Martín López-Hernández<sup>1</sup>,  
María Guadalupe Ramos-Espinosa<sup>2</sup>  
y Jorge Carranza-Fraser<sup>1†</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ciencias del Mar y Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. A.P. 70-305 México D.F. 04510 Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán. Autor para correspondencia: Tel. (55) 56 22 58 15 martinl@icmyl.unam.mx

<sup>2</sup>Departamento de Producción Agrícola y Animal. Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Xochimilco. Laboratorio de Biotecnología. Calzada del Hueso 1100 Colonia Villa Quietud. C. P. 04960

---

López-Hernández M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser, 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento): 17-30.

### RESUMEN

Las técnicas para monitorear la calidad del agua deben ser de bajo costo y considerar varios parámetros para un análisis más eficiente de datos. En este estudio se propone la aplicación de un sistema multimétrico para la bioevaluación de la contaminación en condiciones de sequía (mayo), lluvia (julio) y postlluvia (noviembre) en el cauce principal de la cuenca Lerma-Chapala. La bioevaluación incluyó siete determinaciones fisicoquímicas para el cálculo de un Índice de Calidad del Agua (ICA), un Índice Biótico Extendido (IBE) a partir de las comunidades macrobentónicas y la aplicación de bioensayos con semillas de sorgo. Los resultados indicaron que a nivel del ICA se presentó una diferencia grande entre el río y el lago; en sequía, el río quedó en la escala de contaminado a altamente contaminado, incluyendo su entrada al Lago de Chapala, el resto del lago quedó en el intervalo entre poco contaminado y aceptable. En lluvia y postlluvia el río mejoró y quedó en el intervalo de contaminado a poco contaminado, en tanto que la totalidad del lago se mantuvo entre poco contaminado y aceptable. De acuerdo al IBE, que sólo se aplicó al río, la cuenca alta estuvo en el intervalo de contaminada a severa contaminación, en tanto que las cuencas media y baja lo mantuvieron en altamente contaminado; durante los meses de julio y noviembre las condiciones mejoraron ligeramente. De acuerdo al ICA, IBE y bioensayos del mes de mayo, la zona más contaminada del río correspondió a la cuenca media.

**Palabras clave:** Análisis multimétrico, índice biótico, calidad del agua, México.

### ABSTRACT

Techniques for monitoring the water quality should have low costs and consider several parameters in order to obtain more efficient analysis of data. This study proposes an application of a multimetric system for the bioassessment of the contamination during dry (May), rainy (July) and post-rainy conditions (November) in the main stream of the Lerma-Chapala basin. It included seven physicochemical determinations for the Water Quality Index (WQI), an Extended Biotic Index (EBI) based on the macrobenthos communities and the application of bioassays on sorghum seeds. The results indicated that according to the levels of the WQI there was a big difference between the river and the lake; during the dry season, the river figures in the scale of polluted to highly polluted, including its entrance to Chapala Lake, the rest of the lake was placed within the interval between low pollution and acceptable. In rainy and post-rainy periods, the river improved and was found within the range of polluted to not very polluted, in the mean time the entire lake was

maintained within not very polluted and acceptable. According to the IBE, which was only applied to the river, the upper basin was placed within the range of polluted to severe pollution, while the intermediate and lower basin maintained their highly polluted conditions; for rainy and post-rainy seasons, the conditions improved smoothly. According to the WQI, EBI and the bioassays on dry conditions, the most polluted area in the river was the intermediate basin.

**Words key:** Multimetric analysis, biotic index, water quality, Mexico.

## INTRODUCCIÓN

Recientemente ha habido un resurgimiento en el interés sobre técnicas de evaluación rápida para el monitoreo biológico de la calidad del agua en varios países en desarrollo (Chessman, 1995). Esos métodos hacen énfasis en el bajo costo de la investigación, un muestreo reducido y un análisis más eficiente de los datos (Resh *et al.*, 1995). Muchas de esas técnicas aplican índices multimétricos que consisten en una combinación de varias mediciones individuales que proporcionan diferente información ecológica sobre la comunidad estudiada e integran la información a nivel poblacional, de comunidad y de ecosistema sin perder la información proporcionada por cada parámetro medido (Barbour *et al.*, 1995; Karr & Chu, 1999).

El primer sistema multimétrico fue desarrollado para su uso en peces (Karr, 1981). Posteriormente ha sido adaptado para diferentes áreas y utilizando otros grupos tales como macroinvertebrados (Fore *et al.*, 1996); actualmente el uso de estos últimos en monitoreos biológicos está bien documentado (Rosenberg & Resh, 1993) y su utilidad como indicadores para evaluar la calidad del agua se ha incrementado significativamente, permaneciendo como un grupo ampliamente usado para este propósito en países desarrollados de clima templado (Hawkes, 1979; Hellawell, 1986; Karr & Chu, 1999).

El muestreo de comunidades de macroinvertebrados es simple y resulta menos costoso que las técnicas físicas y químicas. Otra condición favorable es que la identificación del material biológico puede quedar a nivel de familia; este aspecto ha sido adoptado aún en países desarrollados donde los estudios de taxonomía de macroinvertebrados son amplios y es posible su identificación a nivel de especie, y se basan en que las comunidades tropicales y templadas de macrobentos comparten muchas familias (Payne, 1986).

En países con menor desarrollo económico como México, son pocos los estudios taxonómicos realizados, por lo que se sigue utilizando literatura generada en países templados; Jackson y Sweeney (1995), han considerado esto como un área que requiere de más trabajo, pero apoyan el uso taxonómico de familia como un nivel apropiado para programas de monitoreo multimétrico en países en desarrollo.

Los métodos basados en macroinvertebrados son también capaces de detectar eventos de disturbio o entrada de conta-

minantes tiempo después de su ocurrencia, ubican fuentes de contaminación e indican diferentes tipos de ésta (Hellawell, 1986). Dentro de los macroinvertebrados, los insectos acuáticos en sus diferentes estadios antes de emerger del agua como adultos, son organismos indicadores valiosos, y se consideran igualmente diversos en los trópicos que en las zonas templadas, en contraste con los peces y los insectos terrestres (Allan & Flecker, 1993).

Para evaluar la calidad del agua, Rosenberg y Resh (1993) sugieren varias formas en que la comunidad de macroinvertebrados puede ser usada. Éstas incluyen índices de diversidad, índices comparativos de las comunidades bajo diferentes impactos, la abundancia relativa de organismos indicadores de contaminación, así como la composición y abundancia de grupos funcionales basados en su régimen alimenticio, cambios en la composición genética de poblaciones específicas, bioacumulación de toxinas, cambios en parámetros poblacionales, aparición de deformidades, presencia/ausencia de especies o grupos indicadores, cambios en la composición de la comunidad y en el funcionamiento del ecosistema.

En México, se ha promovido recientemente el uso de material biológico con la finalidad de complementar el monitoreo rutinario de la calidad del agua que utiliza sólo parámetros fisicoquímicos, en ellos se da particular importancia a los organismos presentes en ambientes contaminados, y toma en cuenta la presencia y la abundancia de los mismos (CNA-IMTA, 1998; CNA-IBUNAM, 2000; De la Lanza *et al.*, 2000).

En la evaluación de la calidad de agua, generalmente se relacionan las concentraciones de diferentes parámetros fisicoquímicos y su efecto favorable o adverso en las comunidades acuáticas. La Comisión Nacional del Agua, aplica el Índice de Calidad del Agua (ICA) que conjunta un total de 15, 18 e incluso 35 variables fisicoquímicas, contaminantes y microbiológicas (CNA, 2002). Autores como Tyson y House (1989); Thorne y Williams (1997); Bordalo *et al.* (2001); Chang *et al.* (2001); Jonnalagadda y Mhere (2001), consideran que para la evaluación de la calidad del agua, el número de parámetros pueden ser reducidos a un número menor de nueve, seleccionando los que son afectados por la entrada de agentes contaminantes.

La toxicidad global de los contaminantes tiene diferentes efectos en los organismos acuáticos y terrestres (Chapman,

1986; Ahlf *et al.*, 1989), para su evaluación se están utilizando cada vez más los ensayos biológicos, éstos se consideran como un complemento a la caracterización fisicoquímica convencional; para ello se utilizan especies de diferentes niveles tróficos: *Selenastrum capricornutum* Printz, *Hydra attenuata* Pallas, *Daphnia magna* Straus, o plantas superiores como *Allium cepa* L. o *Lactuca sativa* L., de acuerdo con Castillo *et al.* (2004). En este último grupo, los materiales y sustancias liberados en el agua inhiben la germinación, la elongación radicular y el desarrollo del epicótilo (Ronco *et al.*, 2002) o provocan la disminución de biomasa (Thomas & Cline, 1985; Ahlf *et al.*, 1989; Wahid *et al.*, 1998; Ye *et al.*, 2002). En general, los resultados de los bioensayos pueden ser usados para identificar áreas de mayor o menor contaminación, también pueden ayudar a la selección de sitios y variables fisicoquímicas para estudios más detallados (Okamura *et al.*, 2001).

En este estudio se aplica un sistema multimétrico para la evaluación de la contaminación en condiciones de sequía (mayo), lluvia (julio) y postlluvia (noviembre) en el cauce principal de la cuenca Lerma-Chapala; en él se incluyen determinaciones fisicoquímicas para el cálculo de un Índice de Calidad del Agua modificado, presencia y abundancia de comunidades macrobentónicas, así como el efecto del agua sobre el crecimiento radicular en semillas de uso común en la zona de estudio.

## MATERIAL Y MÉTODOS

**Área de estudio.** La cuenca Lerma-Chapala forma parte de la región Hidrológica No. 12, su ubicación geográfica está delimitada por los paralelos 19° 05' y 21° 32' de latitud norte y por los meridianos 99° 22' y 103° 31' de longitud oeste, en la porción centro occidental de México; cubre aproximadamente el 3% del territorio nacional con un área aproximada de 53,391 km<sup>2</sup>. Abarca áreas de cinco estados en las siguientes proporciones con respecto al área total de la cuenca: Guanajuato (43.8%), Michoacán (30.3%), Jalisco (13.4%), Estado de México (9.8%) y Querétaro (2.8%) (Mestre, 2002). Desde su nacimiento en el Valle de Toluca hasta el Lago de Chapala tiene un recorrido de 705 km, recibe agua de muchos ríos tributarios; algunos de los más importantes son los ríos Laja, Turbio, Angulo y Duero (Aparicio, 2001).

La cuenca del río Lerma es relativamente plana, aproximadamente el 72% de esta área tiene elevaciones desde los 1,500 a los 2,100 msnm, incluye pequeñas regiones montañosas con elevaciones por arriba de los 2,700 msnm que representan solo el 6% del área de la cuenca.

El Alto Lerma, incluye el área de origen del río en la laguna de Almoleya (Estado de México) hasta la Presa Solís (Guanajuato) con una extensión de 15,843 km<sup>2</sup>, incluye las cuencas de los

lagos de Pátzcuaro y Cuitzeo, así como las subcuencas del área de San Luis de la Paz. El Medio Lerma inicia en la salida de la Presa Solís y termina en la estación hidrológica de Yurécuaro, abarcando un área de 26,375 km<sup>2</sup>. El Bajo Lerma empieza a partir de esa localidad y termina en el Lago de Chapala, incluyendo al Río Duero, su área es de 10,327 km<sup>2</sup> (SRH, 1977) (Fig. 1).

El clima dominante en la cuenca del Lerma-Chapala es subtropical lluvioso, le sigue un subhúmedo árido, en pequeñas regiones se encuentran clima templado subhúmedo. La temperatura media anual en la cuenca es relativamente uniforme 24 °C y raras veces excede los 32 °C; con excepción de los alrededores de la ciudad de Toluca y de la Presa Trinidad Favela en la parte del alto Lerma donde las temperaturas oscilan entre los 5 y los 15 °C. La cuenca tiene una precipitación media anual de 730 mm, las lluvias más importantes ocurren en agosto y septiembre (Aparicio, 2001).

A lo largo de la cuenca se desarrollan actividades agrícolas en 750,000 ha de riego, también hay actividades pecuarias y existen más de 1,500 industrias, así como importantes centros urbanos con una población global de 9.3 millones de habitantes según el censo de 1995 ([www.lermachapala.com.mx](http://www.lermachapala.com.mx)).

Para el manejo y suministro de agua se han construido embalses a lo largo de ella, lo cual ha implicado frecuentes descensos en el flujo del vital líquido. La modificación del flujo, asociado a la liberación de desechos directamente sobre el sistema, han dado como resultado que se considere una de las regiones más contaminadas del país ([www.conabio.gob.mx](http://www.conabio.gob.mx)).

**Sitios muestreados.** Se seleccionaron siete localidades de trabajo en el río Lerma abarcando cuenca alta, media y baja, incluyendo en esta última al lago de Chapala donde se agregaron tres sitios más (Fig. 2). Los sitios seleccionados sobre el río Lerma cubren un amplio intervalo altitudinal, climático y geológico de la cuenca y representan los diversos grados de contaminación, reflejo de las diferentes actividades antropogénicas a lo largo de la misma (Tabla 1); los sitios en el lago corresponden a las principales zonas de cambio fisicoquímico y de contaminación, propuesta previamente por Dávalos-Lind (1996) y Rosales-Hoz *et al.* (2000). Los muestreos se hicieron durante los meses de mayo, julio y noviembre de 1999, correspondientes a las temporadas de sequía, lluvia, y postlluvia, en las que el río está en condiciones críticas por sus bajos y altos niveles de agua, y una tercera temporada en que el río está en condiciones de estabilización luego de las condiciones de tensión hidrológica tanto por bajos como altos niveles de agua.

**Parámetros fisicoquímicos.** Para evitar remoción de sustrato, debido a que la mayoría de los sitios seleccionados tenían una profundidad menor a 60 cm (con excepción de Yurécuaro y La Barca), el oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica y pH se determinaron con la inmersión en el agua a 20 cm de un sistema

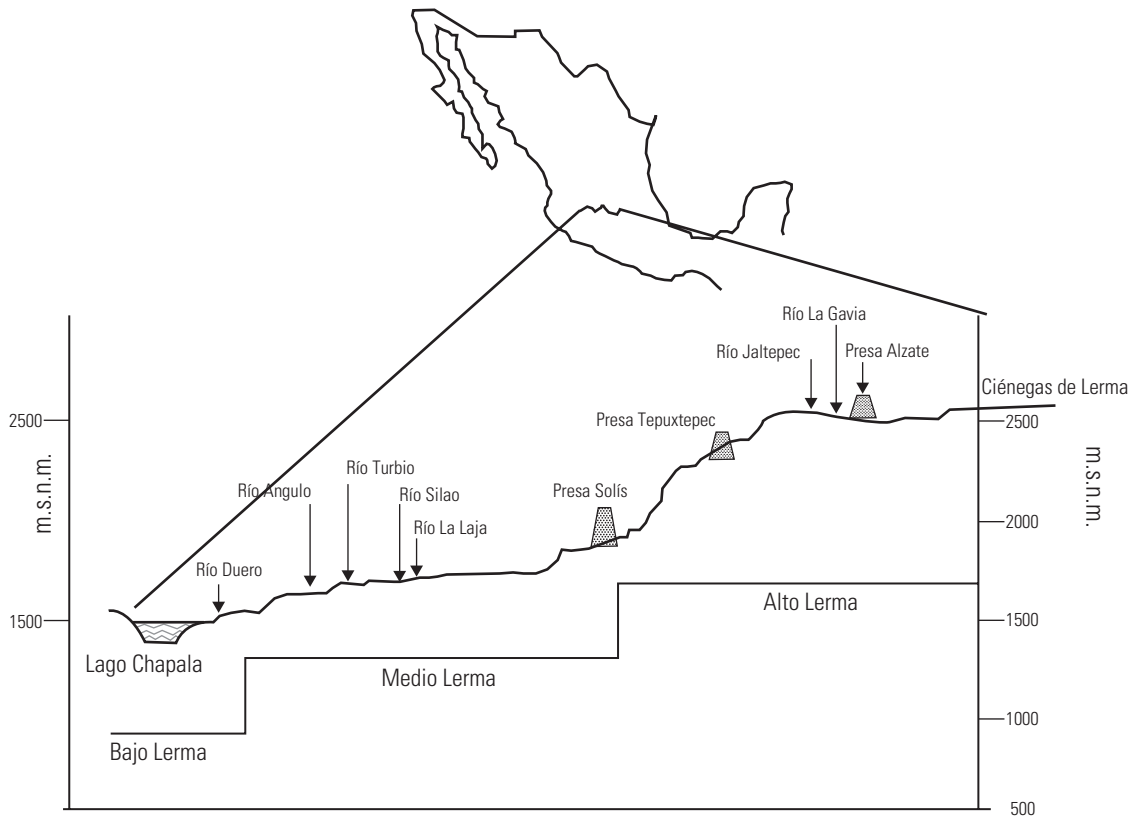


Figura 1. Perfil del cauce principal del río Lerma-lago de Chapala, con principales afluentes, presas y estaciones hidrométricas. Fuente: SRH (1977).

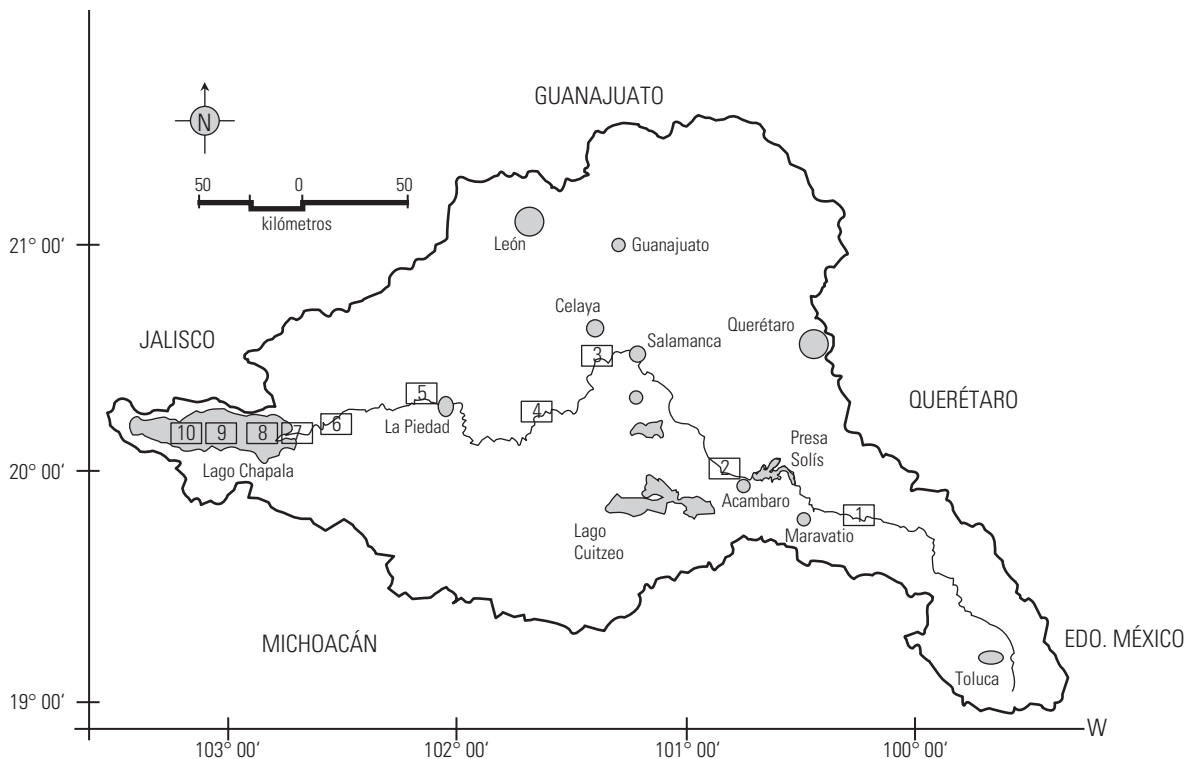


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo a lo largo del curso del río Lerma y lago de Chapala. Fuente: INEGI (1993).

Tabla 1. Ubicación en la cuenca y altitud de las localidades seleccionadas.

Ubicación en la cuenca	Localidad	Clave	Altitud (msnm)
Cuenca alta	Atzacmulco	Atlaco (1)	2,435
Cuenca alta	Salvatierra	Salva (2)	1,720
Cuenca media	Pueblo Nuevo	P. Nvo. (3)	1,650
Cuenca media	La Calle	Laca (4)	1,670
Cuenca baja	Yurécuaro	Yure (5)	1,510
Cuenca baja	La Barca	Barca (6)	1,500
Cuenca baja	Ibarra	Ibarra (7)	1,500
Cuenca baja	Boca Lerma	Boca (8)	1,460
Cuenca baja	Alacranes	Alacra (9)	1,460
Cuenca baja	Ajijic	Ajijic (10)	1,460

multisensor Surveyor II de Hydrolab, calibrado en laboratorio y campo, a la misma profundidad se tomaron muestras de agua para la posterior determinación de nutrientes; las muestras de agua se mantuvieron primero en hielo, luego se filtraron con membranas de 0.70  $\mu\text{m}$  para su posterior congelación. Para biomasa total por cenizas, la muestra de agua no se filtró ni se congeló. Las determinaciones de nutrientes y biomasa total por cenizas se efectuaron siguiendo las técnicas específicas de cada parámetro de acuerdo a APHA (1992): nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ) por método Nessler directo, nitrógeno de nitratos ( $\text{N-NO}_3$ ) mediante reducción cadmio-NED y ortofosfatos ( $\text{P-PO}_4$ ) con el método de ácido ascórbico.

**Índice de Calidad del Agua modificado.** La Comisión Nacional del Agua emplea el término Índice de Calidad del Agua (ICA) para determinar el grado de contaminación en los cuerpos de agua nacionales, a partir de la determinación analítica de 18 parámetros físicos y químicos. A cada parámetro se le asigna un factor de ponderación subjetivo según la importancia que tenga ese parámetro con la vida acuática y el ambiente, generalmente

al oxígeno disuelto se le asigna el valor ponderado más alto (SARH, 1979).

En general, los métodos para evaluar la calidad del agua se basan en la selección de parámetros. Los factores de ponderación dependen del sistema estudiado así como del criterio de los investigadores. La mayor parte de los estudios se refieren al método del Water Quality Index (WQI) desarrollado por la Nacional Sanitation Foundation (NSF) que fue ampliamente usado en las décadas de los 80's y 90's; éste se basaba en nueve parámetros (temperatura del agua, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, alcalinidad total, conductividad, pH, amonio, nitratos, fosfatos). Para este estudio, el ICA modificado se calculó con la determinación analítica de siete parámetros, seis de los citados previamente, se omiten temperatura, DBO y alcalinidad total y se añade biomasa total, similar a lo reportado por Thorne y Williams, (1997) y Chang *et al.* (2001). Se aplicó la ecuación empleada por Tyson y House (1989) y Bordalo *et al.* (2001):

$$\text{ICA}_{\text{modificado}} = 1/100 \left( \sum_{i=1}^n q_i w_i \right)^2$$

donde

$n = 7$  parámetros;  $q$  = valor analítico de cada parámetro;

$w$  = factor de ponderación de cada parámetro

Los valores del ICA utilizados por la Comisión Nacional del Agua son clasificados en forma porcentual y los usados en este trabajo en puntos y clases (Tabla 2).

**Muestreo de macroinvertebrados.** En cada localidad del río la captura de organismos se llevó a cabo con una red de cuchara con luz de malla (500  $\mu\text{mm}$ ), haciendo un arrastre a contracorriente, durante 5 minutos en zonas de alta y baja energía (centro y orilla del cauce, respectivamente) siguiendo el procedimiento

Tabla 2. Valores del ICA utilizados por la CNA y los propuestos en este trabajo (ICA modificado).

Porcentaje	Denominación	ICA modificado	Clase	Denominación
0-29	Altamente contaminado	10-20	4	Altamente contaminado
30-49	Contaminado	21-40	3	Contaminada
50-69	Poco contaminado	41-70	2	Tratamiento necesario, poco contaminada
70-84	Aceptable	71-90	1B	Menor calidad, aceptable
85-100	No contaminado	91-100	1A	Alta calidad, no contaminada

de Needham y Usinger (1956); los organismos capturados (crustáceos, moluscos, anélidos e insectos) se fijaron con alcohol al 70%. En el laboratorio los organismos fueron identificados a nivel familia utilizando las claves de Usinger (1956), Merritt y Cumminis (1978), Pennak (1978), Lehmkuhl (1979), McCafferty (1981) y Kolbe y Luedke (1993) auxiliándose con microscopio estereoscópico.

**Índice Biótico Extendido.** Se efectuaron conteos de organismos y familias de cada localidad. A partir del número de familias se calculó el Índice Biótico Extendido (I.B.E.) modificado por Ghetti (1986). Los valores pueden fluctuar entre 0 y 10, permitiendo evaluar el estado de salud del ecosistema como método alternativo y comparable al índice de diversidad, empleando los mismos valores de abundancia y composición de la comunidad macrobentónica por localidad de muestreo.

**Bioensayo con semillas de sorgo.** Se trabajó con *Sorghum bicolor* (L.) Moench cv. D 65 de la empresa Dekar. Las semillas se remojaron durante 24 horas con agua destilada y se mantuvieron a una temperatura de 23°C. Posteriormente se prepararon charolas con una capa de algodón (5 a 6 g) sobre la cual se añadieron 90 mL del agua según el tratamiento (sitios de muestreo), utilizando agua destilada como control; todos los tratamientos se manejaron por cuadruplicado. Se sembraron 30 semillas por charola, éstas se mantuvieron inclinadas a 45°C en una incubadora Fisher Scientific Isotemp a 25°C durante 72 horas con ciclos de 16 horas de luz (4,320 ft-c) y 8 de oscuridad en un diseño completamente al azar (Thomas & Cline, 1985).

**Elongación radicular y de epicótilo.** A las 72 horas se midió elongación radicular y de epicótilo. Se trabajó con datos de 120 repeticiones, éstos fueron evaluados con un análisis ANOVA con nivel de significancia de  $P < 0.05$  y posteriormente se les aplicó la prueba de Tuckey HSD, utilizando el programa de Statistica versión 6.0.

## RESULTADOS

**Parámetros fisicoquímicos.** Los valores obtenidos por localidad y por mes de estudio de los siete parámetros utilizados para el cálculo del Índice de calidad del agua, con su respectivo factor de ponderación se presentan en la Tabla 3.

El oxígeno disuelto en las localidades del río Lerma se presentó en forma irregular, con valores que variaron entre 1.70 mg/L y 13.00 mg/L en mayo, 1.90 mg/L y 6.40 mg/L en julio y 1.60 mg/L y 9.70 mg/L en noviembre. Generalmente la zona comprendida entre Salvatierra-Pueblo Nuevo y La Calle, tuvieron las menores concentraciones de oxígeno llegando incluso a condiciones hipóxicas ( $< 2$  mg/L); las localidades del lago de Chapala registraron las mejores condiciones de oxígeno disuelto y con menor variación, 6.20 mg/L-8.50 mg/L. El pH varió desde condiciones ligeramente ácidas hasta altamente básicas con intervalos de

6.50-9.10 en mayo, 6.57-9.15 en julio y 7.60-9.20 en noviembre; la tendencia general de aumento en los valores a partir de la cuenca alta se interrumpió con descensos en Pueblo Nuevo, Yurécuaro y La Barca. En el lago de Chapala siempre se registraron condiciones alcalinas con variaciones entre 8.20 y 8.80.

La conductividad en mayo fue de 274  $\mu$ S/cm a 536  $\mu$ S/cm; en julio de 345  $\mu$ S/cm a 753  $\mu$ S/cm y en noviembre 323  $\mu$ S/cm a 731  $\mu$ S/cm; al igual que en pH, la conductividad registró incremento desde Atlacomulco, pero la zona comprendida entre Pueblo Nuevo y La Barca presentó disminuciones en este parámetro. El lago de Chapala registró los valores más altos y mayor variación en mayo, (503  $\mu$ S/cm a 1124  $\mu$ S/cm) y menor variación en los meses de julio y noviembre (700  $\mu$ S/cm a 800  $\mu$ S/cm).

A lo largo del río, la biomasa total en mayo estuvo en el intervalo de 0.060 mg/L a 1.1760 mg/L, en julio fue de 0.031 mg/L a 1.128 mg/L y noviembre con 0.016 mg/L a 1.320 mg/L; la biomasa total a lo largo del río fue más variable que cualquier otro parámetro descrito anteriormente. En el lago de Chapala los mayores cambios se presentaron en julio con valores de 0.232 mg/L a 1.200 mg/L, y los menores en noviembre 0.034 mg/L a 0.098 mg/L.

Nitrógeno como amonio. En mayo el intervalo fue de 0.35 mg/L-1.20 mg/L, en julio de 0.21 mg/L-3.97 mg/L y noviembre de 0.25 mg/L-0.70 mg/L. Aumentó desde Atlacomulco hasta la zona comprendida entre La Calle y Yurécuaro, luego disminuyó en La Barca. En el lago de Chapala se registró menor variación en relación al río, 0.12 mg/L-0.38 mg/L.

Nitrógeno como nitratos. En mayo las concentraciones variaron de 0.34 mg/L a 3.59 mg/L, con valores máximos en la zona entre Atlacomulco y La Calle; en julio el rango fue de 0.21 mg/L a 3.97 mg/L, con mayor concentración en Ibarra, en la parte final del río; noviembre presentó la mayor variación, de 0.065 mg/L a 12.92 mg/L, en este mes los valores máximos se registraron en Atlacomulco e Ibarra, parte alta y baja del río respectivamente. En el lago las concentraciones generalmente fueron menores, el intervalo de mayo fue 0.25 mg/L-0.94 mg/L, en julio 0.39 mg/L-1.50 mg/L y en noviembre de 0.20 mg/L-1.52 mg/L.

Fósforo como ortofosfato. Los valores de mayo tuvieron como intervalo 2.78 mg/L-26.20 mg/L, en julio 0.08 mg/L-17.40 mg/L y noviembre 0.27 mg/L-50.20 mg/L. En el lago las concentraciones disminuyeron considerablemente presentando valores entre 0.14 mg/L y 5.06 mg/L, con sus mínimos valores en noviembre y sus máximos en julio.

**ICA modificado.** En las tres temporadas de estudio, el cauce principal del río Lerma presentó valores que indican que siempre estuvo en condiciones de contaminación, el lago de Chapala generalmente tuvo el menor grado de ella; los valores de este índice señalan al mes de mayo (sequía) como el más crítico para todo el sistema, incluyendo la entrada del lago de Chapala.



Tabla 3. Físicoquímica e Índice de Calidad del Agua (ICA), por mes de estudio en el río Lerma y lago de Chapala.

Factor de ponderación	O.D. mg/L (0.30)	pH (0.09)	Cond. $\mu$ S/cm (0.11)	B.T. mg/L (0.18)	N-NH <sub>3</sub> mg/L (0.16)	N-NO <sub>3</sub> mg/L (0.08)	P-PO <sub>4</sub> mg/L (0.08)	ICA modificado
<b>Mayo 1999</b>								
Atzacmulco	7.70	6.50	300	0.060	0.35	3.18	11.45	13.8
Salvatierra	1.70	7.20	330	1.382	0.48	2.18	26.20	16.0
Pueblo Nuevo	3.50	6.60	527	1.082	0.47	3.59	2.78	36.5
La Calle	13.00	7.10	536	1.176	0.53	3.10	4.10	41.4
Yurécuaro	12.60	8.50	372	1.082	1.12	0.53	8.13	21.7
La Barca	9.50	8.30	274	1.110	1.20	0.34	10.11	12.2
Ibarra	3.30	9.10	436	1.026	0.89	1.40	10.70	26.1
Boca Lerma	6.60	8.30	503	1.174	0.42	0.94	2.80	34.4
Alacranes	6.20	8.40	1124	1.052	0.18	0.34	1.22	60.8
Ajijic	6.40	8.30	960	1.080	0.25	0.25	1.80	67.3
<b>Julio 1999</b>								
Atzacmulco	6.40	7.52	345	0.031	0.38	1.86	0.08	16.6
Salvatierra	2.60	7.23	475	0.381	0.56	0.21	7.40	29.6
Pueblo Nuevo	2.80	6.57	446	0.236	0.48	3.51	10.59	26.8
La Calle	1.90	8.21	666	1.128	0.43	0.66	16.40	58.1
Yurécuaro	4.00	7.49	753	0.402	0.96	3.42	17.40	75.0
La Barca	2.00	8.35	716	0.522	0.84	2.92	15.39	66.9
Ibarra	2.00	9.15	640	0.308	0.75	3.97	9.50	53.4
Boca Lerma	6.30	8.45	710	0.232	0.68	0.39	5.06	66.2
Alacranes	6.20	8.60	760	0.789	0.31	1.50	3.32	75.4
Ajijic	6.20	8.20	800	1.200	0.28	0.90	1.50	82.9
<b>Noviembre 1999</b>								
Atzacmulco	8.00	7.80	323	0.016	0.25	14.34	0.27	15.9
Salvatierra	1.70	7.60	550	0.298	0.30	0.15	50.20	43.3
Pueblo Nuevo	1.60	7.60	640	0.062	0.50	0.65	24.01	54.2
La Calle	1.80	9.20	720	1.320	0.70	4.33	5.77	66.8
Yurécuaro	9.70	8.30	731	0.066	0.60	1.39	14.89	73.1
La Barca	8.30	8.00	661	0.086	0.35	8.82	14.13	60.6
Ibarra	6.80	7.60	513	0.058	0.23	12.92	3.77	36.6
Boca Lerma	8.50	8.70	700	0.098	0.50	1.52	0.29	64.9
Alacranes	8.60	8.70	740	0.094	0.25	0.87	0.16	72.1
Ajijic	7.80	8.80	768	0.034	0.12	0.20	0.14	76.9

O.D. Oxígeno disuelto (mg/L); Conductividad eléctrica ( $\mu$ S/cm); B.T., Biomasa total por cenizas (mg/L); N-NH<sub>3</sub>, Nitrógeno como amonio (mg/L); N-NO<sub>3</sub>, Nitrógeno como nitratos (mg/L); P-PO<sub>4</sub>, Fósforo como ortofosfatos (mg/L).

En esta época con valores entre 13.8 y 20, las localidades Atlacomulco, Salvatierra y La Barca, quedaron clasificadas como altamente contaminadas; Pueblo Nuevo, Yurécuaro, Ibarra y Boca con valores entre 21 y 40 como contaminadas y La Calle, Alacranes y Ajijic (estas dos últimas en el lago de Chapala) quedan clasificadas con poca contaminación, con valores entre 41 y 68 (Fig. 3).

Durante julio (lluvia), la calidad del agua mejoró ligeramente en todo el sistema excepto en Atlacomulco, que siguió con clasificación de altamente contaminado; las localidades de Salvatierra y Pueblo Nuevo quedaron clasificadas como contaminadas; la Barca (66.9) llegó a poco contaminado junto con las estaciones La Calle (58.1), Ibarra (53.4) y Boca (64); incluso Yurécuaro, Alacranes y Ajijic (estas dos últimas en el lago de Chapala) llegaron a la calificación de aceptable con valores entre 75 y 85 (Fig. 3).

En noviembre (postlluvia), desde Atlacomulco en la cuenca alta hasta Yurécuaro en la cuenca media, se incrementaron los valores del ICA, pasando de altamente contaminados (17) hasta aceptables (75), para luego volver a caer en la clasificación de contaminados en las estaciones La Barca e Ibarra como últimos sitios de muestreo del río y tender a la poca contaminación o al nivel de aceptable en las estaciones correspondientes al lago de Chapala.

En la mayoría de los sitios muestreados se observaron las mismas tendencias durante lluvia y postlluvia, excepto en Atlacomulco y Salvatierra en la cuenca alta y Pueblo Nuevo en la cuenca media, no así en sequía. Atlacomulco se mantuvo altamente contaminado durante las tres temporadas muestreadas, mientras que en el mismo lapso, se aprecia una recuperación del sistema en la cuenca baja, correspondiente al lago de Chapala (Fig. 3).

**Macroinvertebrados e Índice biótico extendido.** De las comunidades de macroinvertebrados, las familias de los insectos acuáticos (efemerópteros, odonatos, hemipteros, coleópteros y dípteros) fueron las más frecuentes en aparición y en número de organismos. Todos los organismos colectados son considerados facultativos o tolerantes a la contaminación (Weber, 1973; Wilhm, 1975).

De acuerdo al Índice Biótico Extendido, hubo menor número de familias y organismos totales en Atlacomulco (Tabla 4), éstos aumentaron hasta llegar a los mayores valores en Ibarra, ubicada en la cuenca baja. En mayo (sequía) con excepción de La Barca e Ibarra que mostraron un IBE= 4, el resto de las localidades tuvieron un IBE < 4, es decir la peor calidad del agua. En julio (lluvia) no cambió mucho la situación de contaminación, la mayoría de las localidades presentaron condiciones de alta contaminación con un IBE < 4, solo Salvatierra e Ibarra presentaron IBE= 4. En noviembre (postlluvia) no obstante el incremento en

número de familias, por ser todas facultativas o tolerantes a la contaminación, sólo las estaciones de Salvatierra, Yurécuaro e Ibarra presentaron IBE= 4, las demás localidades registraron un IBE < 4 (Tabla 4).

**Elongación radicular y del epicótilo.** La elongación de raíz a las 72 horas alcanzó valores parecidos a los del control (2.98 cm), cuando se regó con agua de noviembre de los sitios Atlacomulco y Salvatierra; pero mostró una inhibición significativa ( $P \leq 0.05$ ), de entre 20.8 y 55%, cuando se regó con agua colectada en los sitios de Pueblo Nuevo, Yurécuaro, La Barca, Ibarra, Alacranes y Ajijic (Tabla 5). El crecimiento del epicótilo refleja inhibición (entre 17.9 y 29.2%) cuando se riega con agua de las estaciones Pueblo Nuevo, Yurécuaro y La Barca. El resto de las estaciones no mostraron diferencia significativa ( $P \leq 0.05$ ) comparadas con el control. Por el contrario, el agua de Atlacomulco promovió un mayor crecimiento de éste (Tabla 5).

## DISCUSIÓN

Desde la parte más alta de la cuenca, el agua del río Lerma está altamente impactada por desechos industriales, urbanos y agrícolas. A su paso por Atlacomulco el cauce principal siempre tiene carácter lótico, con alta carga de materia orgánica. A partir de la cuenca media y hasta la cuenca baja, la cantidad de agua está sujeta a las políticas de manejo de agua mediante reservorios con el objetivo de garantizar el cumplimiento del calendario de cultivos, por lo que en varias ocasiones a lo largo del año en diferentes localidades el cauce llega a tornar su carácter lótico a sistema léntico (aguas sin movimiento, estancadas). Los sitios de muestreo Pueblo Nuevo (3) y La Calle (4) reciben aguas utilizadas en actividades agrícolas así como de desecho industrial y urbano de las ciudades de León, Salamanca y drenajes directos de los poblados aledaños. Los sitios Yurécuaro (5) y La Barca (6) presentan menor descarga industrial y agrícola, pero mayor en desechos urbanos y pecuarios; el sitio Ibarra (7) en la parte más baja de la cuenca, generalmente contiene altas densidades de lirio acuático y recibe la afluencia periódica del río Duero, con menor grado de impacto que el río Lerma.

Características como tipo de flujo, velocidad de corriente, pendiente del terreno así como las actividades antropogénicas y sus desechos al cauce, influyen en la dinámica fisicoquímica y en la desaparición de organismos (Donohue *et al.*, 2006). En el caso de oxígeno disuelto (OD), en Atlacomulco debido al efecto combinado de sombreado, aporte de manantiales y sustrato rocoso tanto en las orillas como el centro, siempre hay condiciones de flujo turbulento que favorece las adecuadas concentraciones de este gas disuelto; por el contrario en localidades donde el flujo está disminuido por el control en el suministro de agua mediante presas o diferentes obras de desvío, además de los vertimientos permanentes de desechos urbanos, industriales y pecuarios, la



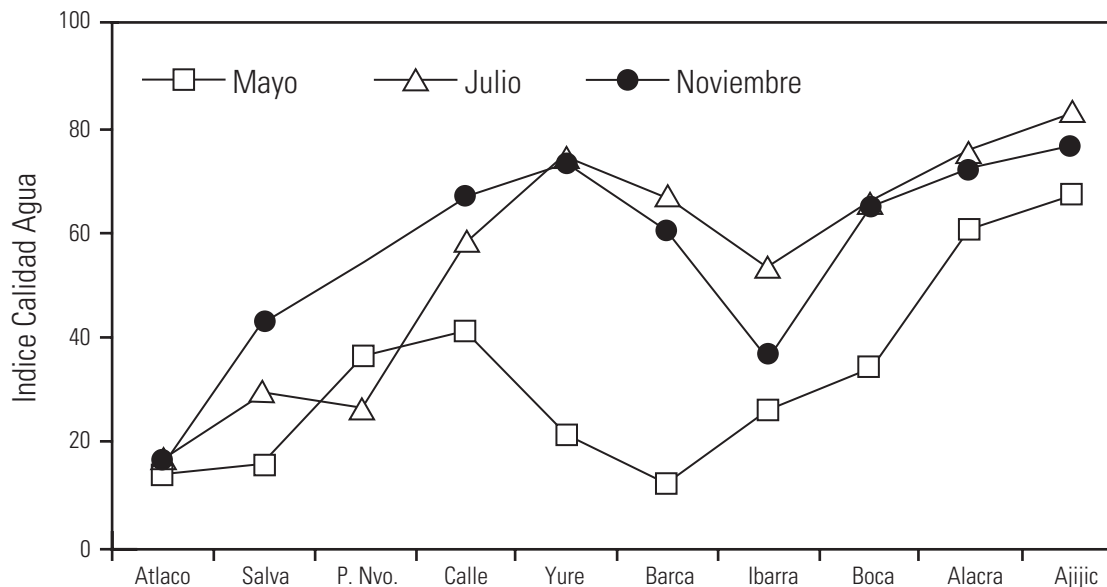


Figura 3. Dinámica espacial y temporal del Índice de Calidad el Agua modificado; cuenca Lerma-Chapala, 1999.

concentración de oxígeno disuelto se abate, como lo registrado en la zona entre Salvatierra hasta La Calle. En localidades como Yurécuaro, La Barca e Ibarra a pesar de perder su carácter lótico y convertirse en sistema léntico o de estancamiento, se encuentran concentraciones altas de OD en el día y bajas al amanecer, cuyas variaciones afectan de diversas formas a las comunidades de macroinvertebrados (Parr & Mason, 2003).

Durante la época de sequía (mayo), el flujo disminuye por la retención de agua en las presas; Güitrón, (2005) reporta desequilibrio hidrológico por sobreexplotación. Localidades como La Calle llegan a quedar sin agua; en Pueblo Nuevo y Yurécuaro, la estrategia para retenerla ha consistido en colocar barreras con costales de arena o haciendo excavaciones someras. Durante esa temporada, en Salamanca, La Piedad, Ibarra y La Laja se han detectado concentraciones que sobrepasan los límites permisibles de contaminantes orgánicos como tolueno, gasolina, fenoles y en ocasiones de plaguicidas (Hansen & van Afferden, 2001).

En este estudio, los valores del ICA obtenidos a partir de un método simple que integra siete parámetros fisicoquímicos, indicó la degradación de la calidad del agua desde la cuenca alta; posteriormente hay una influencia positiva de la Presa Solís a partir de la cual, se presenta una mejoría relativa de la calidad del agua luego de su retención y sujeta a diferentes procesos limnológicos como mezcla, fotosíntesis y productividad primaria y secundaria en los que se aprovechan los excedentes de nutrientes como ortofosfatos y la actividad bacteriana en la nitrificación y denitrificación en sus condiciones aerobias y anaerobias de la columna de agua (Townsend & Edwards, 2003); posteriormente, se aprecia un fuerte deterioro en la cuenca media, especialmente en sequía (mayo), y la influencia positiva

de las lluvias (Quiróz *et al.*, 1997) para disminuir un poco la contaminación tanto en el río como en el lago de Chapala, datos similares a los reportados por CNA (2002), pero utilizando dieciocho parámetros.

Por condiciones limnológicas propias, el lago de Chapala presenta escasa o nula estratificación debido a que su patrón de vientos y brisas, así como su relativa baja profundidad (4-5 metros promedio), lo que provoca que la columna de agua esté en continuo movimiento, de ahí la poca variabilidad de sus parámetros fisicoquímicos a lo largo del año y mejor calidad del agua en comparación con el río Lerma, aunque la influencia de éste se mostró en la zona de entrada, en la parte oriental del lago con los menores valores de ICA.

Durante las tres temporadas estudiadas, a lo largo del río se registraron altas concentraciones de nitrógeno como nitratos y fósforo como ortofosfatos, De Anda *et al.* (2001) reportan en las áreas cercanas a los distritos de riego de esa zona, altas concentraciones de nutrientes, especialmente de ortofosfatos. Aparicio (2001), reportó que en el año 1999, la cuenca tuvo fuertes variaciones en precipitación que en conjunto con altas tasas de evaporación en el lago y en las diferentes presas en la cuenca, así como el excesivo uso del agua en el riego, industria y urbanización, promovieron el decremento en los niveles de agua tanto en el lago como en el cauce principal, conllevando así al incremento de contaminantes entre ellos metales pesados, plaguicidas, sales y nutrientes inorgánicos.

Para la cuenca Lerma-Chapala, Aldama (2002), reporta ICAs con valores menores de 50; cataloga el agua de baja calidad y para uso exclusivamente agrícola; en tanto que Mestre (2002),

Tabla 4. Índice Biótico Extendido aplicado en siete estaciones del río Lerma; los números más altos reflejan mejores condiciones del agua.

ORDEN	FAMILIA	Atlacmulco			Salvatierra			Pueblo Nuevo		
		May	Jul	Nov	May	Jul	Nov	May	Jul	Nov
Pulmonata	Physidae			3			5			
Heterodonata	Sphaeriidae					1				
Pharyngobdellida	Erpobdellidae		2				3			
Isopoda	Asellidae		2	3			1			
Amphipoda	Gammaridae			3	2	5			21	
Decapoda	Cambaridae									
Ephemeroptera	Baetidae								12	
Odonata	Coenagrionidae				2	4				2
Hemíptera	Belostomatidae				2		2			
	Corixidae				1		1			
	Notonectidae						3			
	Veliidae									
Coleoptera	Dytiscidae									
	Hydrophilidae								2	
Diptera	Simuliidae						2		4	2
	Chironomidae		3	8	2	5		39	20	44
Total 11	Total 16									
	Familias totales	1	2	4	5	6	5	1	5	3
	Organismos	2	5	17	9	18	14	39	59	48
	totales									
	Índice Biótico	1	2	3	3	4	4	2	3	3
	Extendido									
	Clase	V	V	V	V	IV	IV	V	V	V

ORDEN	FAMILIA	La Calle			Yurécuaro			La Barca			Ibarra		
		May	Jul	Nov	May	Jul	Nov	May	Jul	Nov	May	Jul	Nov
Pulmonata	Physidae			1			2						
Heterodonata	Sphaeriidae												
Pharyngobdellida	Erpobdellidae				1	2							
Isopoda	Asellidae	2	6									2	
Amphipoda	Gammaridae											2	2
Decapoda	Cambaridae							2	3				4
Ephemeroptera	Baetidae												
Odonata	Coenagrionidae	6		2				1		2			
Hemíptera	Belostomatidae								2				
	Corixidae	21		5			2			37		1	3
	Notonectidae						3			3		1	1
	Veliidae				2	4			5			1	1
Coleoptera	Dytiscidae			1								3	3
	Hydrophilidae	4	1			3			2	1			2
Diptera	Simuliidae				3	4			3			1	2
	Chironomidae	3	2		18	8		14	6	3		3	4
Total 11	Total 16												
	Familias totales	2	4	5	1	5	6	6	3	4	6	9	7
	Organismos	29	14	11	1	28	23	30	11	43	8	22	19
	totales												
	Índice Biótico	3	3	3	1	2	4	4	2	2	4	4	4
	Extendido												
	Clase	V	V	V	V	V	IV	IV	V	V	IV	IV	IV

Calidad Clase I (no contaminado), I.B.E. > 10, Calidad Clase II (ligeramente contaminado, fauna afectada), I.B.E. 8-9, Calidad Clase III (contaminado), I.B.E. 6-7, Calidad Clase IV (severa contaminación), I.B.E. 4-5, Calidad Clase V (alta contaminación), I.B.E. < 4.

Tabla 5. Valores promedio y desviación estándar de elongación radicular y epicótilo de sorgo regado con agua de los sitios muestreados..

Agua probada	Radícula (cm)	% de inhibición	Epicótilo (cm)	% de inhibición
Agua destilada	2.98 ± 0.60 <sup>a</sup>	0.0	1.06 ± 0.44 <sup>a</sup>	0.0
Atacomulco	3.01 ± 0.83 <sup>a</sup>	0.0	1.24 ± 0.42 <sup>b</sup>	--
Salvatierra	2.80 ± 0.90 <sup>a</sup>	6.0	1.11 ± 0.43 <sup>a</sup>	0.0
Pueblo Nuevo	1.34 ± 0.57 <sup>b</sup>	55.0	0.75 ± 0.36 <sup>c</sup>	29.2
Yurécuaro	2.29 ± 0.98 <sup>b</sup>	23.0	0.87 ± 0.35 <sup>c</sup>	17.9
La Barca	1.65 ± 0.79 <sup>b</sup>	44.6	0.85 ± 0.31 <sup>c</sup>	19.8
Ibarra	2.36 ± 0.99 <sup>b</sup>	20.8	1.09 ± 0.84 <sup>a</sup>	0.0
Alacranes	1.81 ± 0.59 <sup>b</sup>	39.3	1.05 ± 0.33 <sup>a</sup>	0.0
Ajjic	1.67 ± 0.60 <sup>b</sup>	43.9	0.98 ± 0.34 <sup>a</sup>	7.5

<sup>a,b,c</sup> Las letras diferentes en los renglones, indican que existen diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ).

reporta que más del 70% del agua de la cuenca tiene diferente grado de contaminación, sobresaliendo la cuenca media y baja con aguas fuertemente contaminadas, ambos autores utilizaron 18 parámetros.

El empleo de siete variables fisicoquímicas para el cálculo del índice de calidad del agua, ha probado sus ventajas en la optimización de tiempo, mayor eficiencia y menor costo; esto tiene grandes ventajas en países en vías de desarrollo con poco apoyo financiero e inadecuada infraestructura para los análisis químicos; la selección de estos parámetros y el valor ponderado de cada variable, dependerá de la experiencia del investigador sobre calidad del agua, así como del conocimiento de las principales actividades antropogénicas de la zona en estudio (Thorne & Williams, 1997; Bordalo *et al.*, 2001; Chang *et al.*, 2001; Jonnalagadda & Mhere, 2001). En el caso del sistema Lerma-Chapala, por su fuerte actividad agrícola, las evaluaciones de nitrógeno y fósforo son imprescindibles.

Acorde con la escala de clasificación de SEMARNAT (2002) sobre la calidad del agua para usos específicos, el agua del río Lerma (que presentó aguas de altamente contaminadas a contaminadas), permite su uso industrial y agrícola pero con tratamiento previo, e incluso determina algunas restricciones para estas dos actividades; la clasifica como inaceptable para la pesca y vida acuática en el mes de mayo y para organismos muy resistentes en julio y noviembre.

Lo anterior, coincide con la evaluación del índice biótico extendido (IBE) que las clasifica como aguas con alta y severa contaminación durante las tres épocas muestreadas (Tabla 4). El menor número de familias de macroinvertebrados se registró en mayo en Atacomulco (cuenca alta), en tanto que en Ibarra (cuenca baja), se registró en julio y noviembre el mayor número de familias, en todos los casos, son facultativas o tolerantes a la

contaminación, así como a altas variaciones de las condiciones fisicoquímicas; la mayor parte son organismos filtradores, descomponedores o detritívoros, adaptados a las condiciones de anoxia (< 1 mg/L) o hipoxia (2-4 mg/L) causadas por descomposición de material orgánico animal y vegetal, así como por la baja velocidad de corriente o flujo (Mustow, 2002).

La concentración de compuestos solubles presentes en la columna de agua a lo largo del río y lago de Chapala, también tiene efectos en las primeras etapas de desarrollo de cultivos, ya que retardan o inhiben el proceso de elongación de la radícula o hipocótilo; Fiskesjö, (1993) reporta porcentajes parecidos de inhibición de raíz de cebolla (*Allium cepa*), regada con aguas residuales. La mayor inhibición de radícula se aprecia cuando los cultivos se riegan con agua de la cuenca media y en menor proporción el agua de la cuenca baja. La elongación del epicótilo, solo se ve inhibida con el agua de la cuenca media. Estas dos variables medidas son consideradas indicadores subletales sensibles y reflejan los efectos fitotóxicos de compuestos puros o mezclas complejas (Sobrero & Ronco, 2004).

La integración de resultados sobre la composición de familias de macroinvertebrados, el cálculo del Índice Biótico Extendido, el Índice de Calidad del Agua a partir de siete parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, pH, nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), nitrógeno de nitratos (N-NO<sub>3</sub>), ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub>) y biomasa total por cenizas, así como el efecto del agua sobre el desarrollo inicial de un cultivo, probaron su utilidad para evaluar la contaminación del río Lerma y lago de Chapala.

## AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue parcialmente financiado por la División de CBS de la UAM-X en el Departamento de Producción Agrícola

y Animal y por el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Agradecemos al Biól. Alberto Islas Grajeda por su apoyo en campo y en laboratorio, así como al M. en C. Eduardo Celada Tornel y al Téc. Jorge Esparza Arroyo por su apoyo en el laboratorio.

## REFERENCIAS

- AHLF, W., W. CALMANO, J. ERHARD & U. FÖRSSTNER. 1989. Comparison of five bioassay techniques for assessing sediment-bound contaminants. *Hydrobiologia* 188/189: 285-289.
- ALDAMA, A. 2002. Water resources in Mexico. North American Lake Management Society. *Lake Line* 22 (4): 12-19.
- ALLAN, J. D. & A. S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43: 32-43.
- APARICIO, J. 2001. Hydrology of the Lerma-Chapala watershed. In: Hansen, A.M. & M. van Afferden (Eds.). *The Lerma-Chapala Watershed: evaluation and management*. Kluwer/Plenum Publishers. London, pp. 3-31.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1992. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 15 ed. Water Pollution Control Federation, New York. 1088 p.
- BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING & J.R. KARR. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: Davis W. S. & T. P. Simon (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making*. CRC, Press Boca Raton, pp. 63-77.
- BORDALO, A.A., W. NILSUMRANCHIT & K. CHALERMWAT. 2001. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). *Water Research* 35 (15): 3635-3642.
- CASTILLO, G., M.C. DÍAZ, Y. PICA, A. RONCO, C. SOBRERO, G. BULUS, G. FEOTA, G. FORGET & A. SÁNCHEZ-BAIN. 2004. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México. pp. 15-16.
- CHANG, N.B., H.W. CHEN & S.K. KING. 2001. Identification of river water quality using the fuzzy Synthetic evaluation approach. *Journal of Environmental Management* 63: 293-305.
- CHAPMAN, M.P. 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5: 957-964.
- CHESSMAN, B.C. 1995. Rapid assessment of river using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology* 20: 122-129.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. 2002. *Compendio básico del agua en México*. Comisión Nacional del Agua. México. 119 p.
- COMISIÓN NACIONAL DE AGUA (CNA) E INSTITUTO MEXICANO DE LA TECNOLOGÍA DEL AGUA (IMTA). 1998. *Estudios de indicadores biológicos en el río los Pescados, Veracruz*. Informe final. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. México. 83 p.
- COMISIÓN NACIONAL DE AGUA (CNA) E INSTITUTO DE BIOLOGÍA-UNAM (IBUNAM). 2000. *Estudio de desarrollo de monitoreo de la calidad del agua en zonas costeras de los Estados Unidos Mexicanos (proyecto en la zona costera de Tampico y Tamaulipas) y Bioindicadores de contaminación*. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. México. 83 p.
- DÁVALOS-LIND, L. 1996. Phytoplankton and bacterioplankton stress by sediment-borne pollutants. *Journal Aquatic Ecosystem Health* 5: 99-105.
- DE ANDA, J., H. SHEAR, U. MANIAK & G. RIEDEL. 2001. Phosphates in Lake Chapala, México. *Lakes & Reservoirs and Management* 6: 313-321.
- DE LA LANZA, E.G., P.S. HERNÁNDEZ & P.J.L. CARVAJAL. 2000. *Organismos Indicadores de la calidad del agua de la contaminación (Bioindicadores)*. Ed. Plaza y Valdés, México. 633 p.
- DONOHUE, I., M.L. MCGARRIGLE & P. MILLS. 2006. Linking catchment characteristic and chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research* 40: 91-98.
- FISKESJÖ, G. 1993. The *Allium* test in wastewater monitoring. *Environmental Toxicology Water Quality* 8: 291-298.
- FORE, L.S., J.R. KARR & L.L. CONQUEST. 1996. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science* 51: 1077-1087.
- GHETTI, P.F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Provincia Autonoma de Trento. In: Toman, M.J. & F. Steinman, (Eds.). *Biological assessment of stream water quality (theory, application and comparison methods)*. University of Ljubjana. Ljubjana. 145 pp.
- GÜITRÓN, A. 2005. Modelación matemática en la construcción de consensos para la gestión del agua en la cuenca Lerma-Chapala. In: Vargas S. & E. Mollard (Eds.). *Los retos del agua en la cuenca Lerma-Chapala. Aportes para su estudio y discusión*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua e Institut de Recherche pour le Développement. México, pp. 25-44.
- HANSEN, A.M. & M. VAN AFFERDEN. 2001. Toxic substances. In: Hansen, A. M. & M. van Afferden (Eds.). *The Lerma-Chapala Watershed: evaluation and management*. Kluwer/Plenum Publishers. London, pp. 95-122.
- HAWKES, H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In: James A. & L. Evison (Eds.). *Biological indicators of water quality*. John Wiley & Sons. Great Britain, pp. 1-45.

- HELLAWELL, J.M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science, London. 122 p.
- INEGI. 1993. *Principales cuencas contaminadas de atención prioritaria en México*. Dirección General de Cuencas. México, D. F. 32 p.
- JACKSON, J.K. & B.W. SWEENEY. 1995. Present status and future directions of tropical stream research. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 5-11.
- JONNALAGADDA, S.B., & G. MHERE. 2001. Water quality of the Odsi River in the Eastern Highlands of Zimbabwe. *Water Research* 35 (10): 2371-2376.
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- KARR, J.R. & E.W. CHU. 1999. *Restoring life in running waters: Better biological monitoring*. Island Press, Washington, D. C. 190 p.
- KOLBE, C.M. & M.W. LUEDKE. 1993. *A guide to freshwater ecology*. (TNRCC) Texas Natural Resource Conservation Commission; Austin, TX. U.S.A. 138 p.
- LEHMKUHL, M.D. 1979. *How to know the aquatic insects*. The pictured key nature series. Wm. C. Brown Co., Publishers. Dubuque, Iowa. 168 pp.
- MCCAFFERTY, W.P. 1981. *Aquatic entomology*. Science Book International. Science Book International, Boston Massachusetts. 236 p.
- MERRIT, R.W. & K.W. CUMMINS. 1978. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Department of Entomology Michigan State Univ. Kendall/Hunt Publishing Co. 2<sup>a</sup> ed., Iowa. 652 p.
- MESTRE, R.J.E. 2002. La cuenca Lerma Chapala. In: De la Lanza Espino M.G. & J.L. García Calderón (Eds.). *Lagos y Presas de México*. AGT Editor S. A. México, pp. 287-294.
- MUSTOW S.E. 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand; use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia* 479: 229-229.
- NEEDHAM, P.R. & R.L. USINGER. 1956. Variability in the macrofauna of a single riffle in Posser Creek, California, as indicated by the Surber Sampler. *Hilgardia* 24: 383-404.
- OKAMURA, H., M. PIAO, I. AOYAMA, M. SUDO, T. OKUBO & M. NAKAMURA. 2001. Algal growth inhibition by river water pollutants in the agricultural area around Lake Biwa, Japan. *Environmental Pollution* 117: 411-419.
- PARR, L.B. & C. MASON. 2003. Long-term trends in water quality and their impact on macroinvertebrates assemblages in eutrophic lowland rivers. *Water Research* 37: 2969-2979.
- PAYNE A.I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley & Sons, Chichester, Great Britain. 245 p.
- PENNAK, R.W. 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. Ronald Press, New York. 803 p.
- QUIRÓZ, A.F, A.NOVELO R. & C.T. PHILBRICK. 1997. Water chemistry and the distribution of Mexican Podostomacea: a preliminary evaluation. *Aquatic Botany* 57: 201-212.
- RESH, V.W., N.H. NORRIS & M.T. BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20: 108-121.
- RONCO, A., P. GAGNON, M.C. DÍAZ-BAEZ, V. ARKHIPCHUK, G. CASTILLO, L.E. CASTILLO, B.J. DUTKA, Y. PICA-GRANADOS, J. RIDAL, R.C. SRIVASTAVA & A. SÁNCHEZ. 2002. Overview of results from the waterTox intercalibration and environmental testing Phase II Program: Part 1, statistical analysis of blind sample testing. *Environmental Toxicology* 17: 232-240.
- ROSALES-HOZ, L., A. CARRANZA-EDWARDS & M. LÓPEZ-HERNÁNDEZ. 2000. Heavy metals in sediments of a large, turbid tropical lake affected by anthropogenic discharges. *Environmental Geology* 39 (3-4): 378-383.
- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, 461 p.
- SARH. 1979. *Índice de Calidad del Agua*. Dirección General de Protección y Orden Ecológico. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México. 38 pp.
- SRH. 1977. *Boletín hidrológico Cuenca Río Lerma*. No. 51. Tomo I. 1248 pp.
- SEMARNAT. 2002. *Estudio Técnico para la reglamentación de la Cuenca Lerma Chapala*. Comisión Nacional del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. 56 pp.
- SOBRERO, M.C. & A. RONCO. 2004. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga. In: Castillo, G., M.C. Díaz, Y. Pica, A. Ronco, C. Sobrero, G. Bulus, G. Feota, G. Forget & A. Sánchez-Bain (Eds.). *Ensayos toxicológicos y Métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, pp.71-79.
- THOMAS, J.M. & J.F. CLINE. 1985. Modification of the Neubauer technique to assess toxicity of hazardous chemicals in soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 4: 201-207.
- THORNE, R.S., & W.P. WILLIAMS. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimeric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686.
- TOWNSEND, S.A. & C.A. EDWARDS. 2003. A fish kill event, hypoxia and other limnological impacts associated with early wet season flow into a lake on the Mary River floodplain, tropical northern Australia. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 169-176.
- TYSON, J.M. & M.A. HOUSE. 1989. The application of water quality index to river management. *Water Science Technology* 21: 1149-1159.

- USINGER, R.L. 1956. *Aquatic insects of California. With keys to North American genera and California species*. Univ. of Calif. Press. Berkeley, Los Angeles. 508 p.
- WAHID, A., I. JAVED, I. ALI, A. BAIG & E. RASUL. 1998. Short term incubation of sorghum caryopses in sodium chloride levels: changes in some pre- and post-germination physiological parameters. *Plant Science* 139: 223-232.
- WEBER, C.I. 1973. *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents: Biological Methods*. USEPA. EPA-670/4-73-001. Cincinnati, Ohio. 132 p.
- WILHM, L.F. 1975. Biological indicators of pollution. In: Whiton, B.A. (Ed.). *River Ecology*. Univ. of Calif. Press. Berkeley, California, pp. 375-402.
- YE, Z.H., W.S. SHU, Z.Q. ZHANG, C.Y. LAN & M.H. WONG. 2002. Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques. *Chemosphere* 47: 1103-1111.
- (<http://www.conabio.gob.mx>) Febrero de 2000.
- ([www.lermachapala.com.mx/htm](http://www.lermachapala.com.mx/htm)) Abril 2003
- Recibido:* 16 de octubre de 2005.
- Aceptado:* 30 de octubre de 2006.