

00377



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

# POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Facultad de Ciencias

BIOACUMULACIÓN DE CONTAMINANTES  
TÓXICOS PERSISTENTES EN  
MICROORGANISMOS DEL LAGO DE  
CHAPALA

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

ADRIANA VILLA NAVIA

DIRECTOR(A) DE TESIS: Dra. ANNE M. HANSEN HANSEN

MÉXICO, D.F.



COORDINACIÓN

ENERO, 2005

m340068



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.

Autorizo a la Asociación General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Adriana Villa Navia

FECHA: Encro 19 de 2005

SIGNA: Adriana Navia



**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
COORDINACIÓN**

**UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

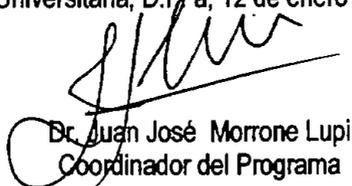
Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 29 de octubre del 2004, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del(a) alumno(a) **Villa Navia Adriana** con número de cuenta **503006965**, con la tesis titulada: **"Bioacumulación de contaminantes tóxicos persistentes en microorganismos del Lago de Chapala"**, bajo la dirección del(a) **Dra. Anne M. Hansen Hansen**.

|             |                               |
|-------------|-------------------------------|
| Presidente: | Dra. Marisa Mazari Hiriart    |
| Vocal:      | Dr. Manfred Van Afferden      |
| Secretario: | Dra. Anne M. Hansen Hansen    |
| Suplente:   | Dra. Yolanda López Vidal      |
| Suplente:   | M. en C. Julia Carabias Lillo |

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F. a, 12 de enero del 2005

  
Dr. Juan José Morrone Lupi  
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

## AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer infinitamente a todas las personas e Instituciones que contribuyeron a que éste trabajo llegara a buen término:

A la Dirección General de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional Autónoma de México por la beca otorgada en el período 2004-2. Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por facilitar sus instalaciones para el desarrollo del trabajo.

Especialmente quiero agradecer a la Dra. Anne Hansen, por haberme brindado su confianza para desarrollar el proyecto. A la Dra. Marisa Mazari y la M. C. Julia Carabias, del comité asesor, quienes fueron parte fundamental para la consolidación de esta idea. A los honorables miembros del jurado: Dra. Marisa Mazari, Dr. Manfred van Afferden, Dra. Anne Hansen, Dra. Yolanda López Vidal y M. C. Julia Carabias, quienes con sus comentarios ayudaron a mejorar el contenido de este trabajo.

Quiero agradecer por su colaboración en las diferentes fases del desarrollo de este trabajo al Ing. Jesús Amezcua, del Centro de Estudios Limnológicos de Guadalajara por las facilidades prestadas durante el muestreo; Dra. Marisa Mazari del Instituto de Ecología por las facilidades prestadas para el aislamiento y determinación de las cepas; Dra. Yolanda López Vidal del laboratorio de Inmunología Molecular Microbiana de la Facultad de Medicina de la Universidad Nacional Autónoma de México por las identificaciones de las bacterias; M. I Rosa Angélica Guillén del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por la asesoría en la etapa experimental; M. C. Julia Carabias por sus aportes en la integración y discusión de los resultados a la dinámica del lago; a todos los compañeros del laboratorio de Hidrogeoquímica del IMTA por su paciencia, buenos consejos y apoyo incondicional.

## RESUMEN

Para evaluar la contaminación por plomo de los recursos naturales en el Lago de Chapala, se analizó la adsorción de este metal en bacterias y se estimó el riesgo asociado al consumo de los recursos que el lago ofrece. Mediante experimentos de adsorción en tres bacterias y simulaciones de la dinámica en un sistema agua – sedimentos – bacterias, se encontró que la distribución del plomo en el lago depende de las variaciones de parámetros de calidad del agua tales como los sedimentos suspendidos totales, plomo total y biomasa. Se evaluaron dos escenarios de suministro de plomo al sistema: Cuando el plomo proviene únicamente de los sedimentos de fondo, las simulaciones sugieren que en la mayoría de los escenarios las concentraciones alcanzadas no sobrepasan los límites y criterios establecidos para uso y protección del agua, sedimentos y biota. Por el contrario, con una fuente adicional que aumenta localmente la concentración de plomo con un factor de diez en el sistema, las concentraciones adsorbidas y disueltas llegan a sobrepasar los límites establecidos. La bioacumulación de plomo en el Lago de Chapala fue estimada a partir de los factores de bioconcentración y biomagnificación del metal, calculados usando los datos simulados y las concentraciones publicadas de plomo en peces. Los resultados indican que el plomo se concentra en las bacterias y peces alcanzando factores de 721 y 6195, respectivamente. La bioacumulación del plomo en el lago esta representada principalmente por la bioconcentración en peces más que por la biomagnificación en la cadena trófica.

## ABSTRACT

To evaluate the contamination by lead of the natural resources in the Lake Chapala, the adsorption of this metal in bacteria was analyzed and the risk associated with the consumption of the resources that the lake offers was estimated. Through of experiments of lead adsorption in three bacteria and simulations of the dynamics of the lead in a water-sediment-bacteria system, it was demonstrated that the distribution of lead in the lake depends on the variations of water quality parameters such as total suspended sediments, total lead and biomass. Two scenarios were evaluated: The first scenario considered lake bottom sediments as the only source lead pollution in the lake. In this case, lead concentrations do not surpass the limits and criteria for use and protection of the water, sediments and biota. On the other hand, with an additional lead source in the system that locally increases lead by a factor of ten, adsorbed and dissolved lead concentrations may exceed the established limits. The bioaccumulation of lead in Lake Chapala was evaluated through the calculation of factors of bioconcentration and biomagnification of lead, using simulated data and lead published measurements in fishes. The results indicate that lead is concentrated in bacteria and fish until factors of 721 and 6195, respectively. The bioaccumulation of lead in the lake is represented mainly by the bioconcentration in fish rather than by biomagnification in the food chain.

## CONTENIDO

|  |    |
|--|----|
| LISTA DE CUADROS   | 2  |
| LISTA DE ILUSTRACIONES   | 3  |
| INTRODUCCIÓN   | 5  |
| OBJETIVOS  | 9  |
| METODOLOGÍA  | 10 |
| ÁREA DE ESTUDIO  | 11 |
| ESCENARIOS DE DINÁMICA DE PLOMO EN AGUA, SEDIMENTOS Y BACTERIAS<br>DEL LAGO DE CHAPALA                 | 13 |
| AMPLIACIÓN DE LOS RESULTADOS   | 37 |
| BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN EL LAGO DE CHAPALA  | 39 |
| IMPLICACIONES DE LA PRESENCIA DE PLOMO EN EL SISTEMA AGUA-<br>SEDIMENTOS-BACTERIAS DEL LAGO DE CHAPALA | 43 |
| REFERENCIAS COMPLEMENTARIAS  | 49 |

## LISTA DE CUADROS

|  |    |
|--|----|
| CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS DE LAS BACTERIAS AISLADAS DEL LAGO DE CHAPALA Y SU OCURRENCIA EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO.   | 17 |
| CUADRO 2. CONDICIONES DE LOS PARÁMETROS EMPLEADOS EN LOS EXPERIMENTOS DE ADSORCIÓN DE PLOMO.   | 19 |
| CUADRO 3. REACCIONES Y COEFICIENTES ESTEQUIMÉTRICOS OBTENIDOS EN LA CALIBRACIÓN DEL MODELO.  | 21 |
| CUADRO 4. PARÁMETROS Y CONDICIONES EMPLEADAS PARA LAS SIMULACIONES DE LA DISTRIBUCIÓN DE PLOMO EN EL SISTEMA AGUA-SEDIMENTOS-BACTERIA PARA EL LAGO DE CHAPALA.   | 24 |
| CUADRO 5. RESULTADOS DE LAS SIMULACIONES DE LA DISTRIBUCIÓN DE PLOMO EN AGUA-SEDIMENTOS-BACTERIA DEL LAGO DE CHAPALA.  | 27 |
| TABLA 1. FACTORES DE BIOMAGNIFICACIÓN (BMF) CALCULADOS PARA CHARAL ( <i>Chirostoma arge</i> ), TILAPIA ( <i>Oreochromis aereus</i> ) Y CARPA ( <i>Cyprinus carpio</i> ) DEL LAGO DE CHAPALA BAJO LOS ESCENARIOS SIMULADOS.         | 40 |
| TABLA 2. FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN (BCF) CALCULADOS PARA BACTERIAS, CHARAL ( <i>Chirostoma arge</i> ), TILAPIA ( <i>Oreochromis aereus</i> ) Y CARPA ( <i>Cyprinus carpio</i> ) DEL LAGO DE CHAPALA, BAJO ESCENARIOS SIMULADOS. | 42 |

## LISTA DE ILUSTRACIONES

- FIGURA 1. EVOLUCIÓN DEL VOLUMEN DE AGUA DEL LAGO DE CHAPALA DE 1934 A 2004 6
- FIGURA 2. FLUCTUACIÓN DEL VOLUMEN DE AGUA, SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (SDT) Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) DEL LAGO DE CHAPALA EN LOS ÚLTIMOS 30 AÑOS 8
- ILUSTRACIÓN 1. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN EL LAGO DE CHAPALA. 16
- ILUSTRACIÓN 2. CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE PLOMO EN *E. coli*, *P. stutzeri* Y *S. lugdunensis*. 20
- ILUSTRACIÓN 3. CALIBRACIÓN DEL MODELO HYDRAQL PARA LA ADSORCIÓN DE PLOMO. 22
- ILUSTRACIÓN 4. SIMULACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE PLOMO EN AGUA-SEDIMENTOS-BACTERIAS PARA EL LAGO DE CHAPALA, CON 0.02mg/L DE PLOMO TOTAL. 26
- ILUSTRACIÓN 5. SIMULACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE PLOMO EN AGUA-SEDIMENTOS-BACTERIAS PARA EL LAGO DE CHAPALA BAJO CONDICIONES

PROPORCIONALES DE SEDIMENTOS:BACTERIAS:PLOMO TOTAL ( $100:1:2 \times 10^{-3}$   
mg/L) 29

ILUSTRACIÓN 6. SIMULACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE PLOMO EN AGUA-  
SEDIMENTOS-BACTERIAS PARA EL LAGO DE CHAPALA, CON 2mg/L DE PLOMO  
TOTAL. 31

FIGURA 3. ADSORCIÓN DE PLOMO EN FUNCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DEL  
METAL EN *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*. 38

## INTRODUCCIÓN

El 6.4% de la superficie del territorio mexicano corresponde al área cubierta por la cuenca hidrológica Lerma – Chapala – Santiago. Esta cuenca tiene una superficie aproximada de 125,555 km<sup>2</sup> de los cuales el 30% pertenecen al río Lerma, 8% al Lago de Chapala y 62% al río Santiago; está localizada en la región occidental de México y es una de las cuencas de mayor extensión e importancia económica en el país, por las actividades económicas que se desarrollan en esa región, porque sostiene más de 8 millones de personas, más de 3500 industrias diversas, 750,000 hectáreas de tierras de riego y 14 ciudades con poblaciones de más de 100,000 habitantes (SEMARNAT, 2004).

El Lago de Chapala, al cual desemboca el río Lerma, tiene una capacidad de almacenamiento máximo de 9,686 Mm<sup>3</sup> lo que contribuye a considerarlo como el embalse natural de mayor extensión en el país (ocupa el número 68 a escala mundial, 48 en Norte América y el tercero en tamaño en Latinoamérica). Contribuye al abastecimiento de agua para la ciudad de Guadalajara (Hansen y van Afferden, 2004a) y sirve de suministro de agua para riego a los cultivos aledaños (SEMARNAT, 2004).

La problemática ambiental del Lago de Chapala comienza con el desarrollo histórico del sistema hidrológico para cubrir la demanda de agua para uso agrícola, industrial y urbano de la región, así como un conjunto de problemas asociados al aprovechamiento del agua: desecación o pérdida de la superficie lacustre por insuficiencia de aportes respecto del volumen extraído, azolve y contaminación del agua (SEMARNAT, 2004). Para los fines de este trabajo resulta importante analizar el volumen y la calidad del agua del Lago de Chapala.

**Volumen de agua.** Visto desde el contexto histórico, el Lago de Chapala muestra una fluctuación de su nivel producto del incremento de las actividades económicas en la región. En sus máximos almacenamientos, correspondientes a 1927 y 1936, el lago alcanzó un volumen de 9,170 Mm<sup>3</sup>, sin embargo, en 1955 llegó a albergar menos de 850 Mm<sup>3</sup> (SEMARNAT, 2004). Al analizar el comportamiento del nivel del lago en los últimos 70 años (figura 1) se observa una tendencia cíclica a perder y recuperar su volumen; en la figura se observa que en los últimos 30 años el lago ha estado en una etapa de pérdida de volumen con una reducción a niveles similares a los presentados en 1955, sin embargo, las fuertes lluvias del 2003 y las presentadas en el 2004 han permitido una recuperación del volumen que ha llevado al lago a alcanzar un volumen de aproximadamente 5,000 Mm<sup>3</sup>, en septiembre de 2004 (CNA, resultados sin publicar).

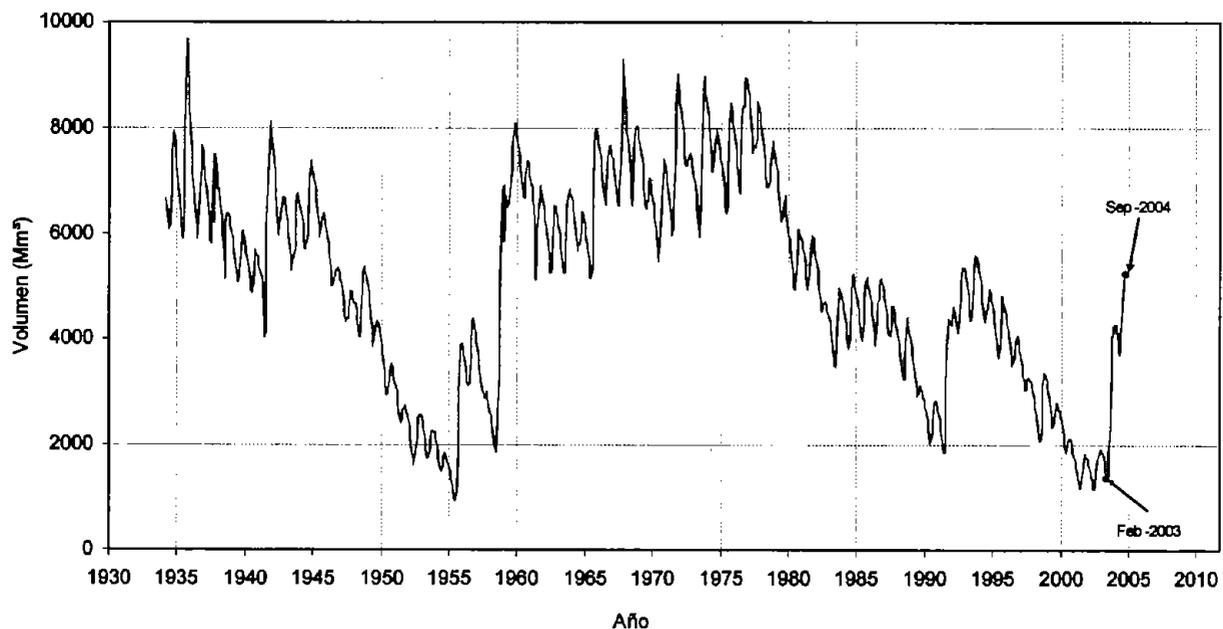


Figura 1. Evolución del volumen de agua del Lago de Chapala de 1934 a 2004 (CNA, resultados sin publicar).

**Calidad de agua.** En cuanto al problema de la calidad del agua del lago, su origen se remonta al río Lerma, donde se han realizado y se realizan descargas de aguas residuales urbanas e industriales. Los contaminantes más comunes vertidos en la cuenca son bacterias patógenas, materia orgánica, grasas, aceites y detergentes. Sumado a esto las descargas de aguas industriales contienen entre otras sustancias metales pesados y sales orgánicas sintéticas (SEMARNAT, 2004).

La Comisión Nacional del Agua (CNA), en los últimos 30 años, ha monitoreado las condiciones fisicoquímicas del agua del lago. A partir de un análisis de algunos de los parámetros monitoreados y que resultan importantes para este trabajo se encontró que: el pH promedio anual más bajo que se ha reportado ha sido de 7.87 (en 1992) y el más alto ha sido de 9.15 (en 1998), siendo el promedio de pH en 30 años de 8.62 (CNA, resultados sin publicar).

En la figura 2 se observa que en la medida en que disminuye el volumen de agua se incrementan las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) y de sólidos disueltos totales (SDT). Este aumento de SST ha ocasionado a su vez un aumento en la turbidez del agua y con esto se ha visto afectada la productividad fitoplanctónica (Quiroz *et al.*, 2004).

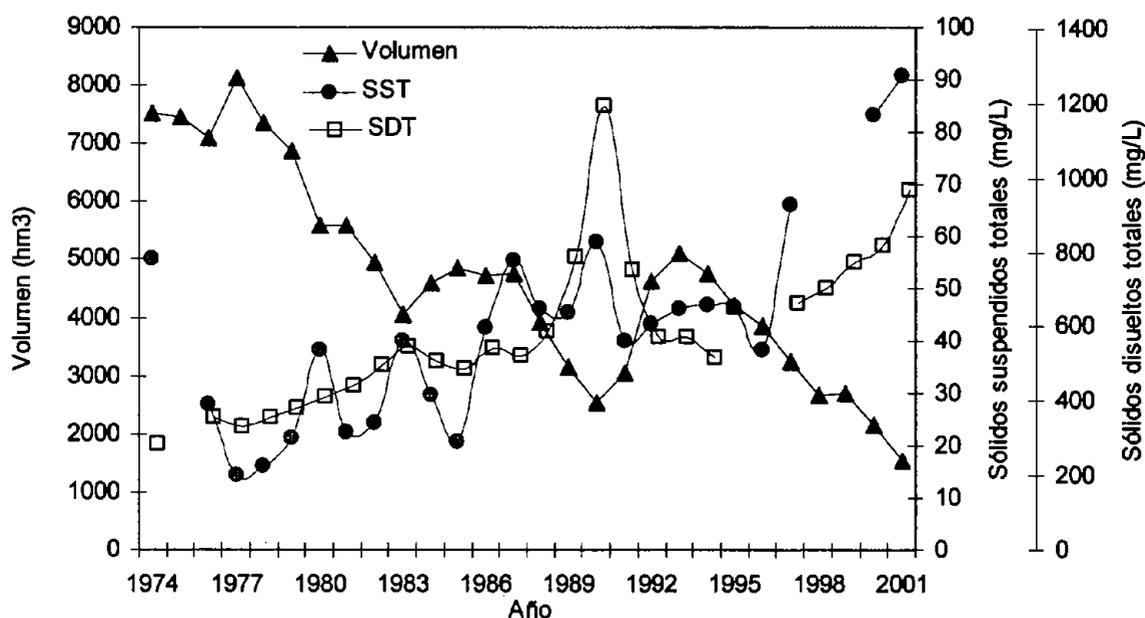


Figura 2. Fluctuación del volumen de agua, sólidos disueltos totales (SDT) y sólidos suspendidos totales (SST) del Lago de Chapala en los últimos 30 años (CNA, resultados sin publicar).

En cuanto a la contaminación del agua del lago, según Hansen et al. (1995) éste se encuentra afectado por las descargas industriales (más de 3 500 industrias de diversos giros), municipales (más de 8 millones de habitantes) y escurrimientos de tierras cultivadas (aproximadamente 750 000 ha) que se asientan en la cuenca del río Lerma y del mismo lago. Los mismos autores realizaron un inventario de las industrias que se desarrollan en la cuenca Lerma – Chapala, destacando como los principales giros industriales: peletería (1095), pecuaria (645), textiles (554), establecimientos de servicios (454), industria alimenticia (329), metal mecánica (110), petroquímica (99), química y farmacéutica (74), minera y cantera (41), maderera y derivados (25), electromecánica (17), destiladoras (16), metalúrgica (13) e industria de pesticidas (4). Según este mismo inventario, evaluando los vertimientos de metales pesados, el municipio que presenta la mayor descarga de plomo a la cuenca es León (Guanajuato) con 5 873 g/día,

seguido por Celaya (Guanajuato) con 761.63 g/día, Salamanca (Guanajuato) con 665.26 g/día y Querétaro (Querétaro) con 647 g/día.

En general, los grados de contaminación del lago varían en diferentes puntos de éste, siendo la zona más contaminada la que va de la desembocadura del río Lerma hasta Jamay y el área inmediata a la zona turística (frente a Chapala, Ajijic, San Juan Cosalá y Jocotepec, en el artículo ver ilustración 1). La contaminación de las riberas entre el Lerma, Jamay y el Santiago es de origen químico fundamentalmente, mientras que la que se presenta frente a la zona turística es de origen orgánico. A pesar del grado de contaminación del agua, por falta de otras fuentes de abasto de agua potable, en los poblados de la ribera norte la gente consume esa agua, por lo que las enfermedades gastrointestinales son muy frecuentes (SEMARNAT, 2004).

## OBJETIVOS

Teniendo en cuenta la importancia que tienen las bacterias dentro de la cadena trófica del Lago de Chapala (Dávalos-Lind *et al.*, 1992), que las poblaciones aledañas del lago aprovechan el agua para diferentes usos (agua de consumo, para riego y recreación), que del lago se extraen para consumo local y comercialización algunas especies de peces (SEMARNAT, 2004), y que el plomo es uno de los metales pesados presentes en el sistema, el cual por los valores reportados en 1990, requiere de un estudio en biota más detallado (Ayla-Jay y Ford, 2001), se enfocó el presente trabajo en analizar la acumulación de plomo en bacterias que se desarrollan en el agua del Lago de Chapala.

Partiendo de la hipótesis que las bacterias del Lago de Chapala tienen una función importante en la acumulación de plomo en el sistema agua-sedimentos-bacterias, se emplearon los resultados del análisis de la acumulación de plomo en bacterias y sedimentos para estimar el

riesgo de contaminar los principales recursos que el Lago de Chapala ofrece. Para dar respuesta a esta hipótesis se plantearon los siguientes objetivos específicos:

Simular la dinámica de plomo en un sistema agua-sedimentos-bacterias para escenarios concretos del lago.

Determinar la bioacumulación de plomo en el lago.

## METODOLOGÍA

La metodología que se siguió para desarrollar los objetivos planteados se resume a continuación. Se llevó a cabo el estudio de la adsorción del plomo en tres bacterias (*Escherichia coli*, *Pseudomonas stutzeri* y *Staphylococcus cf. lugdunensis*) que se aislaron del agua del Lago de Chapala.

La información obtenida a través de diferentes experimentos de adsorción de plomo en las bacterias, y la información disponible de adsorción de plomo en sedimentos (Dzombak y Morel, 1990; Hansen, 1992; Hansen y Maya, 1997) se emplearon para estimar, a partir de simulaciones con el programa Hydraql, el riesgo que el plomo en el lago representa para el hombre y la biota. Las simulaciones se realizaron bajo escenarios concretos que representan las fluctuaciones de concentración de sedimentos suspendidos debidas, por ejemplo, a la acción de fuertes vientos o al cambio en el volumen del lago; fluctuaciones de las concentraciones de biomasa bacteriana debidas a florecimientos de estos microorganismos; y fluctuaciones o aumento en las concentraciones del plomo que ingresa al lago ya sea por fuentes puntuales (descargas de industrias) o por la desorción del plomo adsorbido en los sedimentos del fondo.

Se emplearon los reportes de concentraciones de plomo en tejidos de peces del lago (Ayla-Jay y Ford, 2001) para estimar el riesgo de bioacumulación de plomo en la cadena trófica. Los análisis de riesgos se realizaron teniendo en cuenta que el volumen del lago es el principal factor que regula la dinámica del plomo en el sistema. Se estimaron los factores de biomagnificación y de bioconcentración del plomo en peces y bacterias del lago. El factor de biomagnificación se estimó a partir de la relación entre la concentración en la especie de interés y la concentración en la especie del nivel trófico anterior ( $BMF = [Pb \text{ en pez}] / [Pb \text{ en bacteria}]$ ); y el factor de bioconcentración se estimó como la relación entre la concentración en la especie de interés y la concentración de plomo disuelto ( $BCF = [Pb \text{ en organismo}] / [Pb \text{ disuelto}]$ ).

En el artículo adjunto, titulado "Escenarios de dinámica de plomo en agua, sedimentos y bacterias del Lago de Chapala", se encuentra la descripción detallada de la metodología empleada así como los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas. Posteriormente se presentan con mayor detalle los resultados de los experimentos de adsorción de plomo y el análisis de bioacumulación del metal en el lago.

## ÁREA DE ESTUDIO

El Lago de Chapala se localiza en los estados de Jalisco y Michoacán, entre los 20° 07' y 20° 21' de latitud norte y los 102° 40' y 103° 25' de longitud oeste (en el artículo ver ilustración 1), a una altitud de 1,524 msnm. La superficie histórica promedio del lago ha sido de 900 km<sup>2</sup> de 1900 a 1990, aunque ha alcanzado hasta 1,740 km<sup>2</sup>. Tiene una longitud máxima de 78 a 82 km y 19 km de ancho promedio, con una profundidad máxima de 7 m y una media de 4.5 m, aunque en los últimos tiempos la escasa aportación que ha recibido de sus afluentes y de la precipitación pluvial ha disminuido su profundidad hasta 4 m. Según el sistema de clasificación de Köppen, el clima dominante en la cuenca del lago es subtropical variando desde sub-

húmedo hasta árido en algunos sectores. La temperatura media anual de la zona es de 19.9 °C; la precipitación anual es de 875 mm, predominando en los meses de junio, julio y agosto; la evaporación total anual es de 1,912 mm (SEMARNAT, 2004).

Según una caracterización realizada por Dávalos-Lind *et al.* (1992) el Lago de Chapala es cálido y polimíctico; cuyo promedio anual de temperatura de la columna de agua para el periodo de 1972 a 1984 fue de 21.7 °C, la transparencia Secchi para todas las estaciones de muestreo del Centro de Estudios Limnológicos (CEL) fue de 0.56 m durante el mismo periodo, asimismo, estos autores determinaron que el agua es medianamente dura, rica en carbonatos y sulfatos.

Dávalos-Lind y Lind (2001) determinaron que la producción fitoplanctónica del lago se encuentra limitada por la disponibilidad de luz (debida principalmente a la turbiedad inorgánica). En cuanto al bacterioplancton, cuya importancia en biomasa es alta en el lago, Dávalos-Lind *et al.* (1992) encontraron que cerca del 90% de las bacterias del lago están adheridas al sedimento suspendido y que la producción media anual del bacterioplancton varía entre 60 y 150 mg de C/m<sup>2</sup>/día. Según Quiroz *et al.* (2004) por sus condiciones de calidad del agua y por la composición fitoplanctónica desde 1974 hasta 1997 el Lago de Chapala ha mantenido un estado de eutrofia.

# ESCENARIOS DE DINÁMICA DE PLOMO EN AGUA, SEDIMENTOS Y BACTERIAS DEL LAGO DE CHAPALA

Adriana Villa Navia<sup>1</sup>, Anne M. Hansen<sup>2</sup> y Manfred van Afferden<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. <sup>2</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Ingeniería Hidráulica en Mexico, aceptado para publicación en Noviembre de 2004.

## RESUMEN

Para evaluar la contaminación por plomo de los recursos naturales en el Lago de Chapala, se analizó la adsorción de este metal en bacterias y se estimó el riesgo asociado al consumo de los recursos que el lago ofrece. Mediante experimentos de adsorción en tres bacterias y simulaciones de la dinámica en un sistema agua – sedimentos – bacterias, se encontró que la distribución del plomo en el lago depende de las variaciones de parámetros de calidad del agua tales como los sedimentos suspendidos totales, plomo total y biomasa bacteriana. Se evaluaron dos escenarios de suministro de plomo al sistema. Cuando el plomo proviene únicamente de los sedimentos de fondo, las simulaciones sugieren que en la mayoría de los escenarios las concentraciones alcanzadas no sobrepasan los límites y criterios establecidos para uso y protección del agua, sedimentos y biota. Por el contrario con una fuente adicional que aumente localmente la concentración de plomo con un factor de diez en el sistema, las concentraciones adsorbidas y disueltas llegan a sobrepasar los límites establecidos.

Palabras clave: *Escherichia. coli*; *Staphylococcus lugdunensis*; *Pseudomonas stutzeri*; modelo de equilibrio químico; adsorción; plomo.

## ABSTRACT

To evaluate the contamination by lead of the natural resources in the Lake Chapala, the adsorption of this metal in bacteria was analyzed and the risk associated with the consumption of the resources that the lake offers was estimated. Through of experiments of lead adsorption in three bacteria and simulations of the dynamics of the lead in a water-sediment-bacteria system, it was demonstrated that the distribution of lead in the lake depends on the variations of water quality parameters such as total suspended sediments, total lead and biomass. Two scenarios were evaluated. The first scenario considered lake bottom sediments as the only source lead pollution in the lake. In this case, lead concentrations do not surpass the limits and criteria for use and protection of the water, sediments and biota. On the other hand, with an additional lead source in the system that locally increases lead by a factor of ten, adsorbed and dissolved lead concentrations may exceed the established limits.

Key words: *Escherichia. coli*; *Staphylococcus lugdunensis*; *Pseudomonas stutzeri*; chemical equilibrium model; adsorption; lead.

## INTRODUCCIÓN

Para vislumbrar el riesgo asociado a la presencia de sustancias tóxicas en cuerpos naturales de agua, es importante conocer el comportamiento dinámico de estos contaminantes. En el caso de los metales, el riesgo ecológico está relacionado con las propiedades químicas de los metales, con las características físicas y químicas de los sedimentos y del cuerpo de agua y de la biota presente (Maya y Hansen, 1995).

La cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, localizada en la región occidental de México, cubre un área aproximada de 140,000km<sup>2</sup> y es una de las cuencas de mayor extensión e importancia económica en el país (Hansen y van Afferden, 2004a). El Lago de Chapala es el destino final del agua captada por el río Lerma, con dimensiones de 70km de largo y 15km de ancho, el lago tiene una capacidad de almacenamiento máximo de 9686 millones de metros cúbicos (Mm<sup>3</sup>) con una superficie de 1,262km<sup>2</sup>, siendo el lago mexicano de mayor dimensión (CNA-IMTA, 2000).

Durante cerca de 30 años, la Comisión Nacional del Agua (CNA, resultados no publicados) ha monitoreado la calidad del agua en el Lago de Chapala; a partir de esta información, van Afferden y Hansen (2004) encontraron que el agua del lago está bien mezclada y que es posible predecir una relación entre el volumen y la calidad del agua en el lago. Los mismos autores infirieron que las concentraciones de los parámetros de calidad aumentan al disminuir el volumen del lago.

Considerando la importancia que tienen las bacterias dentro de la cadena trófica del lago (Dávalos-Lind *et al.*, 1992), en el presente trabajo se estudió la acumulación de plomo en bacterias que se desarrollan en el Lago de Chapala y se aplicó esta información y la información disponible para sedimentos del lago para estimar, a través de simulaciones, el riesgo contaminante de los principales recursos que ofrece el ecosistema.

#### AISLAMIENTO DE BACTERIAS DEL LAGO DE CHAPALA

Con el fin de aplicar la metodología de dilución isotópica para la adsorción de plomo en microorganismos y, de esta manera, determinar la viabilidad de la aplicación de esta metodología para la evaluación de contaminantes en bacterias de cuerpos de agua naturales, se aislaron bacterias del agua del Lago de Chapala.

**Muestreo:** En el mes de febrero del 2003, se realizó un muestreo de agua en tres estaciones del Lago de Chapala, que corresponden a (1) la zona de influencia del río Lerma; (2) el centro del Lago y (3) la zona de menor influencia del río Lerma (ilustración 1). Las muestras de agua fueron obtenidas a 20cm de profundidad y directamente en frascos estériles de boca ancha, con capacidad de 1L. Durante el transporte al laboratorio los frascos fueron conservados en refrigeración (4°C) y oscuridad. Antes de transcurridas seis horas desde el muestreo, se filtraron por vacío volúmenes de 150mL de cada muestra en filtros Millipore, estériles, de poro 0.45µm.

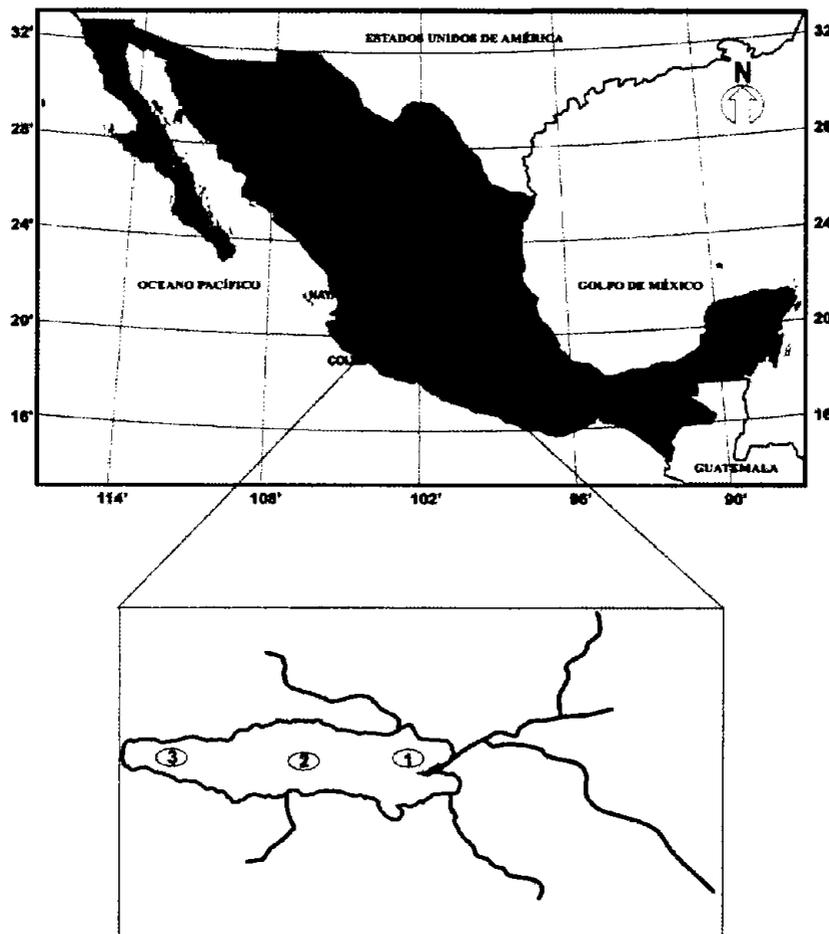


Ilustración 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Lago de Chapala.

**Aislamiento y caracterización:** El material depositado sobre el filtro fue resuspendido en 100mL de solución isotónica de donde se prepararon diluciones seriadas (1:10). De cada dilución se inocularon 50µL en cajas de agar McConkey (Bioxon) y de agar soya tripticaseina (Bioxon) y se dejaron en incubación a 37 y 44.5°C, respectivamente, durante 24 horas (Negrete y Romero, 1995). De la última dilución con crecimiento de cada estación, se aislaron e identificaron las colonias presentes. La identificación de las bacterias se realizó mediante pruebas bioquímicas con el sistema semiautomatizado MicroScan (Dade Behring) (Herrera *et al.*, 2001).

En total se aislaron e identificaron siete especies, pertenecientes a seis géneros. *Acinetobacter lwoffii*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas sp*, *Pseudomonas stutzeri* y *Staphylococcus cf. lugdunensis*. Las características y descripción de estas especies fueron tomadas del Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (Krieg, 1984; Sneath, 1986) y se resumen en el cuadro 1.

Cuadro 1. Características de las bacterias aisladas del Lago de Chapala y su ocurrencia en las estaciones de muestreo.

|  |                                 |          |          |
|--|---------------------------------|----------|----------|
| <i>Acinetobacter lwoffii</i>                 | Bacilo, 1.5 - 2.5               | Negativo | 2        |
| <i>Citrobacter freundii</i>                  | Bacilo, 2.0 - 6.0               | Negativo | 2        |
| <i>Enterobacter cloacae</i>                  | Bacilo, 1.2 - 3.0               | Negativo | 1        |
| <i>Escherichia coli</i>                      | Bacilo, 2.0 - 6.0               | Negativo | 1, 2 y 3 |
| <i>Pseudomonas sp</i>                        | Bacilo no helicoidal, 1.5 - 3.0 | Negativo | 3        |
| <i>P. stutzeri</i>                           | Bacilo no helicoidal, 1.5 - 3.0 | Negativo | 1        |
| <i>Staphylococcus lugdunensis</i> <i>cf.</i> | Coco, 0.5 - 1.5 (diámetro)      | Positivo | 3        |

## ADSORCIÓN DE PLOMO: EXPERIMENTOS Y CALIBRACIÓN DEL MODELO

Para llevar a cabo las determinaciones de las constantes de adsorción de plomo (Pb) se utilizaron las cepas *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. cf. lugdunensis*. *E. coli* se seleccionó por ser una bacteria de interés de la calidad del agua; *P. stutzeri* se seleccionó debido a que es un género que frecuente en muestras ambientales; y *S. cf. lugdunensis* por ser la única bacteria gram positiva identificada en todas las muestras de estudio (cuadro 1).

**Preparación del inóculo:** Los experimentos de adsorción de plomo en las bacterias se llevaron a cabo para cada bacteria de manera independiente. Antes de cada experimento se lavaron las bacterias y se determinó por turbidez, a través de una curva de calibración turbidez-peso, la concentración de la suspensión de bacteria a usar en el ensayo. Con el lavado de las bacterias se removieron los residuos de medio de cultivo que pudieran tener. Para el lavado, las bacterias fueron cultivadas en caldo soya tripticaseina a 35°C durante 24 h, posteriormente se separaron del medio de cultivo por centrifugación a 7740xg durante 30 min (centrífuga Beckman, modelo J2-21), para ser lavadas dos veces con una solución estéril de NaCl (0.01M), dejándose en agitación durante 20 min entre cada lavado (procedimiento modificado del propuesto por Fein *et al.*, 1997).

La curva de calibración consistió en graficar la turbidez de diferentes diluciones de bacteria suspendida en solución de NaCl (0.01M) contra el peso seco de las bacterias presentes en cada dilución. De una alícuota de 50mL de bacteria lavadas, luego de 24 h de incubación en caldo soya tripticaseina a 35°C, se prepararon diluciones seriadas (1:10) y se determinó la turbidez de cada una en un turbidímetro portátil (Hf Scientific, Inc., modelo DRT-15CE); posteriormente se procedió a centrifugar cada dilución a 12100xg durante 15 min, se eliminó el sobrenadante, y se determinó el peso seco del precipitado, a las 24 h de secado a 50°C. Para *E. coli* se obtuvo una grafica linealizada cuya ecuación fue  $y = 0.038x^{0.44}$  ( $r^2 = 0.90$ ); para *P.*

*stutzeri* la ecuación fue  $y = 0.031x^{0.49}$  ( $r^2 = 0.98$ ) y para *S. lugdunensis* la ecuación de la gráfica fue  $y = 0.008x^{0.71}$  ( $r^2 = 0.96$ ).

**Metodología para la adsorción de plomo:** Para cada experimento de adsorción (cuadro 2), las bacterias lavadas se dejaron en una solución de sales (NaCl, 0.01M) durante 24 h con agitación permanente a 100 rpm (rotatorque Cole Parmer, modelo 7637). Luego de este tiempo, mediante la curva de calibración se determinó la concentración (expresada en mg/L de peso seco) de bacteria en 19 mL de suspensión que se iba a emplear. Se prepararon una serie de viales de vidrio de 50mL de capacidad, con 19mL de suspensión de bacteria; se adicionó a cada vial 1mL de solución de PbCl<sub>2</sub> con plomo marcado isotópicamente (<sup>210</sup>Pb) como trazador, para obtener una concentración final de plomo de 5mg/L con 18,000cpm/mL (300Bq/mL). El pH se ajustó adicionando gotas de NaOH (1N) y HCl (1N). En cada experimento se emplearon un "blanco" (bacteria en electrolito al cual no se adicionó PbCl<sub>2</sub> ni trazador) que proporcionó la radiación natural de fondo y un "total" (solución de electrolito con PbCl<sub>2</sub> y trazador sin adicionar bacteria) que proporcionó la radiactividad total adicionada a cada vial, y se realizaron dos replicas. Todos los viales se dejaron en agitación a 100rpm y a 25°C durante diferentes periodos de tiempo, dependiendo del diseño experimental (cuadro 2). La pureza de los reactivos empleados en todos los procedimientos fue de "grado analítico" o superior.

Cuadro 2. Condiciones de los parámetros empleados en los experimentos de adsorción de plomo.

| Tiempo                 | NaCl (0.01)       | 8       | 5          | 0.5 - 24 |
|------------------------|-------------------|---------|------------|----------|
| Concentración de plomo | NaCl (0.01)       | 8       | 0.5 - 5000 | 3        |
| pH y salinidad         | NaCl (0.01 y 0.1) | 2.5 - 9 | 5          | 3        |

Al finalizar el tiempo de reacción se midió el pH de equilibrio de la suspensión de bacterias y se separaron las fases por centrifugación a 12,100xg durante 15 min. La radiactividad del  $^{210}\text{Pb}$  disuelto en 1mL de la fase líquida mezclado con 9mL de líquido de centelleo, fue determinada en un contador de centelleo líquido (Packard Tri-Carb, modelo B3255). El plomo adsorbido fue determinado como la diferencia entre la actividad emitida por el "total" y la del plomo disuelto en la fase líquida. Al plomo disuelto en los diferentes viales incluido el "total" se les resto la actividad emitida por el "blanco".

**Cinética de la adsorción:** El experimento de adsorción de Pb en función del tiempo, permitió determinar que se requieren tres horas de reacción entre el Pb y cada una de las bacterias para que se encuentre un equilibrio en la reacción de adsorción (ilustración 2). Este tiempo de equilibrio difiere con el reportado por otros autores como Fein *et al.* (1997) que encontraron el equilibrio en la reacción con *B. subtilis* en 30 a 45 min, Fowle y Fein (1999) a una hora como tiempo de equilibrio y Small *et al.* (1999) reportaron dos horas.

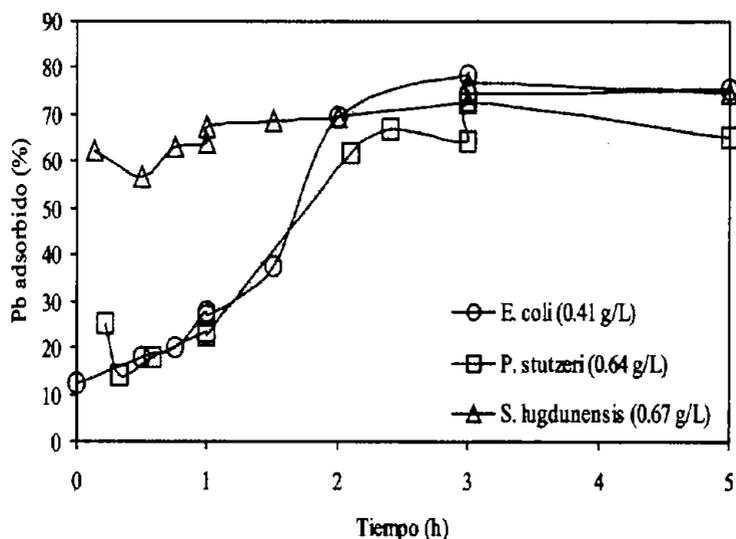


Ilustración 2. Cinética de adsorción de plomo en *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*.

Se emplearon concentraciones de bacteria de 0.41g/L para *E. coli*; 0.64g/L para *P. stutzeri* y 0.68g/L para *S. lugdunensis*.

**Aplicación del modelo de Langmuir:** A los resultados del experimento en el cual se varió la concentración de plomo, se aplicó el modelo de Langmuir (Schnoor, 1996). La isoterma de este modelo permite calcular la constante de equilibrio de Langmuir ( $K_L$ ) y la concentración de sitios de adsorción del sustrato ( $1/S_{tot}$ ). La expresión de la ecuación del modelo es:

$$[Pb^{2+}]/[SPb^+] = 1/[S_{tot}]K_L + [Pb^{2+}]/[S_{tot}] \quad (1)$$

Graficando  $[Pb^{2+}]$  contra  $[Pb^{2+}]/[SPb^+]$ , se obtiene una línea recta. A partir del inverso de la pendiente se obtiene la concentración de sitios de adsorción en el sustrato  $[S_{tot}]$  y de la intersección  $1/[S_{tot}]K_L$  se obtiene la constante de adsorción de Langmuir ( $K_L$ ) (Schnoor, 1996).

La concentración de sitios que se estimó de esta manera para *E. coli*, fue de 0.18mmol/L, para *P. stutzeri* de 0.15mmol/L y para *S. lugdunensis* de 0.21mmol/L; las constantes de Langmuir para cada una de las bacterias fueron  $\log K_L$  2.83, 2.42 y 2.42, respectivamente.

**Calibración del modelo Hydraql:** Hydraql es un modelo de simulación numérica que incluye modelos de complejos de superficie en varias capas y que permite calcular la especiación en equilibrio de las fases disuelta y sólida de sistemas acuosos (Papelis *et al.*, 1988). El proceso de calibración del modelo consistió en encontrar la reacción y la constante con las cuales las curvas modeladas se aproximan a los datos experimentales obtenidos cuando en el sistema se varió el pH (entre 2.5 y 9) y la salinidad (0.01 y 0.1M).

Cuadro 3. Reacciones y coeficientes estequiométricos obtenidos en la calibración del modelo.

|  |          |                       |
|--|----------|-----------------------|
| $SOH + H_2O + Pb^{2+} = SO^- - PbOH^+ + H^+$ | 0.6      | <i>E. coli</i>        |
| $SOH + H_2O + Pb^{2+} = SO^- - PbOH^+ + H^+$ | 1        | <i>S. lugdunensis</i> |
| $SOH + H^+ + 3Cl^- + Pb^{2+} = SOH_2PbCl$    | 13/15.85 | <i>P. stutzeri</i>    |
| $SOH + 3H_2O + Pb^{2+} = SOH_2Pb(OH)_3$      | 5.54     |                       |
| $SOH + Pb^{2+} = SOPb^+ + H^+$               | 4.9      |                       |

En el cuadro 3 y en la ilustración 3 se observa el resultado de la calibración del modelo con los resultados de adsorción de plomo en a) *E. coli*, b) *P. stutzeri* y c) *S. lugdunensis*. Para *E. coli* y *S. lugdunensis* se calibró el modelo mediante la simulación de reacciones de adsorción de esfera exterior (enlace por unión iónica) con el consumo de una molécula de agua (cuadro 3). Para *P. stutzeri*, se realizó la calibración con tres reacciones simultáneas de adsorción de esfera interior (enlace covalente), donde primero se obtuvieron las constantes y estequiometrías para la adsorción de plomo en un sistema de NaCl 0.01M; para el sistema con mayor salinidad (NaCl, 0.1M) fue necesario reducir la constante de una de las reacciones (cuadro 3). Asimismo, se observó que la adsorción de cloruro de plomo es predominante a pH menores de 5, a pH entre 5 y 7.5 predomina el efecto de la reacción de hidróxido de plomo y a pH superior a 7.5 predomina la adsorción de plomo libre (ilustración 3).

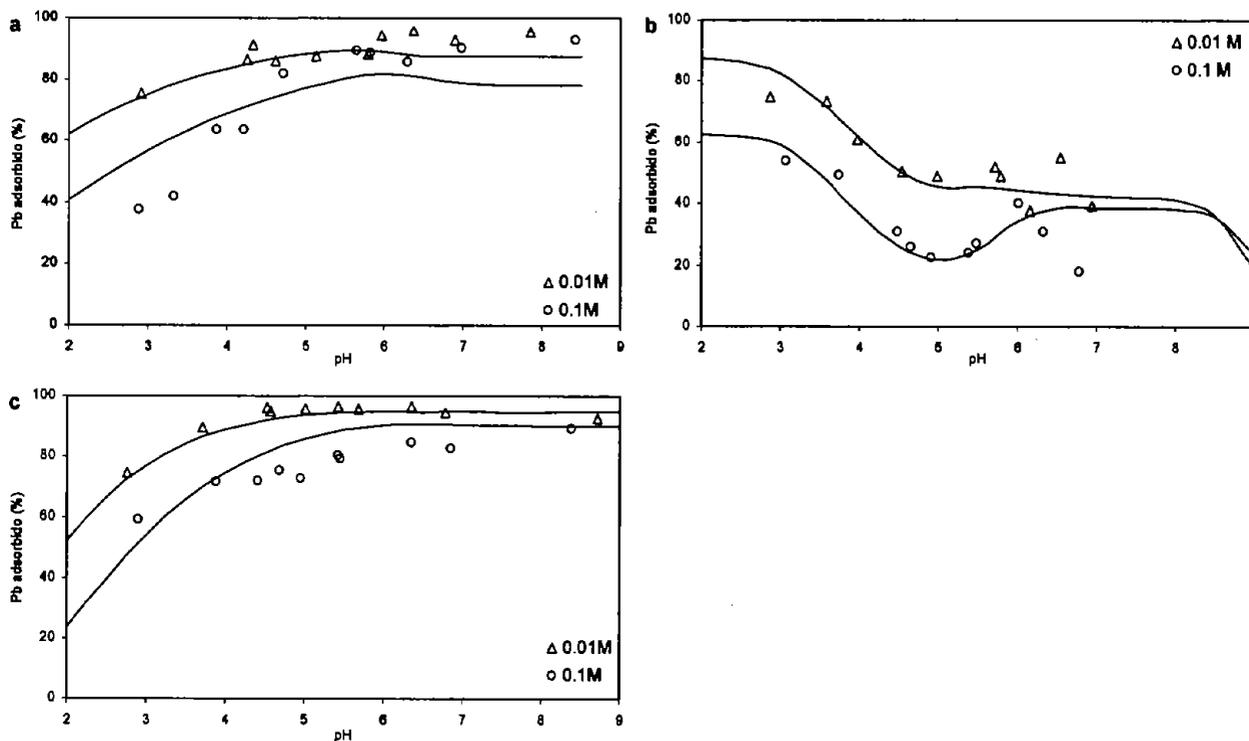


Ilustración 3. Calibración del modelo Hydraql para la adsorción de plomo.

a) *E. coli*, b) *P. stutzeri*, c) *S. lugdunensis*. Los triángulos y círculos corresponden a los resultados experimentales con las dos salinidades; las líneas representan el ajuste del modelo para las dos salinidades.

## SIMULACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE PLOMO EN EL LAGO DE CHAPALA

La constante de equilibrio para la adsorción de plomo y la reacción que describe esta adsorción para *E. coli* y *S. lugdunensis* fueron empleadas, de manera independiente, en la simulación de la distribución del plomo en el sistema agua-sedimento-bacteria. Por la semejanza en los resultados de estas simulaciones, sólo se presentan los resultados obtenidos con *S. lugdunensis*. No se simuló la adsorción en *P. stutzeri* ya que al pH habitual del lago (pH 8), la adsorción es inferior a la de *E. coli* y *S. lugdunensis* (ilustración 3) por lo que no parece ser tan importante en el balance de plomo en el sistema simulado.

Mediante la simulación con Hydraql, se determinó la distribución del plomo en el lago bajo diferentes escenarios de resuspensión de sedimentos por la acción del viento, que se refleja en la concentración de sólidos suspendidos, en la concentración de bacterias y en la de plomo total, ya que éstos se encuentran principalmente asociados a los sedimentos (Hansen y van Afferden, 2001). En el cuadro 4 se presentan los intervalos empleados para los diferentes parámetros en las simulaciones.

Cuadro 4. Parámetros y condiciones empleadas para las simulaciones de la distribución de plomo en el sistema agua-sedimentos-bacteria para el Lago de Chapala.

|   |  |
|---|--|
| Reacciones en agua <sup>1</sup>                 | $\text{SOH} = \text{SO}^- + \text{H}^+$ (log K= -8.5)  |
|   | $\text{SOH} + \text{H}^+ = \text{SOH}_2^+$ (log K= 5.5)  |
| Reacciones con electrolito <sup>1</sup>         | $\text{SOH} + \text{Na}^+ = \text{SO}^- \text{Na}^+ + \text{H}^+$ (log K= -5.2)                          |
|   | $\text{SOH} + \text{H}^+ + \text{Cl}^- = \text{SOH}_2^+ \text{Cl}^-$ (log K= 7.9)                        |
| Reacción de adsorción en bacteria               | $\text{SOH} + \text{H}_2\text{O} + \text{Pb}^{2+} = \text{SO}^- \text{PbOH}^+ + \text{H}^+$ (log K= 1.0) |
| Reacción de adsorción en sedimento <sup>2</sup> | $\text{FeOH} + \text{Pb}^{2+} = \text{FeOPb}^+ + \text{H}^+$ (log K= 4.65)                               |
| pH  | 6 - 9 ( $\Delta$ pH0.5)  |
| Salinidad (mol/L)                               | 0.05   |
| Electrolito                                     | NaCl   |
| Concentración de bacteria (mg/L)                | 0.1 - 100  |
| Concentración de sedimento (mg/L)               | 10 - 10000   |
| Concentración de plomo (mg/L)                   | 0.002 - 2  |

<sup>1</sup> Hansen y Maya (1997)

<sup>2</sup> Dzombak y Morel (1990)

**Escenarios simulados:** Teniendo en cuenta que los sedimentos del lago tienen elevadas áreas de superficie (130m<sup>2</sup>/g, Hansen, 1992), donde comúnmente se acumulan oxihidróxidos de hierro (Dzombak y Morel, 1990), la adsorción en sedimentos fue descrita mediante la reacción de adsorción de plomo por estos sólidos.

Las concentraciones de sedimentos suspendidos medidas en los monitoreos realizados entre 1972 y 2001 por la CNA (CNA, resultados no publicados), revelan concentraciones promedio de sólidos suspendidos totales para el lago que varían entre 19 y 159mg/L. Hansen y van Afferden (2004b) estimaron que las concentraciones de sólidos suspendidos podrían llegar hasta 74000mg/L al resuspenderse una capa de 5cm de sedimentos bajo la acción de fuertes vientos. Los valores considerados en las simulaciones fueron de 10 hasta 10000mg/L, dentro

de este rango se encuentran los valores reportados para el lago y valores que representarían una resuspensión de sedimentos de fondo de entre 0.7 y 2.5cm, aproximadamente.

Para definir el intervalo de plomo total en el sistema, se asumió que el plomo es suministrado por los sedimentos de fondo. Este plomo de los sedimentos provino de las descargas industriales y urbanas al río Lerma, actuales y de años anteriores. Por lo tanto para calcular el intervalo de plomo, se partió del promedio de la concentración del metal reportada para los sedimentos del lago (18mg/kg, Hansen y van Afferden, 2001). Con esta concentración y con el intervalo de sedimentos suspendidos mencionado en el párrafo anterior, se definió un intervalo de concentraciones de plomo total entre 0.002 y 0.2mg/L. Adicionalmente, se realizó una simulación con plomo total de 2mg/L, considerando una fuente de plomo adicional a la de los sedimentos, que aumentaría localmente la concentración de plomo total. Esta concentración adicional puede darse en el lago si a las concentraciones suministradas por los sedimentos de fondo se suman las entradas de contaminantes provenientes de las industrias aguas arriba del río Lerma y la deposición atmosférica.

Las concentraciones de bacteria simuladas varían entre 0.1mg/L y 100mg/L; en este intervalo se encuentra la biomasa reportada por Dávalos-Lind *et al.* (1992) de 0.2mg de C/L para el año 1989. Se estimó a partir de la fórmula  $C_6H_{12}O_6$ , que la biomasa bacteriana reportada por Dávalos-Lind *et al.* equivaldría a 0.87mg/L de biomasa total ( $C_6H_{12}O_6$ ). Asimismo, se consideraron otros reportes de biomasa bacteriana para diferentes cuerpos de agua entre los cuales se encontró que Furtado *et al.* (2001) estimaron la biomasa para un lago en Brasil y en Alemania en 0.095 y 0.25mg/L. Por lo tanto los rangos de concentraciones empleadas en las simulaciones representan diferentes situaciones de cuerpos de agua. Las concentraciones de 10 y 100mg/L de bacteria empleadas en las simulaciones, son casos extremos y quizás improbables en un lago. Sin embargo, los resultados que se obtuvieron sirvieron para predecir

lo que sucedería en el lago durante explosiones en el crecimiento de los microorganismos (bacterias) que pudieran ocurrir puntualmente o a nivel de todo el cuerpo de agua debido, por ejemplo, a una mayor entrada de luz en la columna por efecto de la floculación y precipitación de los sedimentos suspendidos, a causa de un aumento en la salinidad.

En la ilustración 4 y cuadro 5 se presentan los resultados de la simulación de la distribución de plomo en agua, sedimento y bacteria, bajo los escenarios definidos.

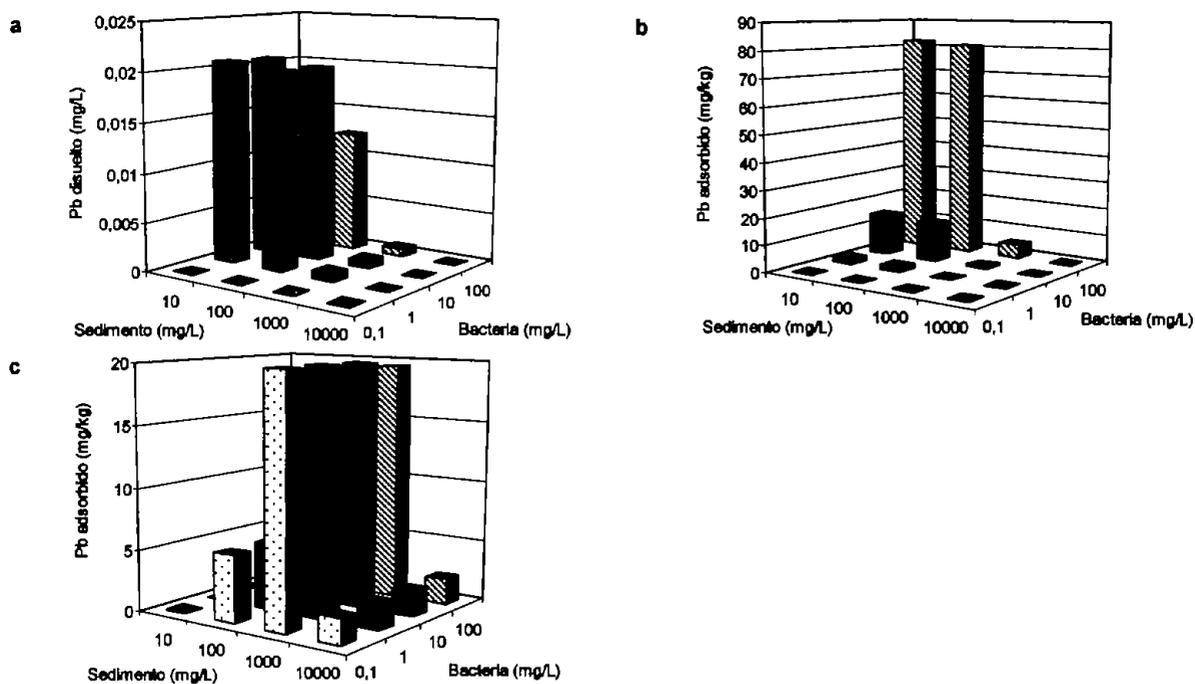


Ilustración 4. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias para el Lago de Chapala, con 0.02mg/L de plomo total.

a) Distribución de plomo disuelto, b) Distribución de plomo adsorbido por bacterias, c) Distribución de plomo adsorbido por el sedimento.

Cuadro 5. Resultados de las simulaciones de la distribución de plomo en agua-sedimentos-bacteria del Lago de Chapala.

| Bacteria     |                   | 0.1              |                 | 1                 |                  | 10              |                   | 100              |                 |       |      |      |       |
|--------------|-------------------|------------------|-----------------|-------------------|------------------|-----------------|-------------------|------------------|-----------------|-------|------|------|-------|
| Plomo (mg/L) | Sedimento (mg/kg) | Bacteria (mg/kg) | Disuelto (mg/L) | Sedimento (mg/kg) | Bacteria (mg/kg) | Disuelto (mg/L) | Sedimento (mg/kg) | Bacteria (mg/kg) | Disuelto (mg/L) |       |      |      |       |
| 2            | 10                | 6.21             | 0.00            | 2.07              | 6.21             | 165.6           | 2.07              | 6.21             | 1391            | 2.05  | 4.14 | 6710 | 1.40  |
|              | 100               | 503              | 0.00            | 2.00              | 503              | 165.6           | 2.02              | 500              | 1359            | 2.00  | 350  | 6618 | 1.37  |
|              | 1000              | 1966             | 0.00            | 0.10              | 1966             | 0.00            | 0.10              | 1965             | 74.5            | 0.10  | 1907 | 633  | 0.10  |
|              | 10000             | 207              | 0.00            | 0.00              | 207              | 0.00            | 0.000             | 207              | 0.00            | 0.00  | 207  | 0.62 | 0.00  |
| 0.2          | 10                | 0.62             | 0.00            | 0.20              | 0.62             | 16.6            | 0.20              | 0.62             | 146             | 0.20  | 0.41 | 802  | 0.13  |
|              | 100               | 53.7             | 0.00            | 0.20              | 53.7             | 16.6            | 0.20              | 53.3             | 142             | 0.20  | 33.3 | 790  | 0.12  |
|              | 1000              | 199              | 0.00            | 0.008             | 199              | 0.00            | 0.008             | 199              | 5.80            | 0.008 | 194  | 50.7 | 0.008 |
|              | 10000             | 20.7             | 0.00            | 0.00              | 20.7             | 0.00            | 0.00              | 20.7             | 0.00            | 0.00  |      |      |       |
| 0.02         | 10                | 0.06             | 0.00            | 0.01              | 0.06             | 1.66            | 0.02              | 0.06             | 14.6            | 0.02  | 0.04 | 81.9 | 0.01  |
|              | 100               | 5.41             | 0.00            | 0.02              | 5.41             | 1.66            | 0.02              | 5.37             | 14.4            | 0.02  | 3.31 | 80.6 | 0.01  |
|              | 1000              | 19.93            | 0.00            | 0.001             | 19.92            | 0.00            | 0.001             |                  |                 |       | 19.5 | 4.96 | 0.001 |
|              | 10000             | 2.07             | 0.00            | 0.00              | 2.07             | 0.00            | 0.00              | 2.07             | 0.00            | 0.00  | 2.07 | 0.01 | 0.00  |
| 0.002        | 10                | 0.01             | 0.00            | 0.002             | 0.01             | 0.17            | 0.002             | 0.01             | 1.48            | 0.002 | 0.00 | 8.20 | 0.001 |
|              | 100               | 0.54             | 0.00            | 0.002             |                  |                 |                   | 0.54             | 1.44            | 0.002 | 0.33 | 8.07 | 0.001 |
|              | 1000              | 1.99             | 0.00            | 0.00              | 1.99             | 0.00            | 0.00              | 1.99             | 0.06            | 0.00  | 1.95 | 0.49 | 0.00  |
|              | 10000             | 0.21             | 0.00            | 0.00              | 0.21             | 0.00            | 0.00              | 0.21             | 0.00            | 0.00  | 0.21 | 0.00 | 0.00  |

Criterio PEL de plomo en sedimentos: 91.3 mg/kg (CCME, 1999)

Límite de plomo en peces, moluscos y crustáceos: 1 mg/kg (CMCE, 1996)

Límite de plomo en agua para la protección de la vida acuática:  $2.86 \times 10^{-3}$  mg/L, para uso pecuario: 0.1 mg/L (CNA, 1990); para uso y consumo humano: 0.05 mg/L (DOF, 2000)

Con sombra se destacan los resultados obtenidos al mantener constante las proporciones sedimento:bacteria:plomo

**Plomo disuelto:** Considerando los sedimentos como única fuente de plomo y bacterias, la concentración disuelta de este metal varía entre 0.001 y 0.2mg/L. Se observó que cuando la concentración de plomo total en el sistema es mayor a 0.02mg/L (ilustración 4a), el plomo disuelto rebasa el límite para protección de la vida acuática de  $2.86 \times 10^{-3}$ mg/L, para uso pecuario de 0.1mg/L (CNA, 1990) y de 0.05mg/L para uso y consumo humano (DOF, 2000) cuando el contenido de sedimentos es menor a 100mg/L (cuadro 5).

Las simulaciones sugieren que la concentración de plomo disuelto tiende a aumentar en el sistema cuando la concentración de sedimento en suspensión es baja (cuadro 5). Esto sería posible si aumenta el volumen de agua en el lago y si disminuye el efecto del viento sobre el fondo del lago, generando menor resuspensión de sedimentos. Esto probablemente se contrarrestaría por el efecto debido a los escurrimientos pluviales, que arrastran sedimentos en suspensión hacia el lago, aumentando la concentración de este sólido.

Considerando a los sedimentos como la principal fuente de plomo en el agua y a partir de la concentración promedio de plomo en sedimentos de 18mg/kg, medida por Hansen y van Afferden (2001) se puede observar que en el sistema puede existir una relación sedimento:plomo de aproximadamente  $100:2 \times 10^{-3}$ mg/L. Cuando en las simulaciones se mantiene fija esta proporción, las concentraciones de plomo disuelto disminuyen de 0.002 a 0mg/L (ilustración 5). Con estos resultados en ningún momento las concentraciones de plomo disuelto superan los límites arriba mencionados.

Suponiendo que exista una descarga que aumente localmente la concentración de plomo total en el sistema a 2mg/L, las simulaciones indican que el plomo disuelto variaría entre 0 y 2mg/L (ilustración 6b) y de esta manera se superan los límites para la protección de la vida acuática

( $2.86 \times 10^{-3}$  mg/L, CNA, 1990) y para uso y consumo humano (0.05 mg/L, DOF, 2000) cuando la concentración de sedimento es menor a 1000 mg/L, mientras que el límite para uso pecuario (0.1 mg/L, CNA, 1990) se supera para concentraciones de bacteria menores a 10 mg/L (cuadro 5), siendo ambos escenarios condiciones típicas del lago.

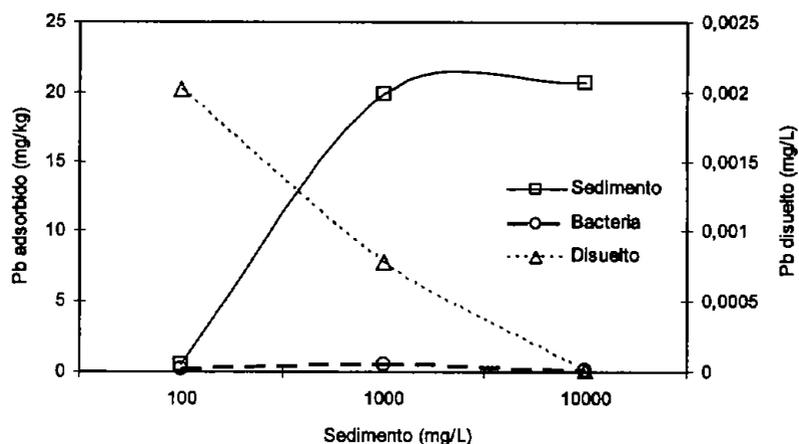


Ilustración 5. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias para el lago de Chapala bajo condiciones proporcionales de sedimentos:bacterias:plomo total ( $100:1:2 \times 10^{-3}$  mg/L)

**Plomo adsorbido en sedimentos:** Las simulaciones sugieren que la adsorción de plomo en sedimentos predomina cuando la concentración de este sólido es igual o mayor a 1000 mg/L (ilustración 4c), independientemente de la concentración de plomo y de bacteria (cuadro 5). Bajo estas condiciones, las concentraciones de plomo adsorbido en los sedimentos varían entre 0.2 y 199 mg/kg.

El criterio para plomo en sedimento fue establecido por la CCME (1999) en 91.3 mg/kg, como el límite para probables efectos adversos (PEL, por sus siglas en inglés). Este límite se rebasa cuando la concentración de sedimentos es de 1000 mg/L, y la de plomo total de 0.2 mg/L (cuadro 5).

Al igual que con el plomo se puede identificar una relación sedimento:bacteria de 100:1mg/L (según modificación hecha a Dávalos-Lind *et al.*, 1992; CNA, datos no publicados) en el lago. Al mantener fija esta relación junto con la relación sedimento:plomo  $100:2 \times 10^{-3}$ mg/L (Hansen y van Afferden, 2001; CNA, datos no publicados) el plomo adsorbido en el sedimento podría variar entre 0.5 y 20mg/kg (ilustración 5) con lo que no se supera el límite mencionado anteriormente.

Bajo la suposición de una fuente adicional de plomo que eleva su concentración total a 2mg/L, el plomo adsorbido en los sedimentos varía entre 4 y 1966mg/kg (ilustración 6c). Como se observa en el cuadro 5, bajo este escenario el plomo adsorbido en sedimentos supera el límite PEL (91.3mg/kg; CCME, 1999) cuando las concentraciones de sedimentos suspendidos son superiores a 100mg/L.

**Plomo adsorbido en bacterias:** La adsorción de plomo en bacteria ocurre principalmente cuando la concentración de las bacterias fue mayor a 10mg/L y la de sedimentos menor a 100mg/L (ilustración 4b). Bajo estas condiciones, el plomo adsorbido en bacterias varía entre 1 y 800mg/kg. No se encontraron normas o criterios de protección para microorganismos, por lo que para evaluar estos resultados se comparó con el límite establecido por CMCE (1996) de 1mg/kg para peces, moluscos y crustáceos. De esta manera, los intervalos de plomo adsorbido por bacterias sobrepasan en algunos casos este límite (cuadro 5). Con una relación sedimento:bacteria de 100:1mg/L (Dávalos-Lind *et al.*, 1992; CNA, datos no publicados) en el lago, los resultados sugieren que el plomo adsorbido en bacterias varía entre 0.06 y 0.5mg/kg (ilustración 5), con lo cual no se rebasa el límite anteriormente señalado (cuadro 5).

Las simulaciones realizadas indican que el plomo adsorbido por bacterias podría ascender a 6766mg/kg, si en el sistema se presentan aumentos de la concentración de plomo total,

debidas por ejemplo a descargas puntuales. Las mayores concentraciones de plomo en bacterias se presentarían cuando la concentración de sedimento es menor a 100mg/L y la concentración de bacteria superior a 1mg/L (ilustración 6a), siendo esta última condición poco probable para el lago.

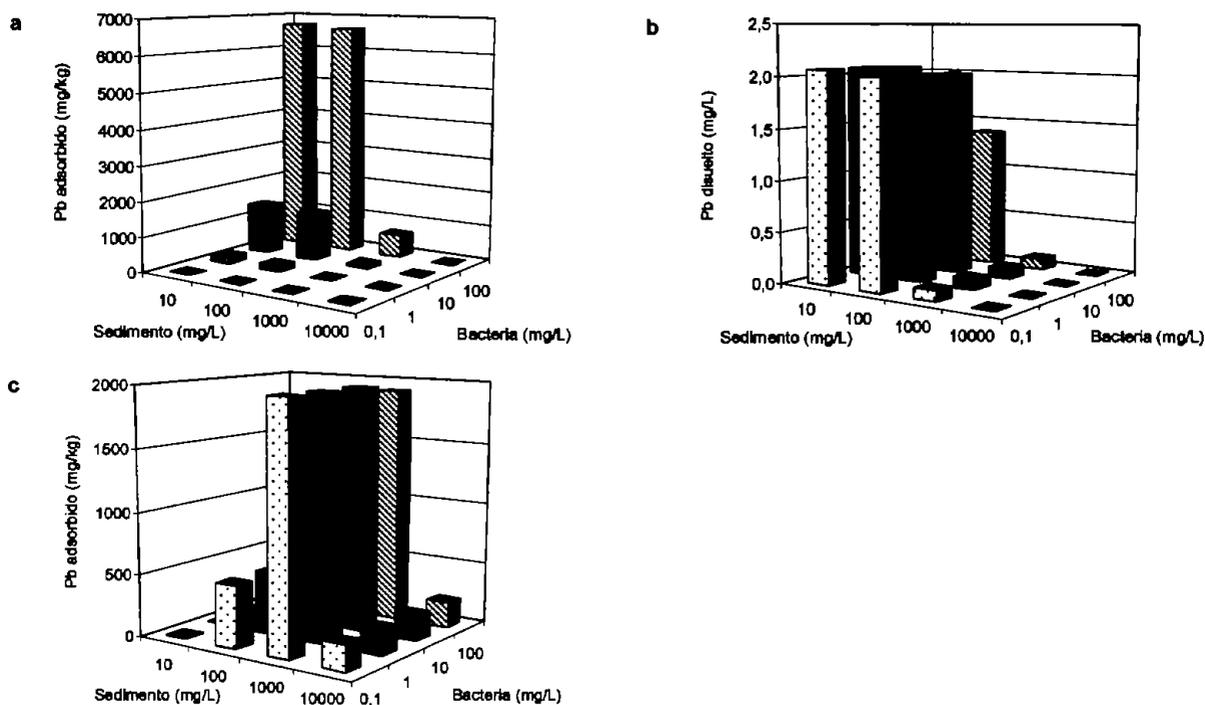


Ilustración 6. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias para el Lago de Chapala, con 2mg/L de plomo total.

## CONCLUSIONES

Las simulaciones realizadas bajo diferentes escenarios, que reflejan las variaciones del volumen de agua del Lago de Chapala, indican que la dinámica del plomo en el sistema agua-sedimentos-bacterias del lago esta influenciada, principalmente, por la concentración de los sedimentos.

debidas por ejemplo a descargas puntuales. Las mayores concentraciones de plomo en bacterias se presentarían cuando la concentración de sedimento es menor a 100mg/L y la concentración de bacteria superior a 1mg/L (ilustración 6a), siendo esta última condición poco probable para el lago.

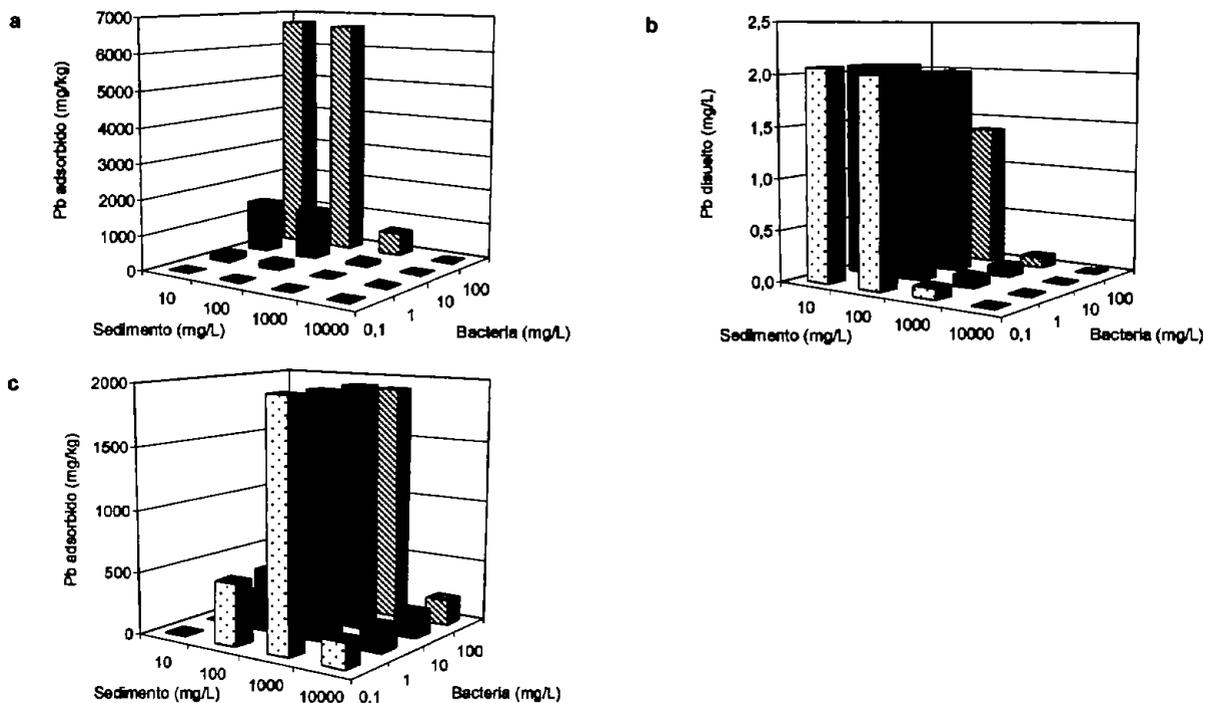


Ilustración 6. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias para el Lago de Chapala, con 2mg/L de plomo total.

## CONCLUSIONES

Las simulaciones realizadas bajo diferentes escenarios, que reflejan las variaciones del volumen de agua del Lago de Chapala, indican que la dinámica del plomo en el sistema agua-sedimentos-bacterias del lago esta influenciada, principalmente, por la concentración de los sedimentos.

Al disminuir el volumen del lago y aumentar la concentración de sedimentos suspendidos, disminuye la adsorción de plomo en las bacterias y el plomo disuelto. Sin embargo, como con la disminución del volumen del lago, se produce un aumento en la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) y de la dureza, es posible que se ocasione una floculación y precipitación de los sedimentos suspendidos, aumentando así la entrada de luz al cuerpo de agua, favoreciendo el aumento de la biomasa bacteriana y algal. Aunque históricamente en el lago no se ha observado éste fenómeno de disminución de los SST al aumentar los SDT.

Independientemente del volumen de agua del lago, si se presentan entradas adicionales de plomo al lago, las concentraciones de plomo adsorbido por los sedimentos y las bacterias así como el plomo que permanece disuelto en el agua, pueden alcanzar niveles superiores a los límites para éstos medios.

Siendo el agua y los peces, los principales recursos que se explotan del lago, el riesgo de exposición de plomo por las poblaciones que emplean estos recursos, queda supeditado a: 1) el volumen de agua que tenga el lago, 2) el incremento en las concentraciones de plomo en el lago, y 3) la eficiencia de operación, en cuanto a la remoción de sólidos suspendidos, de las plantas de tratamiento de agua.

El que el plomo permanezca adsorbido en los sedimentos significa que el metal seguirá estando presente en el Lago de Chapala aún cuando se reduzcan o eliminen los vertimientos a éste.

Finalmente, la metodología de simulación empleada en este estudio representa un enfoque práctico en la estimación de riesgos, por contaminantes tóxicos persistentes en cuerpos de agua, bajo diferentes escenarios para el sistema.

## AGRADECIMIENTOS

Por su colaboración en el desarrollo de esta investigación los autores agradecen a: Ing. Jesús Amezcua, del Centro de Estudios Limnológicos de Guadalajara por las facilidades prestadas durante el muestreo; Dra. Marisa Mazari del Instituto de Ecología por las facilidades prestadas para el aislamiento y determinación de las cepas; Dra. Yolanda López Vidal del laboratorio de Inmunología Molecular Microbiana de la Facultad de Medicina de la Universidad Nacional Autónoma de México por las identificaciones de las bacterias; Ing. Rosa Angélica Guillén del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por la asesoría en la etapa experimental; M. en C. Julia Carabias por sus aportes en la integración y discusión de los resultados a la dinámica del lago.

## REFERENCIAS

- AYLA JAY, J. y T. FORD. *Water concentrations, bioaccumulation, and human health implications of heavy metals in Lake Chapala*. En: HANSEN, A. M. y M. van AFFERDEN. (eds) *The Lerma-Chapala Watershed. Evaluation and Management*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. 2001. pg 123-136.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. In *Canadian Environmental quality guidelines*, No. 1299. Winnipeg (ISBN 1-896997-34-1), 1999.
- CMCE, Council of Europe Committee of Ministers. *Resolution AP(96)4. On maximum and guideline levels and on source-directed measures aimed at reducing the contamination of food by lead, cadmium and mercury*. 1996.
- CNA. Comisión Nacional del Agua. *Criterios ecológicos de calidad del agua*. CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación. Enero. 1990.

HANSEN, A. M. y M. van AFFERDEN. *Toxic substances. Sources accumulation and dynamics*. En: HANSEN, A. M. y M. van AFFERDEN. (eds) *The Lerma-Chapala Watershed. Evaluation and Management*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. 2001. p 95-121.

HANSEN, A.M. y M. van AFFERDEN. *Modeling cadmium concentration in water of Lake Chapala, México*. Aceptado para publicación *Aquatic Sciences*. 2004b, vol 66.

HANSEN, A.M. y P. MAYA. *Adsorption-desorption behaviours of Pb and Cd in Lake Chapala, Mexico*. *Environmental International*. 1997, vol. 23: 553-564.

KRIEG, N. R. (ed). *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Vol I. Williams & Williams. Baltimore. 1984.

MAYA, P. y A. M. HANSEN. *Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del Lago de Chapala*. *Ingeniería Hidráulica en México*. 1995, vol. 10: 35-42.

NEGRETE, P. y J. ROMERO. *Métodos en microbiología acuática*. Universidad Autónoma Metropolitana – Xochimilco. México. 1995.

PAPELIS, C., K. F. HAYES y J. O. LECKIE. *Hydraql. A program of the computation of chemical equilibrium composition on aqueous batch systems including surface-complexation modeling of ion adsorption at the oxide/solution interface*. Tech. Rep. 306, Dept. Civil Eng., Standford University, Standford. 1988.

SCHNOOR, J. L. *Environmental modelling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil*. New York: Wiley Interscience. 1996. p 154-155.

SMALL, T. D., L. A. WARREN, E. E. RODEN y F. G. FERRIS. *Sorption of Strontium by Bacteria, Fe (III) oxide, and Bacteria-Fe(III) oxide composites*. *Environ. Sci. Technol.* 1999, vol. 33: 4465-4470.

SNEATH, P. H. A. (ed). *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Vol II. Williams & Williams. Baltimore. 1986.

van AFFERDEN, M. y A. M. HANSEN. *Forecast of lake volume and salt concentration in Lake Chapala, México*. Aceptado para publicación en *Aquatic Sciences*. 2004, vol. 66.

## AMPLIACIÓN DE LOS RESULTADOS

Adicionalmente a los resultados presentados hasta el momento en el artículo adjunto, se obtuvieron otros resultados que sirven para ampliar el conocimiento sobre el proceso de adsorción de plomo en las bacterias. Hay que aclarar que no se diferenció en ningún momento entre la adsorción y la absorción, sin embargo, a partir de la cinética de cada bacteria se asume que con tres (3) horas de reacción el plomo no alcanza a ser absorbido y que el proceso que se está analizando es el de la adsorción.

Dado que las tres especies mostraron porcentajes de plomo adsorbido elevados y casi constantes entre las tres y cinco horas de reacción (en promedio, 76% en *E. coli*, 67% en *P. stutzeri* y 75% en *S. lugdunensis*), se determinó que tres horas eran suficientes para encontrar un equilibrio en la adsorción de plomo (en el artículo ver ilustración 2). Los porcentajes de plomo adsorbido que se obtuvieron con *S. lugdunensis* antes de las tres horas, fueron mayores a los que se lograron con las otras dos bacterias y esto es atribuible a la composición de la pared celular de *S. lugdunensis* (bacteria gram positiva); lo cual también puede explicar los resultados obtenidos por otros autores (Fein *et al.*, 1997; Fowle y Fein, 1999; Small *et al.*, 1999), que han encontrado tiempos de equilibrio menores a tres horas para otras bacterias gram positivas.

Con el experimento de adsorción como función de la concentración de plomo se observó en las tres bacterias que, a medida que aumenta la concentración del plomo adicionado es menor la concentración de plomo adsorbido (figura 3). Esto significa que con concentraciones mayores a 20 mg/L de plomo (poco posibles para el lago), los sitios de adsorción disponibles en las células ya se encuentran saturados por el plomo y que el metal se encuentra en mayor concentración que los sitios.

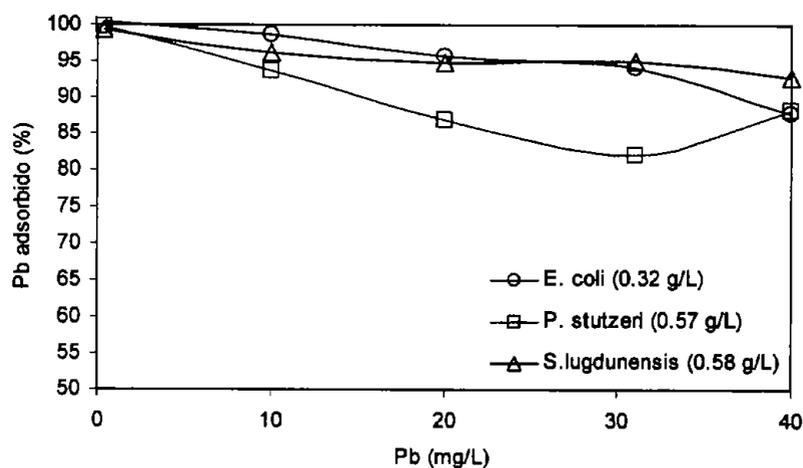


Figura 3. Adsorción de plomo en función de la concentración del metal en *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*.

A través de la calibración del modelo Hydraql, y empleando los resultados obtenidos en el experimento en el cual se variaron el pH y la concentración de sales (fuerza iónica), fue posible observar que el comportamiento de la adsorción de plomo en las tres bacterias está en función de las diferentes formas o especies químicas en puede ser adsorbido el plomo (en el artículo ver cuadro 3 e ilustración 3). *P. stutzeri* adsorbe principalmente tres especies de plomo diferentes dependiendo del pH al cual se encuentre. Esto no significa que a lo largo de la escala de pH no se adsorban otras formas de plomo. Así mismo sucede para *E. coli* y *S. lugdunensis*, donde el hidróxido de plomo es la forma en que predominantemente se adsorbe el plomo a los sitios de adsorción disponibles en sus paredes celulares (en el artículo ver cuadro 3).

## BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN EL LAGO DE CHAPALA

Para conocer los riesgos que el plomo representa para los recursos consumibles que ofrece el Lago de Chapala, se analizó el proceso de bioacumulación de este metal en algunos eslabones de la cadena trófica del lago. Para analizar este proceso, se calcularon los factores de biomagnificación (BMF) (tabla 1) y de bioconcentración (BCF) (tabla 2) del plomo a partir de los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas en este estudio, y empleando las concentraciones de plomo reportadas para algunos peces del lago (Ford y Ryan, 1995; Shine *et al.*, 1998; Ayla-Jay y Ford, 2001).

**Biomagnificación del plomo:** El factor de biomagnificación (BMF por sus siglas en inglés; EXTOWNET, 2004) se estimó como la relación entre la concentración del plomo en algunos peces (n) y la concentración adsorbida simulada en bacterias (n-1).

$$\text{BMF} = \frac{\text{concentración de Pb en el organismo n (mg/Kg)}}{\text{concentración de Pb en el organismo n-1 (mg/Kg)}}$$

Se calculó este factor para los escenarios más probables del lago en cuanto a concentración de biomasa, sedimentos suspendidos y plomo total se refiere (tabla 1). Se emplearon los reportes de Ayla-Jay y Ford (2001) para plomo de 0.1 mg/kg en charal (*Chirostoma arge*), de 4.1 mg/kg en músculo de tilapia (*Oreochromis aereus*) y de 4.8 mg/kg en músculo de carpa (*Cyprinus carpio*).

Tabla 1. Factores de biomagnificación (BMF) calculados para charal (*Chirostoma arge*), tilapia (*Oreochromis aereus*) y carpa (*Cyprinus carpio*) del Lago de Chapala bajo los escenarios simulados.

|      |      |       |      |      |      |        |       |       |       |
|------|------|-------|------|------|------|--------|-------|-------|-------|
| 0.2  | 10   | 16.56 | 0.01 | 0.25 | 0.29 | 146.76 | 0.001 | 0.028 | 0.033 |
|      | 100  | 16.56 | 0.01 | 0.25 | 0.29 | 142.83 | 0.001 | 0.029 | 0.034 |
|      | 1000 | 0.00  |      |      |      | 5.796  | 0.017 | 0.707 | 0.828 |
| 0.02 | 10   | 1.66  | 0.06 | 2.48 | 2.89 | 14.76  | 0.007 | 0.285 | 0.325 |
|      | 100  | 1.66  | 0.06 | 2.48 | 2.89 | 14.37  | 0.007 | 0.285 | 0.334 |
|      | 1000 | 0.00  |      |      |      | 0.559  | 0.179 | 7.335 | 8.589 |

Los BMF obtenidos para carpa y tilapia sugieren factores de biomagnificación muy bajos que pueden explicarse por la dieta variada que tienen estas especies. Cabe mencionar, que los escenarios concretos donde se observa una biomagnificación más elevada de plomo en tilapia y carpa, se presentan para este cuerpo de agua bajo la acción de fuertes vientos y consecuente resuspensión de sedimentos (1000 mg/L de sedimentos suspendidos, valor no registrado en el lago por lo menos en los últimos 30 años, en el artículo ver ilustración 2).

**Bioconcentración del plomo:** El factor de bioconcentración (BCF por sus siglas en inglés; Departamento Confederal de Medio Ambiente de CC.OO, 1999) se estimó como la relación entre la concentración de plomo en los organismos y la concentración de plomo disuelto (tabla 2).

BCF = concentración de Pb en el organismo (mg/Kg) / concentración de Pb en el medio (mg/L)

Las concentraciones de plomo en tejido de peces fueron las mencionadas para el cálculo del BMF y las concentraciones de plomo en bacteria y plomo disuelto fueron las encontradas en las simulaciones realizadas en este estudio. De esta manera se encontró que el plomo se concentra en los organismos bajo cualquiera de los escenarios simulados. Igualmente, se observa que entre los peces y las bacterias, el plomo se bioconcentra más en carpa y tilapia que en charal y bacterias y que esta concentración aumenta en la medida en que hay mayor resuspensión de sedimentos y/o que disminuye el plomo total en el sistema (tabla 2). Esto se explica porque a medida que aumenta la concentración de sedimentos, o disminuye el plomo total en el sistema disminuyen las concentraciones de plomo disuelto (en el artículo ver cuadro 5), por lo que el factor aumenta. Esto podría indicar que el plomo presente en el tejido de los peces no proviene sólo del disuelto en el agua.

Tabla 2. Factores de bioconcentración (BCF) calculados para bacterias, charal (*Chirostoma arge*), tilapia (*Oreochromis aereus*) y carpa (*Cyprinus carpio*) del Lago de Chapala, bajo escenarios simulados.

|      |      |      |       |      |      |      |      |      |       |      |      |      |      |      |       |
|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|-------|
| 0.2  | 10   | 0.00 | 0.21  | 0.00 | 0.48 | 19.8 | 23.2 | 16.6 | 0.21  | 80.0 | 0.48 | 19.8 | 23.2 | 147  | 0.21  |
|      | 100  | 0.00 | 0.20  | 0.00 | 0.49 | 20.3 | 23.8 | 16.6 | 0.20  | 82.1 | 0.50 | 20.3 | 23.8 | 143  | 0.20  |
|      | 1000 | 0.00 | 0.001 | 0.00 | 12.5 | 515  | 603  | 0.00 | 0.01  | 0.00 | 12.6 | 516  | 604  | 5.79 | 0.01  |
| 0.02 | 10   | 0.00 | 0.02  | 0.00 | 4.83 | 198  | 231  | 1.66 | 0.02  | 80.0 | 4.83 | 198  | 232  | 14.7 | 0.02  |
|      | 100  | 0.00 | 0.02  | 0.00 | 4.96 | 203  | 238  | 1.66 | 0.02  | 82.2 | 4.96 | 203  | 238  | 14.4 | 0.02  |
|      | 1000 | 0.00 | 0.001 | 0.00 | 129  | 5290 | 6193 | 0.00 | 0.001 | 0.00 | 129  | 5290 | 6193 | 0.56 | 0.001 |

## **IMPLICACIONES DE LA PRESENCIA DE PLOMO EN EL SISTEMA AGUA- SEDIMENTOS-BACTERIAS DEL LAGO DE CHAPALA**

A partir de las simulaciones realizadas, se puede observar que el plomo disuelto representa un riesgo para las comunidades que emplean el agua del lago si se rompe la relación sedimentos:bacterias:plomo (100:1:2x10<sup>-3</sup> mg/L) que se identificó en este estudio (en el artículo ver cuadro 5), lo cual podría ocurrir por una resuspensión elevada de sedimentos o por el contrario, con una excesiva precipitación de los sólidos en suspensión, por descargas puntuales de plomo o por florecimiento de las bacterias. La resuspensión elevada de sedimentos puede ocurrir por la acción de fuertes vientos, en especial cuando el lago tiene bajos volúmenes o incluso por la turbulencia causada por los motores de las embarcaciones que circulan por el lago.

Sin embargo, en los volúmenes más bajos que ha presentado el lago en los últimos 30 años, las concentraciones promedio de sedimentos no han sido lo suficientemente elevadas como para romper con el equilibrio anteriormente mencionado, por lo que se podría pensar que esto no pasará en el lago. Pese a que no se tiene el valor exacto de las descargas de plomo por parte de los diferentes giros industriales que vierten sus aguas al río Lerma y al Lago de Chapala, es posible que se presente un aumento en la concentración de plomo en el agua si aumentan estos vertimientos, ya sea por falta de control en las descargas de las industrias que actualmente se encuentran en la cuenca o por el establecimiento de nuevas industrias en la zona. En cuanto al florecimiento de microorganismos (bacterias), éste podría ocurrir principalmente en zonas o sectores del lago y como resultado de un aumento de las concentraciones de nutrientes (por descargas de éstos) o por la disminución de la turbidez como resultado de la precipitación de sólidos suspendidos.

En cuanto a la vida acuática, los distintos eslabones de la cadena trófica del lago se encuentran expuestos a diferentes fuentes de plomo: el plomo adsorbido a los sedimentos del fondo, el plomo adsorbido a los sedimentos suspendidos, el plomo adsorbido a las bacterias y el plomo disuelto en el agua. Los organismos bentónicos y consumidores de detritos y sedimentos se encuentran expuestos principalmente al plomo adsorbido al sedimento de fondo; los organismos planctófagos están expuestos al plomo adsorbido por las bacterias y por sedimentos suspendidos, y en todos los casos tanto los animales como las plantas acuáticas se encuentran expuestos al plomo disuelto. Teniendo en cuenta los resultados de las simulaciones realizadas, el plomo adsorbido en los sedimentos constituye la principal fuente de exposición para los organismos acuáticos en el Lago de Chapala.

Para conocer los riesgos que el plomo representa para los recursos consumibles que ofrece el Lago de Chapala se analizó, por una parte, el proceso de bioacumulación de este metal en la cadena trófica asociada al lago, y por otro lado, se analizó el riesgo que el plomo disuelto en el agua representa para las comunidades que emplean el agua del lago. En el primer caso, se entiende por bioacumulación el aumento progresivo de la cantidad de una sustancia en un organismo o parte de él, como consecuencia de que el ritmo de absorción supere la capacidad del organismo para eliminar la sustancia (EXTOXNET, 2004).

Dentro de este contexto, y siendo la bioconcentración y la biomagnificación dos procesos que contribuyen a la bioacumulación de las sustancias, se puede observar que con las concentraciones de sedimentos suspendidos (10 y 100 mg/L, CNA, resultados no publicados), plomo disuelto (0.02 y 0.002 mg/L, Ayla-Jay y Ford, 2001) y biomasa (1 mg/L, modificación hecha a partir de lo reportado por Dávalos-Lind *et al.*, 1992) que se reportan para la época (1989-1991) en la cual se obtuvieron las concentraciones de plomo en los peces empleadas para los cálculos, los factores de biomagnificación son muy bajos y pueden explicarse por la

dieta variada que tienen las especies de peces empleadas en el análisis. Se puede pensar que el plomo presente en los tejidos de estas especies proviene de otras fuentes adicionales o diferentes al plomo adsorbido a las bacterias del lago.

Cabe mencionar, que los escenarios concretos donde se observa una biomagnificación más elevada de plomo en tilapia y carpa (1000 mg/L de sedimentos suspendidos), son probables para este cuerpo de agua bajo la acción de fuertes vientos y consecuente resuspensión de sedimentos y que en los últimos 30 años no se han presentado.

Se observa que la tendencia general que tiene la magnificación del plomo en la cadena trófica está en función del aumento en las concentraciones de sedimentos suspendidos y biomasa simulados en este estudio. El BMF calculado constituye una primera aproximación para sugerir que el riesgo de acumulación de plomo en la cadena trófica del lago es bajo.

Por otro lado, se encontró que el plomo se bioconcentra en bacterias y peces del lago bajo cualquiera de los escenarios simulados en este estudio. Se observa que entre las tres especies de peces junto con las bacterias, el plomo está más bioconcentrado en la carpa que en los otros tres organismos y que esta concentración aumenta en la medida en que hay mayor resuspensión de sedimentos y/o que disminuye el plomo total en el sistema. Asimismo, la tendencia de la concentración de plomo aumenta cuando se incrementan las concentraciones de biomasa (bacterias) en el lago. El riesgo que involucra la bioconcentración es que en la medida en que se puede encontrar más plomo en los organismos, el metal puede alcanzar concentraciones perjudiciales para el individuo o para aquel que lo consuma.

A partir de los resultados del cálculo del BMF y del BCF se puede reconocer que en el Lago de Chapala el plomo se bioacumula tanto en las bacterias como en algunos peces, lo cual coincide

con la información ecotoxicológica disponible para este metal (EPA, 2004). Esta bioacumulación está representada principalmente por el proceso de bioconcentración de plomo en los peces, más que por la biomagnificación en la cadena trófica.

En cuanto al riesgo que representa el plomo disuelto se puede decir que: El que el plomo permanezca adsorbido en los sedimentos significa que el metal seguirá estando presente en el Lago de Chapala aún cuando se reduzcan o eliminen los vertimientos a éste.

Dado que con el tratamiento habitual de potabilización del agua, normalmente no se remueven los metales disueltos, cabría esperarse que las personas que emplean el agua del lago para consumo humano puedan estar expuestas al plomo disuelto.

Teniendo en cuenta que con las simulaciones se observó que el plomo se encuentra principalmente adsorbido a los sedimentos, y sabiendo que éstos sí son removidos del agua durante el tratamiento de potabilización, entonces la exposición de las personas por consumo de agua potable proveniente del lago disminuye. Esto se confirma con un estudio realizado por Cortés *et al.* (2003), quienes encontraron que las concentraciones de plomo en el agua potable de seis municipios aledaños al Lago de Chapala son menores a límite máximo permisible (0.05 mg/L; DOF, 2000).

En el caso del uso del agua para fines pecuarios, todo depende de si se da o no tratamiento al agua con el cual se eliminan los sólidos suspendidos. Sin embargo, y al igual que con el plomo disuelto, la vida acuática tiene riesgo de ingerir o absorber el plomo que se encuentre en los sedimentos si bajo condiciones favorables, el plomo es desorbido de los sedimentos. Las condiciones bajo las cuales el plomo se puede desorber de los sedimentos son:  $\text{pH} < 2$  (prácticamente imposible para el Lago de Chapala, donde el pH promedio de los últimos 30

años es de alrededor de 8 unidades), aumento de la salinidad y dureza (sólo por descargas puntuales de éstos iones y en grandes concentraciones, situación igualmente poco probable para Chapala), y descargas de EDTA y NTA que formen complejos muy fuertes con el plomo (posible dado que se pueden encontrar en los residuos de algunas industrias y en las descargas domésticas) entre otros.

En cuanto a la vida acuática, las plantas están expuestas al plomo disuelto en el agua. Se han encontrado concentraciones de plomo en lirio acuático del lago que varían entre 3 y 7 mg/kg, en hojas y raíces respectivamente (Shine *et al.*, 1998; Ayla-Jay y Ford, 2001). Si estas plantas son consumidas por animales de la zona o incluso por los peces del lago, se tendría en esta vegetación una nueva fuente de ingreso del plomo en la cadena trófica, contribuyendo así a su bioacumulación a lo largo de ella.

#### A MANERA DE SÍNTESIS

Como se observa en la figura 2, y a partir de los resultados obtenidos en las simulaciones y análisis de bioacumulación de plomo en el Lago de Chapala, se concluye que al bajar el volumen de agua del lago:

- ❖ Aumentan las concentraciones de sólidos disueltos totales y sólidos suspendidos totales.
- ❖ Al aumentar las concentraciones de sólidos suspendidos totales aumenta el plomo total y el plomo adsorbido por los sedimentos, al mismo tiempo que disminuye el plomo adsorbido por las bacterias así como el plomo disuelto.
- ❖ Al aumentar las concentraciones de bacterias, aumenta el plomo adsorbido por ellas y disminuye el plomo adsorbido por los sedimentos, sólo con gran cantidad de bacterias y poca de sedimentos en el sistema.
- ❖ Al aumentar la concentración de plomo disuelto, disminuye la bioconcentración de plomo en peces y bacterias.

Dado el comportamiento histórico que ha presentado el volumen de agua del lago en los últimos 70 años y las concentraciones de sólidos suspendidos totales en los últimos 30 años, a partir de las simulaciones realizadas y los reportes de plomo en agua y biomasa bacteriana, se puede concluir que el plomo en el Lago de Chapala no representa un riesgo para el consumo de agua y biota del lago, sin embargo, Ayla-Jay y Ford (2001) sugieren que se realicen más estudios con éste y otros metales en el Lago de Chapala ya que los niveles son elevados para el sistema.

## REFERENCIAS COMPLEMENTARIAS

CORTES, J. E., C. CALDERON, L. MONTELLANO y A. GONZÁLEZ. *Estudio piloto para la evaluación de la exposición de habitantes de las comunidades aledañas al lado de Chapala a contaminantes en el agua (primera fase)*. Informe interno. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Subcoordinación de Potabilización. 2003.

DEPARTAMENTO CONFEDERAL DE MEDIO AMBIENTE DE CC.OO. *Identificación de productos ecotóxicos en la empresa*. Daphnia: boletín informativo sobre la prevención de la contaminación y la producción limpia. (en línea). 1999. Disponible en world wide web: <http://www.ccoo.es/publicaciones/periodicos.html>. (Citado en 2004)

EPA. *Information on the Toxic Effects of Various Chemicals and Groups of Chemicals*. (En línea). 2003. Disponible en world wide web: <http://www.epa.gov/region5/superfund/ecology/html/toxprofiles.htm#pb> (citado en 2004).

EXTOXNET. Extension Toxicology Network. *Toxicology Information Briefs*. (En línea). Disponible en world wide web: <http://extoxnet.orst.edu/tibs/bioaccum.htm> (citado en 2004).

FORD, T. y D. RYAN. *Toxic metals in aquatic ecosystems: a microbiological perspective*. Environ. Health Perspect. 1995, vol.103, suppl 1: 25-28

HANSEN, A. M., A. LEON y L. BRAVO. *Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala*. Ingeniería Hidráulica en México. 1995, vol. X: 55-69.

QUIROZ, H., L. M. MORA, I. MOLINA y J. GARCIA. *Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México*. Acta Universitaria, Guanajuato. 2004, vol. 14: 47-58.

SHINE, J. P., D. K. RYAN y T. FORD. *Annual cycle of heavy metals in a tropical lake- Lake Chapala, Mexico*. J. Environ. Sci. Health. 1998, A33: 23-43.