

Artículo publicado en el Repositorio Institucional del IMTA

<i>Título</i>	Escenarios de la distribución de plomo en agua, sedimentos y bacterias del lago de Chapala, México.
<i>Autor / Adscripción</i>	Anne M. Hansen Instituto Mexicano de Tecnología del Agua Adriana Villa Navia Occidental de Colombia, Inc. Manfred van Afferden Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
<i>Publicación</i>	Ingeniería Hidráulica en México, 21(2): 43-56
<i>Fecha de publicación</i>	2006
<i>Resumen</i>	Para evaluar la distribución de plomo en los recursos naturales en el lago de Chapala se analizó la adsorción de este metal en bacterias y, mediante datos publicados en la literatura y modelación numérica, se estimó el riesgo asociado al consumo de peces y agua. Experimentos de adsorción en tres cepas de bacterias y simulaciones de la distribución en un sistema agua-sedimentos-bacterias indican que la distribución del plomo en el lago depende de variaciones en calidad del agua tales como sólidos suspendidos totales, plomo total y biomasa.
<i>Identificador</i>	http://hdl.handle.net/123456789/805

Escenarios de la distribución de plomo en agua, sedimentos y bacterias del lago de Chapala, México

Anne M. Hansen

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Adriana Villa-Navia

Interventor Ambiental de Occidental de Colombia, Inc.

Manfred van Afferden

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Para evaluar la distribución de plomo en los recursos naturales en el lago de Chapala se analizó la adsorción de este metal en bacterias y, mediante datos publicados en la literatura y modelación numérica, se estimó el riesgo asociado al consumo de peces y agua. Experimentos de adsorción en tres cepas de bacterias y simulaciones de la distribución en un sistema agua-sedimentos-bacterias indican que la distribución del plomo en el lago depende de variaciones en calidad del agua tales como sólidos suspendidos totales, plomo total y biomasa. Considerando únicamente el plomo contenido en los sedimentos depositados en el fondo del lago, las simulaciones sugieren que las concentraciones generalmente no sobrepasan los límites y criterios establecidos para uso y protección del agua, sedimentos y biota. Considerando la existencia de una fuente adicional que localmente aumente la concentración de plomo con un factor de diez, la cantidad de plomo en agua y sedimentos puede 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 mediante los valores simulados en este trabajo y concentraciones publicadas sobre plomo en peces (Ayla Jay y Ford, 2001). Los resultados indican que el plomo se concentra en bacterias y peces, y puede alcanzar factores de 721 y 6,195, respectivamente. Asimismo, la bioacumulación de plomo en el lago ocurre por bioconcentración en peces más que por biomagnificación en la cadena trófica.

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

Introducción

Para entender el riesgo asociado a la presencia de sustancias tóxicas en cuerpos de agua naturales 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, del cuerpo de agua y de la biota (Maya y Hansen, 1995).

La cuenca Lerma-Santiago-Pacífico, localizada en la región occidental de México, cubre un área aproximada

de 140,000 km²; 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 70 km de largo y 15 km de ancho, el lago tiene una capacidad de almacenamiento máximo de 9,686 millones de metros cúbicos (Mm³) y una superficie de 1,262 km², por lo que es el lago mexicano de mayor tamaño (CNA-IMTA, 2000).

Limon *et al.* (1989) señalaron que existe una dependencia entre el volumen del lago y la calidad del agua, en especial con la concentración de sales. Lind y Dávila

los-Lind (2002) relacionaron esta dependencia con problemas de infestación por malezas acuáticas (*Eichhornia crassipes*), disminución en la pesca, limitación de la producción fitoplanctónica por falta de luz, florecimientos de algas que originan problemas en el tratamiento de agua para consumo humano y presencia de metales tóxicos en peces.

Asimismo, a partir de datos de treinta años de monitoreo de la calidad del agua en el lago de Chapala (CNA, resultados no publicados), van Afferden y Hansen (2004) demostraron cuantitativamente que el agua del lago está bien mezclada y que las concentraciones de diferentes parámetros de calidad aumentan en forma predecible 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 microorganismos 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.

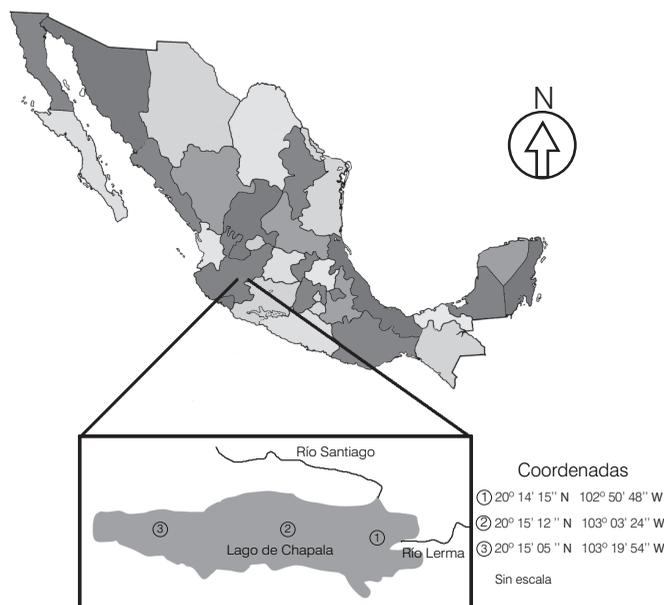
Aislamiento de bacterias del lago de Chapala

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 cepas bacterianas 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 más alejada de la entrada del río Lerma (ilustración 1). Las muestras de agua fueron obtenidas a 20 cm de profundidad y directamente en frascos estériles de boca ancha, con capacidad de 1 litro. Durante el transporte al laboratorio, los frascos se conservaron en refrigeración (4 °C) y oscuridad. Antes de transcurridas seis horas desde el muestreo, se filtraron por vacío volúmenes de 150 ml de cada muestra en filtros Millipore, estériles, de poro 0.45 µm.

Aislamiento y caracterización: el material depositado sobre el filtro fue resuspendido en 100 ml de solución isotónica de donde se prepararon diluciones seriadas (1:10). De cada dilución se inocularon 50 µl en cajas petri con agar McConkey (Bioxon) y agar soya triptica-seña (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.

Ilustración 1. Ubicación del lago de Chapala con estaciones de muestreo.



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 Iwoffii*, *Citrobacter freundlii*, *Enterobacter cloacae*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas sp.*, *Pseudomonas stutzeri* y *Staphylococcus lugdunensis*. Las características y descripción de estas especies fueron obtenidas de Krieg (1984) y Sneath (1986), y se resumen en el cuadro 1.

Adsorción de plomo: experimentos y calibración de modelos

Para determinar la adsorción de plomo (Pb) se utilizaron las bacterias *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*. *E. coli* se seleccionó por ser una bacteria de interés en la calidad del agua; *P. stutzeri* se escogió debido a que es un género que con frecuencia se encuentra en muestras ambientales; y *S. lugdunensis* por ser la única bacteria gram positiva en todas las muestras del estudio (cuadro 1). Las bacterias seleccionadas corresponden a las tres estaciones de muestreo: *P. stutzeri* está reportada en la estación 1; *E. coli*, en la estación 2 (aunque está reportada también en las otras dos estaciones, se seleccionó la aislada de la 2) y *S. lugdunensis* es de la estación 3.

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

Cuadro 1. Características de las bacterias aisladas del lago de Chapala y su presencia en las estaciones de muestreo.

Especie	Forma, longitud (μm)	Característica Gram	Estación
<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>	Coco, 0.5 - 1.5 (diámetro)	Positivo	3

experimento se lavaron las bacterias y se determinó por turbiedad, a través de una curva de calibración turbiedad-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 tripticaseína a 35°C durante 24 horas, posteriormente se separaron del medio de cultivo por centrifugación a 7.740 x g durante 30 minutos (centrífuga Beckman, modelo J2-21), para ser lavadas dos veces con una solución estéril de NaCl (0.01M), dejándose en agitación durante veinte minutos entre cada lavado (procedimiento modificado del propuesto por Fein *et al.*, 1997).

La curva de calibración consistió en graficar la turbiedad 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 50 ml de bacteria lavadas, luego de 24 horas de incubación en caldo soya tripticaseína a 35°C, se prepararon diluciones seriadas (1:10) y se determinó la turbiedad de cada una en un turbidímetro portátil (Hf Scientific, Inc., modelo DRT-15CE); posteriormente se procedió a centrifugar cada dilución a 12.100 x g durante 15 minutos, se eliminó el sobrenadante y se determinó el peso seco del precipitado luego de 24 h de secado a 50°C. Para *E. coli* se obtuvo una gráfica, 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 horas, con agitación permanente a 100 rpm (rotorcole 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 preparó una serie de viales de vidrio de 50 ml de capacidad, con 19 ml de suspensión de bacteria; se adicionó a cada vial 1 ml de solución de PbCl_2 con plomo marcado isotópicamente (^{210}Pb) como trazador, para obtener una concentración final de plomo de aproximadamente 5 mg/l con 18,000 cpm/ml (300 Bq/ml). Se expresa la cantidad de bacteria empleada en forma volumétrica. Estas cantidades corresponden a las concentraciones indicadas en el cuadro 3 para cada experimento.

Se ajustó el pH adicionando gotas de NaOH (1N) y HCl (1N). En cada experimento se emplearon un "blanco" (bacteria en electrolito al cual no se adicionó PbCl_2 ni trazador), que proporcionó la radiación natural de fondo y un "total" (solución de electrolito con PbCl_2 y trazador sin adicionar bacteria), que proporcionó la radiactividad total adicionada a cada vial y se realizaron dos réplicas. Todos los viales se dejaron en agitación a 100 rpm 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 y parámetros de los experimentos de adsorción de plomo.

Variable	Electrolito (M)	pH	[Pb] (mg/l)	Tiempo de equilibrio (h)
Tiempo	NaCl (0.01)	8	5	0 - 24
Concentración de plomo	NaCl (0.01)	8	0.5 - 5,000	3
pH y salinidad	NaCl (0.01 y 0.1)	2.5 - 9	5	3

Cuadro 3. Concentraciones de bacteria (mg de peso seco en 19 ml de suspensión empleados en cada experimento).

Bacteria	Tiempo	Concentración de plomo	Experimento en función de	
			pH	Concentración de sales
<i>E. coli</i>	0.63	0.32	0.60	0.63
<i>P. stutzeri</i>	0.77	0.57	0.53	0.74
<i>S. lugdunensis</i>	0.89	0.58	0.96	0.69

Al finalizar el tiempo de reacción se midió el pH de equilibrio de la suspensión y se separaron las fases por centrifugación a 12,100 x g durante 15 minutos. La radiactividad del ²¹⁰Pb disuelto en 1 ml de la fase líquida mezclado con 9 ml 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 le restó la actividad emitida por el "blanco".

Cinética de adsorción: experimentos de adsorción de Pb en función del tiempo permitieron 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 del reportado por otros autores, como Fein *et al.* (1997), que encontraron el equilibrio en la reacción con *B. subtilis* de 30 a 45 minutos; Fowle y Fein (1999) lo encontraron en una hora y Small *et al.* (1999) reportaron dos horas. En este trabajo no se hace distinción entre plomo adsorbido y absorbido; sin embargo, a partir de los resultados de la cinética, se puede suponer

que a las tres horas de reacción el plomo está siendo adsorbido por las bacterias.

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 $[S_{tot}]$; de la intersección $1/[S_{tot}]K_L$ se obtiene la constante de adsorción de Langmuir (K_L) (Schnoor, 1996).

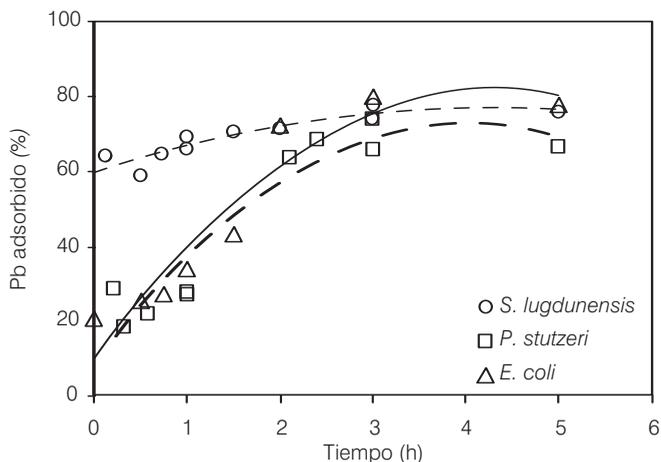
La concentración de sitios que se estimó de esta manera para *E. coli* fue de 0.18 mmol/l; para *P. stutzeri* fue de 0.15 mmol/l, y para *S. lugdunensis* fue de 0.21 mmol/l; las constantes de Langmuir para cada una de las bacterias fueron $\log K_L$ 2.83, 2.42 y 2.42, respectivamente.

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). Durante la calibración del modelo se obtuvieron las reacciones y constante de equilibrio de la adsorción de plomo en las cepas suspendidas en 0.01M NaCl de las diferentes bacterias identificadas. La verificación del modelo calibrado se realizó comparando las curvas simuladas para la adsorción de plomo en bacterias suspendidas en agua a mayor salinidad (0.1M NaCl) con los resultados experimentales para esta misma salinidad.

En el cuadro 4 y en la ilustración 3 se observan los resultados de la calibración del modelo con los resultados de adsorción de plomo en a) *E. coli*, b) *P. stutzeri* y c) *S. lugdunensis*.

Se calibró el modelo de adsorción en *E. coli* y *S. lugdunensis* mediante simulación de reacciones de esfera

Ilustración 2. Cinética de adsorción de plomo en *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*. [Pb] = 5 mg/l; [NaCl] = 0.01M.



Cuadro 4. Reacciones y coeficientes estequiométricos obtenidos en la calibración del modelo Hydraql para *E. coli*, *P. stutzeri* y *S. lugdunensis*.

Reacción	log K	Bacteria
$\text{SOH} + \text{H}_2\text{O} + \text{Pb}^{2+} = \text{SO}^- - \text{PbOH}^+ + \text{H}^+$	0.6	<i>E. coli</i>
$\text{SOH} + \text{H}_2\text{O} + \text{Pb}^{2+} = \text{SO}^- - \text{PbOH}^+ + \text{H}^+$	1	<i>S. lugdunensis</i>
$\text{SOH} + \text{H}^+ + 3\text{Cl}^- + \text{Pb}^{2+} = \text{SOH}_2\text{PbCl}_3$	13/15.85	<i>P. stutzeri</i>
$\text{SOH} + 3\text{H}_2\text{O} + \text{Pb}^{2+} = \text{SOH}_2\text{Pb}(\text{OH})_3 + 2\text{H}^+$	5.54	<i>P. stutzeri</i>
$\text{SOH} + \text{Pb}^{2+} = \text{SOPb}^+ + \text{H}^+$	4.9	<i>P. stutzeri</i>

exterior (enlace por unión iónica) (cuadro 4). La adsorción de plomo en *P. stutzeri* se describió con tres reacciones simultáneas de esfera interior (enlace covalente), donde primero se obtuvieron las reacciones y las constantes de adsorción en NaCl 0.01M; para el sistema con mayor salinidad (NaCl, 0.1M) fue necesario reducir la constante de la reacción de adsorción de plomo y cloruro (cuadro 4). Esta reacción predomina en pH menor a 5; entre este pH y 7, predomina la adsorción de hidróxido de plomo y de plomo libre (ilustración 3).

Simulación de la distribución de plomo en el lago de Chapala

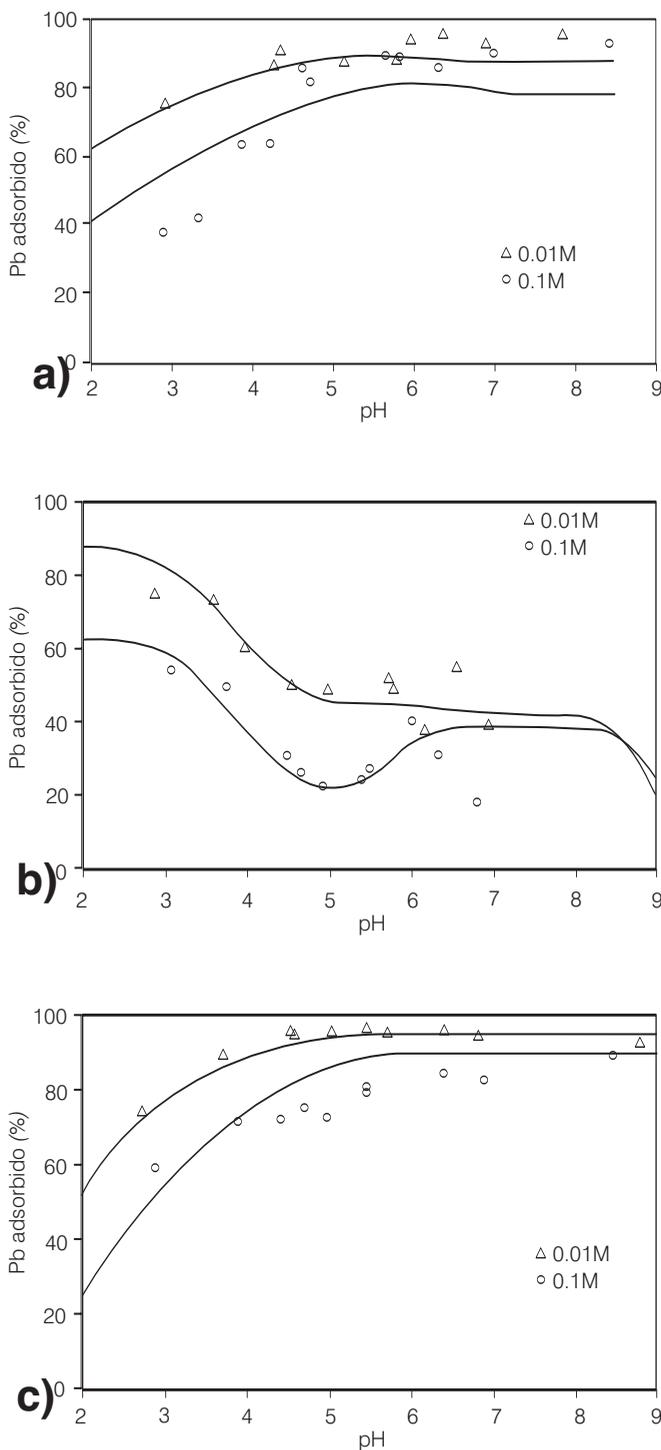
En adelante, dada la mayor adsorción en *E. coli* y *S. lugdunensis* con pH superior a ocho, se utilizó esta reacción junto con la constante obtenida para *S. lugdunensis* para simular la distribución de plomo entre agua, sedimentos y biota.

Mediante simulación con Hydraql, se determinó la distribución de 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, bacterias y plomo total, ya que los últimos se encuentran primordialmente asociados a los sedimentos (Hansen y van Afferden, 2001). En el cuadro 5 se presentan las reacciones e intervalos simulados para los diferentes parámetros.

Escenarios simulados: teniendo en cuenta que los sedimentos del lago tienen elevadas áreas de superficie con alta capacidad de adsorción (130 m²/g; Hansen, 1992), y dado que en superficies sólidas de sistemas hídricos comúnmente se acumulan oxihidróxidos de hierro (Dzombak y Morel, 1990), la adsorción en sedimentos fue descrita mediante la reacción de adsorción de plomo por estas sustancias.

Las concentraciones de sedimentos suspendidos medidas en los monitoreos realizados por la Comisión Nacional del Agua entre 1972 y 2001 (CNA, resultados no publicados) revelan concentraciones promedio de

Ilustración 3. Calibración del modelo Hydraql para describir la adsorción de plomo en a) *E. coli*, b) *P. stutzeri* y c) *S. lugdunensis* como función de pH y salinidad; los símbolos corresponden a resultados experimentales y las líneas a la modelación; [Pb]=5 mg/l.



Cuadro 5. Reacciones y parámetros considerados en las simulaciones de la distribución de plomo en agua-sedimento-biota del lago de Chapala.

Parámetro	Reacción/condición
Reacciones con agua ¹	SOH = SO ⁻ + H ⁺ (log K= -8.5) SOH + H ⁺ = SOH ₂ ⁺ (log K= 5.5)
Reacciones con electrolito ¹	SOH + Na ⁺ = SO ⁻ Na ⁺ + H ⁺ (log K= -5.2) SOH + H ⁺ + Cl ⁻ = SOH ₂ ⁺ -Cl ⁻ (log K= 7.9)
Reacción de adsorción en bacteria	SOH + H ₂ O + Pb ²⁺ = SO ⁻ PbOH ⁺ + H ⁺ (log K= 1.0)
Reacción de adsorción en sedimento ²	FeOH + Pb ²⁺ = FeOPb ⁺ + H ⁺ (log K= 4.65)
pH	6 - 9 (Δ pH 0.5)
Electrolito	NaCl
Salinidad (mol/l)	0.05
Concentración de bacteria (mg/l)	0.1 - 100
Concentración de sedimento (mg/l)	10 - 10,000
Concentración de plomo (mg/l)	0.002 - 2

¹ Hansen y Maya (1997).

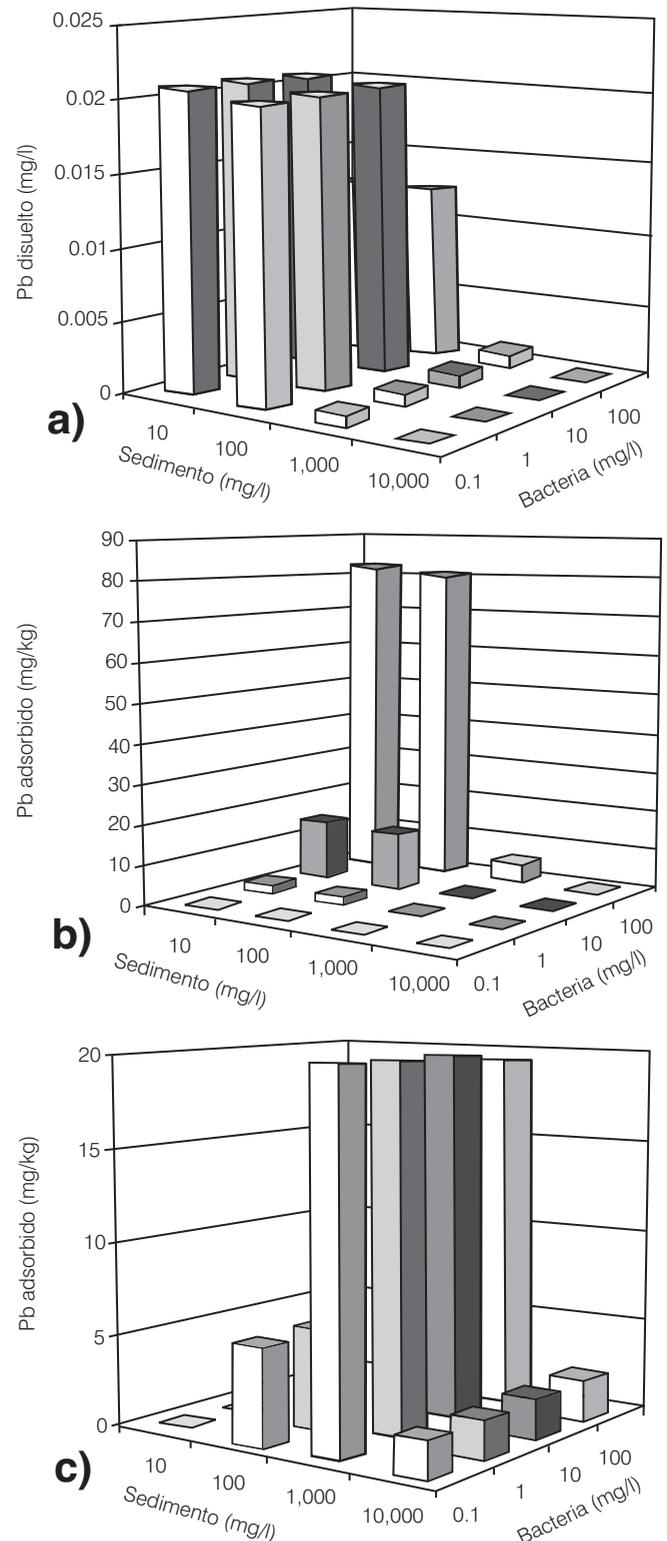
² Dzombak y Morel (1990).

sólidos suspendidos totales para el lago, que varían entre 19 y 159 mg/l. Hansen y van Afferden (2004b) estimaron que las concentraciones de sólidos suspendidos podrían llegar hasta 74,000 mg/l al resuspenderse una capa de 5 cm de sedimentos bajo la acción de fuertes vientos. En este trabajo se simularon concentraciones de sedimentos suspendidos, que varían entre 10 y 10,000 mg/l.

Para definir el intervalo de plomo en las simulaciones, se supuso que el plomo es suministrado por los sedimentos depositados en el fondo del lago. Para ello se partió del promedio de la concentración del metal reportada a partir de 22 muestras de sedimentos del lago (17.4 mg/kg; Hansen y van Afferden, 2001). Con esta concentración y considerando las variaciones en sedimentos suspendidos, se calculó que el plomo puede variar entre 0.002 y 0.2 mg/l, dependiendo del grado de resuspensión de los sedimentos. Adicionalmente se realizó una simulación considerando la presencia de una fuente adicional de plomo, que aumentaría localmente la concentración de plomo total en el sistema con un factor de 10, a 2 mg/l.

Las concentraciones de bacteria simuladas varían entre 0.1 y 100 mg/l; en este intervalo se encuentra la biomasa reportada por Dávalos-Lind *et al.* (1992) de

Ilustración 4. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimento-biota del lago de Chapala; distribución de plomo a) disuelto, b) adsorbido en bacterias y c) adsorbido en sedimentos; [Pb] = 0.02 mg/l.



Cuadro 6. Simulación de la distribución de plomo en agua-sedimento-biota del lago de Chapala.

Plomo (mg/l)	Bacteria (mg/l)	0.1			1			10			100		
	Sedimento (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)	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	1,391	2.05	4.14	6,710	1.40
	100	503	0.00	2.00	503	165.6	2.02	500	1,359	2.00	350	6,618	1.37
	1,000	1,966	0.00	0.10	1,966	0.00	0.10	1,965	74.5	0.10	1,907	633	0.10
	10,000	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
	1,000	199	0.00	0.008	199	0.00	0.008	199	5.80	0.008	194	50.7	0.008
	10,000	20.7	0.00	0.00	20.7	0.00	0.00	20.7	0.00	0.00	20.7	0.06	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
	1,000	19.93	0.00	0.001	19.92	0.00	0.001	19.92	0.56	0.001	19.5	4.96	0.001
	10,000	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	0.17	0.002	0.54	1.44	0.002	0.33	8.07	0.001
	1,000	1.99	0.00	0.00	1.99	0.00	0.00	1.99	0.06	0.00	1.95	0.49	0.00
	10,000	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: 2.86×10^{-3} mg/l, para uso pecuario: 0.1 mg/l (CNA, 1990); para uso y consumo humano: 0.05 mg/l (SSa, 2000).

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

0.178 mg C/l para el año 1989. A partir de la fórmula para materia orgánica ($C_6H_{12}O_6$), se estimó que esta biomasa bacteriana equivale a 0.445 mg/l de biomasa total. 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 0.25 mg/l, respectivamente. Por lo tanto, los rangos de concentraciones empleadas en las simulaciones representan diferentes situaciones de cuerpos de agua. La concentración de 100 mg/l de bacteria que se utilizó en las simulaciones es un caso extremo y quizás improbable en un lago.

En el cuadro 6 y en la ilustración 4 se presentan los resultados de la simulación de la distribución de plomo en agua, sedimentos y bacterias, bajo diferentes escenarios dentro de los intervalos definidos.

Plomo disuelto: considerando los sedimentos como principal fuente de plomo y bacterias en el sistema, la concentración disuelta de este metal variaría entre 0.001 y 0.2 mg/l, dependiendo del grado de resuspensión de los sedimentos resuspendidos. En la ilustración 4 se presentan las simulaciones de la distribución de plomo en el sistema suponiendo una concentración de plomo total de 0.02 mg/l. Se observa que bajo estas condiciones y cuando el contenido de sedimentos es menor a 100 mg/l,

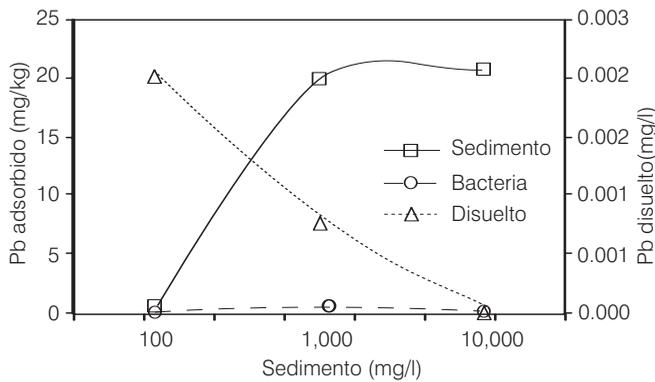
el plomo disuelto rebasa el límite para protección de la vida acuática de 2.86×10^{-3} mg/l, para uso pecuario de 0.1 mg/l (DOF, 1990) y de 0.05 mg/l para uso y consumo humano (DOF, 2000) (cuadro 6 e ilustración 4a).

Las simulaciones sugieren que la concentración de plomo disuelto tiende a aumentar en el sistema cuando es baja la concentración de sedimento en suspensión (cuadro 6). Esto podría ocurrir si aumenta el volumen de agua en el lago, pues esto disminuiría el efecto del viento sobre el fondo del lago y se ocasionaría menor resuspensión de sedimentos. Probablemente, lo anterior se contrarresta con los escurrimientos pluviales, que arrastran sedimentos en suspensión hacia el lago y aumentan la concentración de este sólido.

A partir de la concentración promedio de plomo en sedimentos de 17.4 mg/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 0 mg/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

Ilustración 5. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias del lago de Chapala con la relación sedimento-bacteria-plomo 100:1:2x10⁻³.



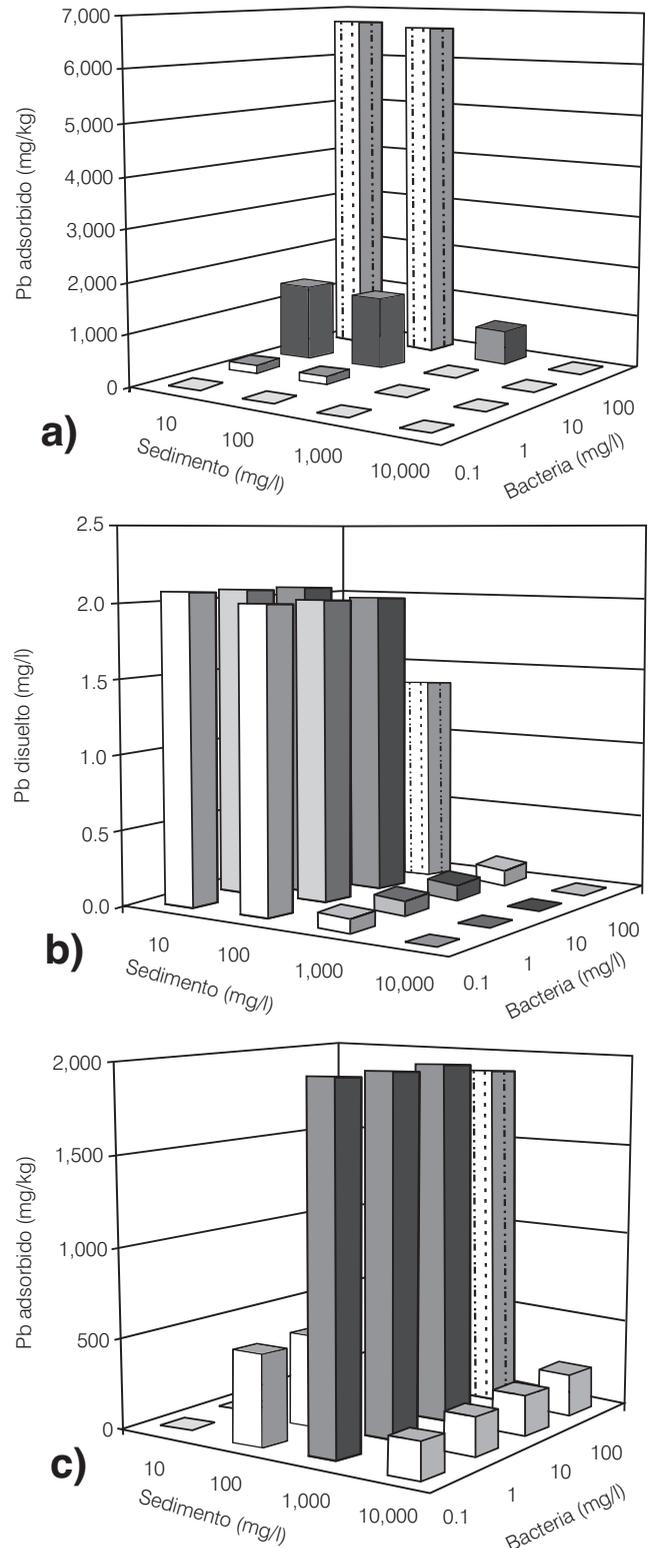
a 2 mg/l, las simulaciones indican que el plomo disuelto variaría entre 0 y 2 mg/l (ilustración 6b) y de esta manera se superan los límites para la protección de la vida acuática (2.86×10^{-3} mg/l; DOF, 1990), y para uso y consumo humano (0.05 mg/l; DOF, 2000) cuando la concentración de sedimento es menor a 1,000 mg/l, mientras que el límite para uso pecuario (0.1 mg/l; DOF, 1990) se supera para concentraciones de bacteria menores a 10 mg/l (cuadro 6).

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 1,000 mg/l (ilustración 4c), independientemente de la concentración de plomo y de bacteria (cuadro 6). Bajo estas condiciones, las concentraciones de plomo adsorbido en los sedimentos varían entre 0.2 y 199 mg/kg.

La CCME (1999) ha establecido que el límite de plomo en sedimento para evitar los probables efectos adversos (PEL, por sus siglas en inglés) es de 91.3 mg/kg. Este límite se rebasaría si la concentración de sedimentos fuese de 1,000 mg/l, y la de plomo total de 0.2 mg/l (cuadro 6). Cabe aclarar que probablemente esta concentración de sedimentos suspendidos se alcanzaría sólo durante eventos de vientos extremos como un huracán.

De modo paralelo al plomo, se puede identificar una relación típica sedimento-bacteria de 100:1 mg/l (según la biomasa arriba estimada y CNA, datos no publicados) en el lago. Si se mantienen fijas ambas relaciones –siendo la relación sedimento-plomo 100:2x10⁻³ mg/l (Hansen y van Afferden, 2001 y CNA, datos no publicados)–, el plomo adsorbido en el sedimento varía entre 0.5 y 20 mg/kg (ilustración 5), con lo que no se supera el límite anteriormente mencionado.

Ilustración 6. Simulación de la adsorción de plomo en agua-sedimentos-bacterias del lago de Chapala; distribución de plomo a) disuelto, b) absorbido en bacterias y c) absorbido en sedimentos; [Pb] = 2 mg/l.



Bajo la suposición de una fuente adicional de plomo que eleva su concentración total a 2 mg/l, el plomo adsorbido en los sedimentos varía entre 4 y 1,966 mg/kg (ilustración 6c). Como se observa en el cuadro 6, bajo este escenario, el plomo adsorbido en sedimentos supera el límite PEL (91.3 mg/kg; CCME, 1999) cuando las concentraciones de sedimentos suspendidos son superiores a 100 mg/l.

Plomo adsorbido en bacterias: la adsorción de plomo en bacteria ocurre principalmente cuando la concentración de los microorganismos es de 10 y 100 mg/l y la de sedimentos, de 10 y 100 mg/l (ilustración 4b). Bajo estas condiciones, el plomo adsorbido en bacterias varía entre 14 y 80 mg/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 1 mg/kg para peces, moluscos y crustáceos. De esta manera, los intervalos de plomo adsorbido por bacterias sobrepasan en algunos casos este límite (cuadro 6).

Con una relación sedimento-bacteria de 100:1 mg/l, calculada a partir de la estimación de biomasa, expresada como $C_6H_{12}O_6$ a partir del reporte de biomasa de 0.2 mg de C/l (Dávalos-Lind *et al.*, 1992) en el lago, los resultados sugieren que el plomo adsorbido en bacterias varía entre 0.06 y 0.5 mg/kg (ilustración 5), con lo cual no se rebasa el límite anteriormente señalado (cuadro 6).

Las simulaciones realizadas indican que el plomo adsorbido por bacterias podría ascender hasta 6,766 mg/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 100 mg/l y la concentración de bacteria superior a 1 mg/l (ilustración 6a), siendo esta última una condición poco probable para el lago.

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 eslabones de la cadena trófica del lago. Para analizar este proceso se calcularon los factores de biomagnificación (BMF) (cuadro 7) y de bioconcentración (BCF) (cuadro 8) 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; EXTOXNET, 2004)

se estimó como la relación entre la concentración del plomo en algunos peces (n) y la concentración adsorbida simulada en bacterias ($n-1$).

$$BMF = \frac{\text{Pb en el organismo } n \text{ (mg/kg)}}{\text{Pb en el organismo } n-1 \text{ (mg/kg)}} \quad (2)$$

Se calculó este factor para los escenarios más probables del lago, en cuanto a concentración de biomasa, sedimentos suspendidos y plomo total se refiere (cuadro 7). 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*).

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 (1,000 mg/l de sedimentos suspendidos).

Bioconcentración del plomo: el factor de bioconcentración (BCF por sus siglas en inglés; CC.OO, 1999) se estimó como la relación entre la concentración de plomo en los organismos y la concentración de plomo disuelto (cuadro 8).

$$BCF = \frac{\text{Pb en el organismo (mg/kg)}}{\text{Pb en el medio (mg/l)}} \quad (3)$$

Las concentraciones de plomo en tejido de los peces fueron las arriba mencionadas 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 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 disminuye el plomo total en el sistema (cuadro 8). Esto se explica porque a medida que aumenta la concentración de sedimentos, o disminuye el plomo total en el sistema, bajan las concentraciones de plomo disuelto (cuadro 6) y el factor de bioconcentración se incrementa.

Implicaciones del plomo en el sistema agua-sedimento-biota del lago de Chapala: a partir de las simulaciones realizadas se puede observar que el plomo disuelto representa un riesgo para las comunidades que utilizan agua del lago sólo si cambia la relación sedimentos-bacterias-plomo (100:1:2x10⁻³ mg/l) que se identificó en este estudio. Esto podría ocurrir por una resuspensión elevada de sedimentos o por una excesiva precipitación de sólidos

Cuadro 7. Factores de biomagnificación (BMF) calculados para charal, tilapia y carpa en el lago de Chapala.

	[Bacteria] (mg/l)	1				10			
[Pb] total (mg/l)	[Sedimento] (mg/l)	[Pb] en bacteria (mg/kg)	BMF charal	BMF tilapia	BMF carpa	[Pb] en bacteria (mg/kg)	BMF charal	BMF tilapia	BMF carpa
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
	1,000	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
	1,000	0.00				0.559	0.179	7.335	8.589

Cuadro 8. Factores de bioconcentración (BCF) calculados para bacteria, charal, tilapia y carpa en el lago de Chapala.

	[Bacteria] (mg/l)	0.1				1				10			
[Pb] total (mg/l)	[Sedimento] (mg/l)	BCF bacteria	BCF charal	BCF tilapia	BCF carpa	BCF bacteria	BCF charal	BCF tilapia	BCF carpa	BCF bacteria	BCF charal	BCF tilapia	BCF carpa
0.2	10	0.00	0.48	19.8	23.2	80.0	0.48	19.8	23.2	714	0.49	19.9	23.4
	100	0.00	0.49	20.3	23.8	82.1	0.50	20.3	23.8	713	0.50	20.5	24.0
	1,000	0.00	12.5	515	603	0.00	12.6	516	604	729	12.6	516	604
0.02	10	0.00	4.83	198	231	80.0	4.83	198	232	718	4.87	199	234
	100	0.00	4.96	203	238	82.2	4.96	203	238	718	4.99	205	240
	1,000	0.00	129	5,290	6,193	0.00	129	5,290	6,193	721	129	5,292	6,195

en suspensión. Otra forma sería que en el futuro hubiera nuevas descargas de plomo o se presentaran proliferaciones de bacterias. La resuspensión elevada de sedimentos puede ocurrir por la acción de fuertes vientos, en especial cuando el lago tiene bajos volúmenes, o también por la turbulencia causada por los motores de las embarcaciones que circulan por el lago. Sin embargo, dados los volúmenes más bajos que ha presentado el lago en los últimos treinta años, las concentraciones promedio de sedimentos no han sido lo suficientemente elevadas como para cambiar la relación anteriormente mencionada, 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 estas descargas. En cuanto a la proliferación de bacterias, ésta podría ocurrir en algunas zonas o sectores del lago como resultado de un aumento en las concentraciones de materia orgánica y/o nutrientes (por descargas de éstos) o por la disminución de la turbiedad como resultado de la floculación/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 en los sedimentos del fondo, el plomo adsorbido en los sedimentos suspendidos, el plomo adsorbido en las bacterias y el plomo disuelto en el agua. 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 utilizan 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 los factores de biomagnificación son muy bajos y pueden explicarse por la dieta variada que tienen las especies de peces empleadas en el análisis. Cabe mencionar que los escenarios concretos donde se observa una biomagnificación más elevada de plomo en tilapia y carpa (1,000 mg/l de sedimentos suspendidos) sólo son probables para este cuerpo de agua bajo la acción de fuertes vientos y consecuente resuspensión de sedimentos, que en los últimos treinta años no se han presentado.

En cuanto al riesgo que representa el plomo disuelto, se puede decir que debido a que el plomo permanece adsorbido en los sedimentos, el metal seguirá estando presente en el lago de Chapala, incluso cuando se reduzcan o eliminen las descargas a éste.

Teniendo en cuenta que con las simulaciones se observó que el plomo se encuentra principalmente adsorbido en los sedimentos y sabiendo que éstos sí son removidos del agua durante el tratamiento de potabilización, entonces la exposición de las personas al plomo, 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 al límite máximo permisible (0.05 mg/l; DOF, 2000).

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: pH < 2 (prácticamente imposible para el lago de Chapala, donde el pH es alrededor de ocho y los minerales arcillosos, que forman parte de los sólidos suspendidos en el agua, tienen gran capacidad para amortiguar los cambios de pH); aumento de la salinidad y dureza (sólo por descargas puntuales de elevadas concentraciones de estos parámetros), y descargas de EDTA y NTA que formen complejos muy fuertes con el plomo (lo cual es posible, dado que éstos se pueden encontrar en las descargas de aguas residuales).

Conclusiones

Las simulaciones realizadas bajo diferentes escenarios, que reflejan las variaciones del volumen de agua del lago de Chapala, indican que la distribución del plomo en el sistema agua-sedimentos-biota del lago está influida, principalmente, por la concentración de estos sólidos.

Al bajar el volumen del lago y aumentar la concentración de sedimentos suspendidos por acción del viento,

disminuye la adsorción de plomo en las bacterias y el plomo disuelto. Sin embargo, es posible que con la disminución del volumen del lago, se produzca un aumento en la concentración de sólidos disueltos totales y de la dureza, lo cual ocasionaría una floculación y precipitación de los sedimentos suspendidos, incrementando así la entrada de luz al cuerpo de agua, favoreciendo con ello el aumento de la biomasa de algas y, como consecuencia, de las bacterias también.

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

Siendo el agua y los peces los principales recursos que se explotan del lago, el riesgo de que las poblaciones humanas sean expuestas al plomo depende de: 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 la planta de tratamiento de agua.

Se observa que la tendencia general que tiene la magnificación del plomo en eslabones de la cadena trófica está en función del aumento en las concentraciones de biomasa bacteriana y de las especies estudiadas. Por su parte, la tendencia de la concentración de plomo está relacionada con las concentraciones de sedimentos o de plomo total en el lago.

El que el plomo permanezca adsorbido en los sedimentos significa que el metal seguirá estando presente en el lago de Chapala, aun cuando se reduzcan o eliminen las descargas 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 Julia Carabias, Marisa Mazari y Yolanda López Vidal, de la UNAM, por sus valiosos comentarios en la integración y discusión de los resultados y por las facilidades prestadas para el aislamiento y la determinación de cepas bacterianas; a Jesús Amezcua, de la Comisión Nacional del Agua, por las facilidades y el apoyo prestados durante el muestreo; a Rosa Angélica Guillén y Franklin Torres Bejarano, del IMTA, por la asesoría durante la etapa experimental, y la elaboración de cuadros e ilustraciones.

Recibido: 20/11/2004
Aprobado: 03/08/2005

Referencias

- AYLA JAY, J. y FORD, T. *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*. Nueva York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2001, pp. 123-136.
- 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).
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. En *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*. [en línea] cm.coe.int/ta/res/1996/96xp4.html, 1996.
- CNA-IMTA. Comisión Nacional del Agua – Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. *Banco nacional de datos de aguas superficiales (BANDAS). Hidrometría y sedimentos hasta 1999*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2000.
- CORTÉS, J.E., CALDERÓN, C., MONTELLANO, L. y GONZÁLEZ, A. *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.
- DAVALOS-LIND, L., SADA, R., GUERRA, A., VELARDE, G., OROZCO, L. J., CHRZANOWSKI, T. y LIND, O. La producción bacteriana y su importancia en la cadena trófica en el lago de Chapala. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. 7, 1992, pp. 30 –36.
- DOF. *Criterios ecológicos de calidad del agua*. CE-CCA-001/89. CNA. Comisión Nacional del Agua. Diario Oficial de la Federación. Enero, 1990.
- DOF. Salud ambiental. Agua potable para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 SSA. Secretaría de Salud. Diario Oficial de la Federación. Noviembre 22, 2000.
- DZOMBAK, D. A. y MOREL, F. M. M. *Surface complexation modeling. Hydrous ferric oxide*. Nueva York: John Wiley and Sons, 1990, pp. 107.
- EXTOXNET. *Extension Toxicology Network. Toxicology Information Briefs*. (En línea). Disponible en world wide web: <http://extoxnet.orst.edu/tibs/bioaccum.htm> (citado en 2004).
- FEIN, J. B., DAUGHNEY, C. J., YEE, N. y DAVIS, T. A chemical equilibrium model for metal adsorption onto bacterial surfaces. *Geochemica et Cosmochemica Acta*. Vol. 61, 1997, pp. 3319-3328.
- FORD, T. y RYAN, D. Toxic metals in aquatic ecosystems: a microbiological perspective. *Environ. Health Perspect.* Vol. 103, suppl. 1, 1995, pp. 25-28.
- FOWLE, D. A. y FEIN, J. B. Competitive adsorption of metal cations onto two gram positive bacteria: Testing the chemical equilibrium model. *Geochemica et Cosmochemica Acta*. Vol. 63, 1999, pp. 3059-3067.
- FURTADO, A. L., CASPER, P. y ESTEVES, F. A. Bacterioplankton abundance, biomass and production in a Brazilian coastal lagoon and two German lakes. *An. Acad. Bras. Ci.* Vol. 73, 2001, pp. 39-49.
- HANSEN, A. M. *Metales pesados en el sistema Lerma-Chapala: distribución y migración*. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. 7, 1992, pp. 92-98.
- HANSEN, A. M. y VAN AFFERDEN, M. Toxic substances. Sources accumulation and dynamics. En: HANSEN, A. M. y M. van AFFERDEN. (eds) *The Lerma-Chapala Watershed. Evaluation and Management*. Nueva York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2001, pp. 95-121.
- HANSEN, A. M. y VAN AFFERDEN, M. El lago de Chapala: destino final del río Lerma. En: JIMÉNEZ, B. y MARIN, L. (eds.) *El futuro del agua en México*. Academia Mexicana de Ciencias. 2004a, pp. 117-136.
- HANSEN, A.M. y VAN AFFERDEN, M. Modeling cadmium concentration in water of lake Chapala, México. Aceptado para publicación *Aquatic Sciences*. Vol 66, 2004b, pp. 266-273.
- HANSEN, A.M. y MAYA, P. Adsorption-desorption behaviours of Pb and Cd in lake Chapala, Mexico. *Environmental International*. Vol. 23, 1997, pp. 553-564.
- HERRERA, M., MOYA, T., VARGAS, A., HERRERA, M., HERRERA, J. F. y MARIN, J. P. *Aislamiento de cepas de Escherichia spp. diferentes de Escherichia coli en el Hospital Nacional de Niños de 1995 a 2000*. *Rev. Med. Hosp. Nac. Niños (Costa Rica)*. Vol. 36, 2001.
- KRIEG, N. R. (ed). *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Vol I. Baltimore: Williams & Williams. 1984.
- LIMÓN, J., LIND, O., VODOPICH, D., DOYLE, R. y TROTTER, B. Long-and short-term variation in the physical and chemical limnology of a large, shallow, turbid tropical lake (Lake Chapala, Mexico). *Archiv fur Hydrobiol.* 83 (Monogr. Beit.). Vol. 1, 1989, pp.57-83.
- LIND O. T. y DÁVALOS-LIND, L. Interaction of water quantity with water quality: the Lake Chapala example. *Hydrobiología*. Vol. 467, 2002, pp. 159-167.

- MAYA, P. y HANSEN, A. M. Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del lago de Chapala. *Ingeniería hidráulica en México*. Vol. 10, 1995, pp. 35-42.
- NEGRETE, P. y ROMERO, J. *Métodos en microbiología acuática*. México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana – Xochimilco. 1995.
- PAPÉLIS, C., HAYES, K. F. y LECKIE, J. O. *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. Stanford: Dept. Civil Eng., Stanford University, 1988.
- SCHNOOR, J. L. *Environmental modelling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil*. Nueva York: Wiley Interscience, 1996, pp. 154-155.
- SHINE, J. P., RYAN, D. K. y FORD, T. Annual cycle of heavy metals in a tropical lake- Lake Chapala, Mexico. *J. Environ. Sci. Health*. A33, 1998, pp. 23-43.
- SMALL, T. D., WARREN, L. A., RODEN, E. E. y FERRIS, F. G. Sorption of strontium by bacteria, Fe (III) oxide, and Bacteria-Fe(III) oxide composites. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 33, 1999, pp. 4465-4470.
- SNEATH, P. H. A. (ed). *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Vol II. Baltimore: Williams & Williams. 1986.
- VAN AFFERDEN, M. y HANSEN, A. M. Forecast of lake volume and salt concentration in Lake Chapala, Mexico. *Aquatic Sciences*. Vol. 66, 2004, pp. 257-265.

Abstract

HANSEN, A., VILLA-NAVIA, A. & VAN AFFERDEN, M. Scenarios of the distribution of lead in water, sediments and bacteria of lake Chapala, Mexico. Hydraulic engineering in Mexico (in Spanish). Vol. XXI, no. 2, April-June, 2006, pp. 43-56.

To evaluate the distribution of lead in the natural resources of lake Chapala, the adsorption of this metal in bacteria was analyzed and, through published data and the application of a chemical equilibrium model, the risk associated with the consumption of fish and water was estimated. Adsorption experiments of lead in three bacterial strains and simulations of the distribution of lead in the water-sediment-bacteria system indicate that the distribution of lead in the lake depends on variations of water quality such as suspended solids, lead and biomass concentrations. Considering only the lead contained in the bottom sediments, the simulations suggest that concentrations do not exceed the limits nor the criteria for use and protection of water, sediments, and biota. Considering an additional source of lead that locally increases the concentration by a factor of ten, the amount of lead in water and sediments may exceed these limits. The bioaccumulation of lead in lake Chapala was evaluated through calculation of bioconcentration and biomagnification factors, using simulated and published data on lead in fish (Ayla Jay y Ford, 2001). The results indicate that lead may be concentrated 721 and 6,195 times in bacteria and fish, respectively. Furthermore, bioaccumulation of lead in the lake may occur mainly as bioconcentration in fish rather than biomagnification in the food chain.

Keywords: chemical equilibrium model, adsorption, bioaccumulation, *Escherichia coli*, *Staphylococcus lugdunensis*, *Pseudomonas stutzeri*.

Dirección institucional de los autores:

Anne M. Hansen
Manfred van Afferden

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua,
Paseo Cuauhnáhuac 8532,
62550 Jiutepec, Morelos, México,
ahansen@tlaloc.imta.mx

Adriana Villa Navia

Interventor Ambiental de Occidental de Colombia, Inc.
Dirección: TV 30#155-61 casa 3, Barrio Villa Magdala,
Bogotá, Colombia