



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

## FACULTAD DE CIENCIAS

Evaluación in situ del efecto biológico de metales  
pesados en el ajolote Ambystoma mexicanum.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

ELENA SHEREZADA GONZÁLEZ RENDÓN



Tutora: Ruth Cecilia Vanegas Perez

2006



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.

## **Dedicatoria**

Este trabajo se lo dedico a quienes son parte fundamental en mi vida, a quienes quiero con todo mi corazón, a mis seres especiales.

A mi mamá, por sus cuidados, desvelos y preocupaciones, por todos los sacrificios que hizo para yo poder estudiar Biología en la Facultad de Ciencias.

A mi papá, por inculcarme el respeto y cariño a la UNAM, por todos los valores que grabaste en mi corazón.

A mi compañero, amigo y pareja, Ángel por ser mi complemento y la llave que prende la maquinaria la cual me alienta a seguir. Por todo su apoyo, confianza y amor.

A Charly mi hermano, por que ser parte de mi existir, por el cariño que siempre me ha brindado.

A mi amiga Adrianita, por todos los obstáculos que hemos superado juntas, por tu sinceridad y cariño.

## **Agradecimientos.**

Agradezco a todos, Instituciones y personajes, quienes me apoyaron en la realización de este trabajo, el cual es solo una muestra del conjunto de aprendizajes y experiencias compartidas. Muchas gracias.

A la UNAM

A la Facultad de Ciencias

A la Unidad de Enseñanza de Biología

A mi asesora y amiga la Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez, por guiarme y acompañarme en esta aventura, por creer en mí.

A mis sinodales: Dra. Silke Cram, Dra. Irma Rosas, M en C. Sebastián Zúñiga, Biól. Jesús Serrano, por sus importantes contribuciones, no solo en este trabajo sino también en mi formación crítica y científica.

A todos los miembros del laboratorio la Dra. Cecy Robles, Luz, Susy, Eugenio, Dra. Gullermina Alcaraz, M. en C. Maribel Badillo, Karla, Araceli, por su apoyo en toda la realización de este trabajo, por enseñarme a trabajar en el laboratorio, por cada vez que me alentaron a seguir adelante, muchas gracias.

A la Unidad de Análisis Ambiental por permitirme realizar el análisis de las muestras.

Al Instituto de Geología, en especial a la Dra. Cristina Siebe, y al M. en C. Manuel Hernandez por ayudarme y enseñarme a analizar las muestras de suelos. A la Dra. Lucy por su apoyo en la evaluación de las concentraciones de aniones.

A quienes colaboraron conmigo en este trabajo, a Lindsay, Cesar y Chestin, por su amistad y apoyo en el mantenimiento de los organismos.

Al Sr. Jesús Saenz Coordinador de Servicios Generales y a su equipo de colaboradores, por su apoyo en la elaboración de las jaulas para el transplante de los organismos, y sobre todo por su constante preocupación en mi formación. Muchas gracias Don Chucho.

A la Delegación Xochimilco por su apoyo en el transporte y cuidado de las jaulas.

A cada uno de los maestros que participaron en mi formación académica, desde la Mis Martha quien me enseñó a leer, hasta cada uno de mis profesores de la Licenciatura.

A todos mis amigos. A los que han convivido conmigo desde hace muchos años, quienes son casi mis hermanitos, en especial al Biocho, también a quienes compartieron conmigo la estancia en la facultad, a Pera, Gaby, Vianey, Serch y Pedro.

# Tabla de Contenido

## 1. Introducción

## 2. Antecedentes

- 2.1. Cuenca de México
- 2.2. Lago de Xochimilco
  - 2.2.1. Geología
  - 2.2.2. Hidrología y clima
  - 2.2.3. Fauna acuática
  - 2.2.4. Aporte de contaminantes. Metales pesados
- 2.3. Especie de estudio

## 3. Justificación y planteamiento del problema

## 4. Objetivos

- 4.1 Objetivo general
- 4.2 Objetivos particulares

## 5. Hipótesis.

## 6. Materiales y Métodos

- 6.1. Obtención y mantenimiento de organismos
- 6.2. Ubicación de los sitios de estudio
- 6.3 Transplante de los organismos.
- 6.4. Caracterización de los sitios de estudio.
- 6.5. Respuestas biológicas.
  - 6.5.1. Crecimiento.
  - 6.5.2. Índice Hepatosomático.
  - 6.5.3. Factor de Condición.
- 6.6. Cuantificación de metales pesados.
- 6.7. Análisis Estadístico.

## 7. Resultados

- 7.1. Parámetros fisicoquímicos
- 7.2. Relación de los metales pesados con los parámetros fisicoquímicos del medio
- 7.3. Concentración de metales pesados en agua y sedimento.
  - 7.3.1. Metales esenciales
  - 7.3.2. Metales sin función biológica conocida
- 7.4. Relación entre la concentración de metales pesados en agua y sedimento y la acumulación hepática de *Ambystoma mexicanum*.
- 7.5. Respuestas biológicas. Relación con la acumulación hepática de metales.

## 8. Discusión

## 9. Conclusiones

## 10. Consideraciones Finales.

## 11. Bibliografía

## 12. Anexos

## RESUMEN

El actual deterioro de las poblaciones del ajolote mexicano *Ambystoma mexicanum* particularmente en la zona lacustre de Xochimilco, puede ser consecuencia de numerosas actividades antropogénicas entre ellas la destrucción y modificación del hábitat, la colecta inmoderada de especímenes, la introducción de especies alóctonas, así como el aporte de contaminantes por descargas urbanas y actividades agrícolas, que incluyen entre otros, plaguicidas y metales pesados. El objetivo de este estudio fue determinar en *Ambystoma mexicanum* el efecto adverso de la exposición *in situ* a contaminantes ambientales, particularmente a los metales pesados, a través de la evaluación de marcadores de efecto (Incremento relativo en peso, Incremento relativo en longitud, Índice de condición e Índice hepatosomático) y su relación con la acumulación hepática y la presencia de metales en su medio (agua y sedimento). Este es el primer estudio de esta naturaleza que se realiza en la especie y en esta zona lacustre. El estudio se efectuó en juveniles de la especie, transplantados en 4 sitios seleccionados de los canales de Xochimilco (Puente de Urrutia, Apatlaco, Laguna de la Asunción y la Draga) y sujetos a aportes diferenciales de contaminantes entre ellos los metales pesados. La mayor concentración de los metales (esenciales y sin función biológica conocida) analizados se cuantificó en los sedimentos y se relacionó con la materia orgánica; en casi todos los casos, las concentraciones sobrepasaron los valores establecidos como de riesgo de exposición crónica para la biota acuática (NOAA, 1999; CEQG, 2003). La acumulación hepática, utilizada como un indicador de la disponibilidad de los metales, se relacionó con la concentración de los metales en los sedimentos de los sitios más impactados. No obstante, sólo se observó un efecto significativo en la tasa de crecimiento (en función de la longitud patrón). Las demás respuestas biológicas evaluadas (índice de condición, índice hepatosomático y tasa de crecimiento en función del peso) no tuvieron una relación significativa con la bioacumulación ni con las concentraciones de los metales en el medio externo. Los niveles de los metales acumulados sugieren que *A. mexicanum* presenta mecanismos de desintoxicación al efecto adverso de estos contaminantes. Sin embargo la magnitud de los niveles registrados en los diferentes compartimentos ambientales estudiados (agua, sedimento y organismo) sugieren que las poblaciones de *A. mexicanum* están sujetas a un elevado riesgo potencial, por la presencia de metales pesados en su ambiente.

## **Evaluación *in situ* del efecto biológico de metales pesados en el ajolote *Ambystoma mexicanum*.**

### **1. Introducción**

Antes del surgimiento del estado Azteca en el año 1000 de nuestra era, el sistema lacustre de la Cuenca del Valle de México cubría aproximadamente 1500 km<sup>2</sup>, formado por cinco lagos someros, encadenados de norte a sur: Tzompanco, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco. En el presente, solo se conservan el lago de Chalco y los canales de Xochimilco, constituidos por una serie de canales de aproximadamente 184 Km. de longitud (Valdez, 1995).

Desde 1913 al iniciarse el bombeo del agua de los manantiales, de la cuenca del valle de México, con una extracción de 2 m<sup>3</sup>/s, el lago de Xochimilco empezó a resentir sus efectos al secarse sus ciénegas someras. A finales de los años cuarenta, se efectuó una extracción excesiva que se amplió hacia la ladera de la Sierra del Chichinautzin, llegando a alcanzar niveles de 10.8 m<sup>3</sup>/s y sólo gracias a las protestas de los campesinos pudo atenuarse la extracción desmedida del agua (Rojas, 1990). A fin de contribuir al restablecimiento hidráulico del sistema en 1959 se autoriza la canalización de agua de drenaje tratada en la planta de Aculco - Coyoacán al lago de Xochimilco, ocasionando un cambio en la calidad de agua del cuerpo lacustre. Aunado a lo anterior, se suma el aporte de contaminantes diversos de origen antropogénico por las descargas domiciliarias, (provenientes tanto de asentamientos irregulares como del incontrolado crecimiento urbano en las áreas circundantes), por los arrastres de las lluvias que llegan de la Sierra del Chichinautzin (que incluyen drenajes no controlados de los pueblos de la parte alta) y, por el aporte de escorrentía superficial de fertilizantes y agroquímicos de las áreas de producción agrícola. Todo ello ha generado que la calidad del agua se vea seriamente afectada y por lo tanto, el hábitat de los organismos (Salinas, 1993).

Particularmente, el ajolote *Ambystoma mexicanum* es una especie endémica confinada a la cuenca del Valle de México. Desde la época prehispánica el ajolote era consumido por los aztecas, por su alto contenido proteico (Heralecky, 1990). Además este anfibio ha sido aprovechado con fines terapéuticos contra asma y bronquitis, uso que perdura hasta la fecha. (García, 2002). Dado el deterioro de las poblaciones de *A. mexicanum*, la especie se encuentra amenazada de extinción y por tanto está bajo protección especial según la Norma

Oficial Mexicana NOM-059-ECOL/1994 emitida en Diario Oficial. A la vez, su ubicación en el CITES (Convención Internacional sobre Especies Amenazadas) está siendo reconsiderada como especie en peligro de extinción (CITES, 2005).

Los factores particulares que han contribuido al deterioro de las poblaciones de *Ambystoma* son (Huacuz, 2002; Valiente, 2006) (Anexo 1, Tabla 1.1):

- 1) La destrucción y la modificación del hábitat que incluye la deforestación, los incendios, los proyectos urbanísticos, la sobreexplotación de acuíferos, la eliminación o modernización de áreas de riego, el relleno de charcas y su utilización como escombreras, la construcción de embalses y la canalización de ríos y aportes de agua.
- 2) La contaminación por residuos domésticos, agrícolas e industriales, que incluyen metales pesados, funguicidas, herbicidas e insecticidas entre otros.
- 3) Las enfermedades relacionadas con la contaminación microbiológica (fundamentalmente *Pseudomonas* sp. y *Aeromonas* sp.).
- 4) El deterioro de las condiciones fisicoquímicas del sistema, entre ellas la reducción del oxígeno disuelto y el incremento en la turbidez del ambiente acuático.
- 5) La colecta inmoderada de especímenes.
- 6) La introducción de especies alóctonas (exóticas) y con ellas parásitos, enfermedades y competencia trófica.
- 7) La depredación de huevos y estadios tempranos por parte de las especies introducidas.

El riesgo de la desaparición de las poblaciones de *Ambystoma mexicanum*, representa perder una especie con importancia histórica, científica, ecológica, alimentaria e incluso socioeconómica. Por lo que es, relevante investigar el estado del deterioro de las poblaciones del ajolote, profundizando a su vez en la afectación biológica de la especie por la presencia de los tóxicos ambientales en su medio.

Los estudios para valorar el efecto tóxico de xenobióticos y otros estresores ambientales en organismos acuáticos se han abordado en distintos escenarios: a) en pruebas de toxicidad en laboratorio donde los organismos son expuestos bajo condiciones controladas; b) en pruebas *in situ*, donde los organismos frecuentemente trasplantados de ambientes de menor impacto, son expuestos directamente en el lugar de estudio (p.ej. en jaulas o cámaras de

exposición) y donde no se ejerce ningún control sobre las condiciones ambientales y c) en organismos silvestres, de preferencia sésiles o con patrones de migración limitados, en los cuales las respuestas medidas reflejen las condiciones ambientales y/o de contaminación de los sitios de estudio (Espina y Vanegas, 1996).

El sistema lacustre de Xochimilco representa un ecosistema alterado de elevada complejidad debido a la variabilidad de las condiciones ambientales en los compartimentos agua/sedimento (profundidad, concentración de oxígeno, turbidez, partículas suspendidas, pH, materia orgánica, etc.) y a sus múltiples cambios e interacciones con los diferentes contaminantes vertidos al sistema (producto de los aportes directos e indirectos de los asentamientos irregulares, de las descargas de aguas tratadas y de las escorrentías provenientes de la Sierra del Chichinautzin).

En este escenario, los estudios de la evaluación *in situ* del efecto adverso de los estresores ambientales sobre los ajolotes (incluidos los metales pesados), adquieren una particular importancia ya que tienen una mayor relevancia ecológica que los bioensayos en condiciones controladas de laboratorio, al reflejar la integración de la variabilidad de los factores bióticos y abióticos y por lo tanto de las condiciones reales del medio (Jak, 1996; Sasson y Brickson, 1991). A la vez, se reduce o se minimiza el error de la manipulación de las muestras biológicas relacionadas con su colecta/captura y su mantenimiento/almacenamiento (Ireland *et al.*, 1996)

Por otra parte, los estudios *in situ* consideran todas las variables ambientales que ejercen un efecto adverso (ej. metales pesados; plaguicidas) y que posteriormente pueden ser consideradas en los estudios de laboratorio para profundizar en su efecto biológico y en sus mecanismos de acción (Maia *et al.*, 1998). Las pruebas *in situ* donde los organismos son transplantados de ambientes controlados a los sitios de estudio, permiten reducir la variabilidad genética, así como identificar el cambio en las respuestas biológicas de los organismos (bioquímicas/fisiológicas/conductuales) al someterlos a las condiciones reales del sistema.

Si bien los estudios en campo revisten una elevada complejidad dada la interacción múltiple de las variables bióticas y abióticas, la implementación y el desarrollo de biomarcadores de exposición y de efecto para valorar el impacto de la contaminación *in situ*, son herramientas

de suma importancia para evaluar la alteración biológica y efectuar un diagnóstico de las condiciones de salud del sistema. De manera global, los biomarcadores permiten la evaluación a nivel sub-organismo (ej. molecular, celular, bioquímico), organismo (ej. fisiológico, conductual) y supra-organismo (ej. población) del efecto adverso de tóxicos y otros estresores ambientales dando cuenta a su vez de la severidad del efecto y/o de los mecanismos de acción tóxica involucrados. De manera ideal, estos biomarcadores (de exposición y de efecto) deben establecer una relación causal entre la presencia del (los) tóxico (s) y sus efectos adversos; dar respuesta temprana “de aviso” del efecto de contaminantes y predecir efectos a niveles mayores de organización biológica (Depledge, 1989; Walker, 1995; Scherk *et al*, 1999).

La evaluación integral de biomarcadores de exposición y efecto, en conjunción con la cuantificación de los tóxicos asociados en el medio y en los organismos, se ha utilizado con éxito en programas de monitoreo y de la evaluación del impacto ambiental en la Laguna de Venecia, el Mar Negro y en ambientes costeros de Gran Bretaña (Galloway *et al.*, 2002a) así como en la Bahía de Hong Kong (Nicholson, 1999; Cheung *et al.*, 2001). Tales estudios han permitido identificar los contaminantes responsables de la degradación ambiental, identificar sitios de elevado riesgo y priorizar su manejo, así como monitorear acciones de remediación.

El concepto de biomarcador de efecto se basa en el estrés o el efecto biológico adverso se manifiesta en diferentes niveles de organización biológica, después del disturbio. Los efectos iniciales se observan, a nivel molecular/bioquímico con la inducción de sistemas de defensas celulares los cuales pueden actuar dando una respuesta adaptativa a la exposición. Sin embargo, si falla el proceso de defensa, los efectos adversos serán observados en los subsiguientes niveles de organización biológica (probablemente a nivel histológico o fisiológico), y donde el daño puede ser irreversible dependiendo de la magnitud e intensidad de la exposición y de la capacidad de respuesta del órgano o del sistema dañado. Si los mecanismos de defensa y/o compensación son permanentemente afectados o alterados, el crecimiento, la reproducción y/o la sobrevivencia de los individuos pueden verse afectados ocasionando, eventualmente, cambios en la población y probablemente en la comunidad (Schlenk, 1999).

Entre los biomarcadores de efecto, el crecimiento constituye una respuesta que integra la utilización de los recursos energéticos disponibles y por ende refleja la condición fisiológica global de los individuos (Gregg *et al*, 1990). Condiciones estresantes del medio incluidos los contaminantes, reducen el crecimiento de los organismos y en última instancia su sobrevivencia (Schlenk, 1999). En peces y anfibios, diversos estudios relacionan la reducción del crecimiento de los organismos con la bioacumulación de metales pesados (Berzins, 2001; Loumbardis *et al*, 1999; Eastwood *et al*, 2002).

En periodos de elevada disponibilidad de energía, los organismos acuáticos acumulan reservas energéticas en forma de glucógeno a nivel hepático, sustrato energético adicional al acumulado usualmente en tejido muscular como proteínas. Así, la talla relativa del hígado puede ser correlacionada con el estado nutricional del individuo y con su crecimiento, medición denominada Índice Hepatosomático (Grez *et al*, 1990), el cual ha sido utilizado ampliamente como un marcador biológico del efecto de tóxicos ambientales en peces (Eastwood *et al*, 2002)

De igual manera, el factor de condición de Fulton's o coeficiente de condición (K) en los organismos acuáticos aporta información valiosa del estado fisiológico global con base a la proporción peso – longitud y refleja indirectamente la disponibilidad de energía (muscular y hepática) de los individuos (Greg *et al*, 1990). Eastwood *et al* (2002) concluyen que el factor de condición es un bioindicador potencial del estrés en peces ocasionado por metales pesados.

En México, son limitados los estudios sobre las condiciones de las poblaciones naturales de *Ambystoma mexicanum*. La mayoría de estos estudios se han encaminado al estudio del ciclo de vida de la especie y a su manejo en condiciones de laboratorio enfocados, fundamentalmente a aspectos reproductivos y nutricionales (Heraclecky, 1990). Graue (1998)

realizó un estudio demográfico de la especie en los canales de Xochimilco. La detección de algunas especies patógenas en *Ambystoma mexicanum* han sido realizados por Redondo (1999) y Enastigue (2002). Cabe destacar el estudio de Valiente (*com. per.*, 2006) quién evaluó el efecto de especies de peces introducidas en los canales de Xochimilco (carpa y tilapia) en términos de las modificaciones físicas del habitat, la competencia y la depredación, en las poblaciones del ajolote *A. mexicanum*. No obstante, se desconocen los efectos del aporte de tóxicos ambientales sobre la especie y de que manera han contribuido al declive significativo de las poblaciones de ajolote en el lago de Xochimilco. Hasta este momento, el presente trabajo es el primer estudio de transplante realizado con anfibios acuáticos en México y particularmente en el ajolote *Ambystoma mexicanum*, especie endémica de los lagos del valle de México y sujeta a fuertes presiones por el deterioro de su habitat. Este estudio constituye un trabajo pionero con el cual se persigue contribuir a la determinación *in situ* del efecto biológico adverso de los xenobióticos ambientales, particularmente de los metales pesados, en *Ambystoma mexicanum* a través de la evaluación de biomarcadores de efecto.

## 2. Antecedentes.

### 2.1 Cuenca de México.

La Cuenca de México es una unidad hidrológica cerrada (actualmente drenada en forma artificial) con 7000 km<sup>2</sup> aproximadamente; su parte más baja se ubica a 2 240 m sobre el nivel del mar. Está rodeada en tres de sus lados por sierras volcánicas de más de 3 500 m de altitud (El Ajusco hacia el sur, la Sierra Nevada hacia el oriente y la Sierra de las Cruces hacia el poniente). Hacia el norte se encuentra limitada por una sucesión de sierras y cerros de poca elevación (Los Pitos, El Tepoztlán, Patlichique, Santa Catarina y otros); al sureste, se encuentran los picos más altos, Popocatepetl e Iztaccíhuatl (5465 y 5230 m.s.m. respectivamente) (Ezcurra, 1998). Geológicamente, la cuenca se encuentra dentro del Eje Volcánico Transversal, una formación del Terciario tardío de 20 a 70 km. de ancho, que atraviesa la República Mexicana desde el Pacífico hasta el Atlántico aproximadamente en dirección este – oeste (Mosser, 1987).

Antes del año 1000 el sistema lacustre del fondo de la cuenca cubría aproximadamente 1500 km<sup>2</sup>, constituido por cinco lagos someros encadenados de norte a sur: Tzompanco, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco. Los dos lagos del sur, Chalco y Xochimilco y los del norte, Tzompanco y Xaltocan, estos últimos eran algo más elevados y sus aguas escurrían hacia el cuerpo de agua central más bajo, Texcoco, donde la escurrentía de toda la cuenca se acumulaba, antes de evaporarse a la atmósfera. A la fecha la reducción del área lacustre es considerable y sólo se mantienen el lago de Chalco y los Canales de Xochimilco, este último con cerca de 189 km de longitud total (Valdez, 1995).

Se han reconocido grandes zonas ambientales con distintos tipos de vegetación y de fauna (Sanders, 1979):

- 1) El sistema lacustre, el cual representa un importantísimo sitio de refugio y alimentación para aves acuáticas migratorias.
- 2) Las costas salobres, cubiertas de plantas halófilas.
- 3) Los suelos aluviales profundos y pantanosos, cubiertos por cipreses y ahuehuetes (*Taxodium mucronatum*).
- 4) Los suelos aluviales someros, cubiertos por pastizales y magueyes (*Agave* sp.).
- 5) Los suelos aluviales elevados, con presencia de encinos (*Quercus* sp.) en las pendientes del sur y del suroeste y por huizaches (*Acacia* sp.) en las pendientes más secas del norte.

- 6) El piedemonte bajo, de suave pendiente y cubierto por bosques de encinos de hoja ancha.
- 7) El pie de monte superior, en laderas de más de 2 500 m de altitud y dominados por encinos, tepozanes (*Buddleia* sp.), alies (*Alnus* sp.) y madroños (*Arbustus xalapensis*).
- 8) El ambiente de las sierras, sobre los 2 700 m de altitud, que aún actualmente alberga amplias extensiones de pinos, oyameles (*Abies religiosa*), enebros (*Juniperus deppeana*) y zacatonos (pastos amacollados de varias especies).

## **2.2. Lago de Xochimilco.**

### **2.2.1. Geología.**

La formación geológica de la región lacustre donde se localiza el Area Natural Protegida (ANP) “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”, se remonta a finales del terciario superior y principios del cuaternario, cuando el drenaje de la parte sur del valle fue obstruido por la formación de una barrera volcánica (Sierra del Chichinautzin) que dio origen a la cuenca endorreica de México. La repentina obstrucción ocasionó que se depositaran materiales clásticos a pie de monte, los cuales progresivamente originaron la planicie de la cuenca. Producto de la continua erosión y el transporte de los materiales se puede encontrar todas las granulometrías desde las partes altas a las más bajas, acumulaciones que llegan a alcanzar espesores hasta 800 m debajo del área de estudio. (INECOL, SMA-CORENA, 2002).

Como efecto de los procesos geológicos, la formación predominante de los suelos de la región fue de tipo lacustre y palustre, cuyo material parental es una mezcla de los diferentes residuos que se han depositado y originado en la zona durante los períodos geológicos encontrándose, en primer término, productos de origen volcánico, posteriormente aluvial y finalmente orgánico, siendo este último el predominante. Los procesos de sedimentación lacustre han sido el resultado de la continua interperización y arrastre de los materiales parentales que de las partes más altas han descendido (debido a la inclinación Sur-Norte que presenta la zona) por los acarrees de las aguas a través de los años. El continuo proceso de arrastre y deposición de materiales dio origen a una llanura lacustre con acumulación de materiales principalmente de tipo limoso (Mooser, 1961; INECOL, SMA-CORENA, 2002).

### **2.2.2. Hidrología y clima.**

La delegación Xochimilco se ubica al sur del D.F. entre las coordenadas 19° 09' y 19° 19' de latitud norte y 98° 10' de longitud oeste (S.A.R.H.,1980). El clima predominante es templado subhúmedo con una temperatura anual de 16° C y una precipitación media anual entre 700 y 900 mm al año (Jáuregui, 1987).

Las precipitaciones en el área están concentradas en verano, mayormente de junio a septiembre; hay un pronunciado gradiente, desde áreas de gran cantidad de lluvias hacia el suroeste (aprox. 1 500 mm anuales), hasta el noroeste (cerca de 600 mm por año). Las temperaturas medias anuales en el centro de la cuenca son de aproximadamente 15° C, con una amplitud de 8° C entre las medias de verano e invierno. Las heladas nocturnas tienden a aumentar con la elevación y la aridez. (INECOL, SMA-CORENA, 2002)

Existen aún vestigios de su antigua composición lacustre al tener 189 km de canales. Sin embargo estos ya no son alimentados por manantiales sino por las plantas de tratamiento de agua ubicadas en el Cerro de la Estrella y en el poblado de San Luis Tlaxialtemanco (Salinas, 1993). En el presente la relevancia hidrología del lago de Xochimilco está dada por los innumerables zanjas y canales que limitan a las chinampas y sirven de comunicación entre los mismos (Valdez, 1995). Los canales más importantes de la zona son Chalco, Cuemanco, Nacional, Caltongo, San Cristóbal, el Bordo, Apatlaco, Japón, la Noria, Texhuilo. Entre las lagunas, las más relevantes son el Toro, la Virgen, Tlilac, Tlicuili, Tezhuilo, Caltongo y Xaltocan (Escobedo, 1987).

### **2.2.3. Fauna acuática.**

En la cuenca del Valle de México, cerca o dentro de los grandes cuerpos de agua, se encontraba una rica fauna de aves, reptiles, anfibios, peces e invertebrados acuáticos. Estos representaron durante mucho tiempo el recurso de proteínas animales. Incluía 22 especies de patos, gansos y cisnes, 3 especies de pelícanos y cormoranes, 10 especies de charlos y chichicuilotos y 9 especies de gallaretas y gallinetas de agua. (Stephan, 2002; Stephan *et al*, 2001; Rojas 1995). Las aves acuáticas que se encontraban y las que se encuentran todavía son en su mayoría migratorias y utilizan los grandes lagos del altiplano mexicano como sitio de refugio invernal.

El lago era también rico en peces de agua dulce; el grupo más abundante era el perteneciente al genero *Chirostoma* (*Ch. Humbaldianum* y *Ch. Jordan*). Se encontraba

también numerosos invertebrados acuáticos como artrópodos, acociles (*Cambarellus montezumae*) y chinches de agua (*Ahuautlea mexicana*). Dentro de los reptiles y anfibios, Escurra (1998) y Stephan (2002), citan siete especies de serpientes de agua (*Thamnophis sp.*), tres de tortugas (*Kinosternon integrum*, *K. Pennsylvanium* y *Onychotria mexicanum*), cinco especies de ranas y sapos y cuatro de ajolotes (*Ambystoma lacustri*, *A. mexicanum*, *A. Caralinae* y *A. Tigrinum*).

Durante los últimos cien años, las poblaciones de animales asociados a los lagos de la cuenca comenzaron a desaparecer rápidamente por el secado, la degradación y la contaminación de su hábitat. Para el “Programa de Manejo del Área Natural Protegida de los Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” (INECOL, SMA-CORENA, 2002), se efectuó una comparación entre los trabajos realizados sobre el Valle de México desde 1953 hasta 1999 y la información obtenida del estudio reflejó que en los últimos 40 años aumentó el número de especies introducidas en comparación con las especies nativas. De las especies que se encontraron, 11 se encuentran incluidas en alguna categoría de protección de acuerdo a la NOM-059-ECOL-2001, de las cuales dos están sujetas a protección especial, ocho amenazadas, dos son raras y cinco probablemente extintas. Actualmente la fauna de Xochimilco está compuesta por 139 especies, 21 de peces, 6 de anfibios, 10 de reptiles, 79 de aves y 23 de mamíferos. (RAMSAR, 2004). En particular las especies de anfibios del orden Anura registradas son: la ranita gris (*Hyla arenicolor*), la ranita San Antonio (*Hyla eximia*), la rana Moctezuma (*Rana moctezumae*) endémica y sujeta a protección especial y la rana de Xochimilco (*Rana tlaloci*), endémica y en peligro de extinción. En la zona solo se encuentran dos especies del orden Urodela, el *Ambystoma mexicanum*, especie endémica y el *Ambystoma tigrinum*, ambas sujetas a protección especial. De tal manera, es notable el escenario adverso en el que se encuentran la mayoría de los anfibios en los canales de Xochimilco.

Cabe destacar que el declive de las poblaciones de anfibios se ha documentado a nivel mundial; de las aproximadamente 5700 especies de anfibios registradas, más de la tercera parte experimentan una severa disminución o extinción (Ramsar, 2004). Sin embargo, es preocupante el hecho de que México ocupa el segundo lugar a nivel mundial con anfibios en peligro en diversos niveles de categoría de riesgo (IUCN, 2004).

#### **2.2.4. Aporte de contaminantes. Metales pesados.**

Debido a la excesiva extracción de los aportes naturales de agua al lago de Xochimilco, actualmente el suministro hídrico está dado principalmente por los siguientes aportes:

- 1) El Canal Nacional, que acarrea las aguas residuales de la ciudad de México e incluye los aportes del río Churubusco y la planta tratadora del Cerro de la Estrella, este último contribuyendo con cerca del 80% del suministro de agua al sistema y con una descarga diaria de aproximadamente 1600 L/seg (*com. per.* Ing. responsable de la planta de tratamiento, 2004).
- 2) Ríos temporales que descienden de las montañas cercanas, así como aportes fluviales.
- 3) Descargas de aguas residuales hacia el subsuelo o hacia los canales del vaso lacustre (González *et al*, 1991; Castillo, 1998).

Relacionados a estas descargas, así como a los aportes locales de aguas negras y al uso de agroquímicos en la zona se asocia la presencia de numerosos contaminantes entre ellos los metales pesados. Bojorquez (1994) recopila la información generada sobre la concentración de metales en los canales de Xochimilco desde 1979 hasta 1990. Desafortunadamente, en estos trabajos no se presentan registros por zonas, ni define que métodos de análisis fueron utilizados. Los metales analizados fueron arsénico, cadmio, cobre, cromo, hierro, mercurio y molibdeno, concentraciones que en ninguno de los casos se registraron por encima del límite dado por la Norma para la conservación de la biota en embalses naturales y artificiales (NOM-001 – ECOL, 1996). A su vez el autor señala que, a lo largo del periodo analizado, las concentraciones de arsénico, cadmio y cobre tendieron a disminuir; el cromo y el mercurio permanecieron constantes, siendo los niveles de hierro los únicos que tendieron a aumentar (Anexo 1, Tabla 1.2).

En otro estudio Flores (1980) evaluó la concentración de metales en el sedimento de los canales de Xochimilco (María Candelaria, San Cristóbal y Canal turístico). Los valores de arsénico, cadmio, zinc y hierro total se encontraron por arriba del límite dado por la Norma mexicana para la conservación de la biota en embalses naturales y artificiales (NOM-001 – ECOL, 1996), mientras que las concentraciones de plomo, cobre y manganeso se encontraron dentro del intervalo reglamentario (Anexo 1; Tabla 1.3).

En trabajos más actuales Ramírez (1990), evaluó el contenido de metales pesados en agua, sedimento y charales (*Chirostoma jordanii*) en los canales de Xochimilco

caracterizando tres zonas: Zona urbana (Embarcadero Fernando Celada y Canal Cuemanco); zona de agricultura activa (Laguna de Texhuiloc y Canal de Apampilco) y zona de agricultura inactiva (Canal el Bordo y Canal el Japón). Las concentraciones de los metales evaluados (cromo, cadmio, fierro y cobre) fueron mayores a las dadas por la Norma mexicana para la conservación de la biota en embalses naturales y artificiales (NOM-001- ECOL/ 1996); a su vez las concentraciones más altas para todos los metales, en los diferentes compartimentos analizados, se detectaron en la zona urbana a excepción del hierro cuyos niveles elevados se registraron en la zona de agricultura activa (Anexo 1, Tabla 1.4).

Actualmente Sandoval (*com. per.* 2006) evalúa la calidad del agua y de los sedimentos en los canales de Xochimilco (Bordo, Cuemanco, Draga, Seminario, Pizocoxpa, Cotetexpan, Japón, Toro, Xaltocan, Zacapa y Urrutia), incluyendo la cuantificación de los metales cobre, plomo, arsénico, cromo, níquel, mercurio, fierro y cobalto. Al ser los datos más recientes y mejor documentados, fueron de gran utilidad para establecer los sitios de estudio en el presente trabajo (Sandoval, *com. per.*, 2006).

### **Metales pesados.**

Los metales son elementos caracterizados por su ductibilidad, lustre, ser electropositivos con una tendencia a perder electrones y tener propiedades de conductividad de calor y energía. (Merrill *et al.* 2001). Los metales pesados son aquellos elementos químicos que poseen un peso atómico comprendido entre 63.55 (Cu) y 200.59 (Hg), y que presentan un peso específico superior a 4 (g cm<sup>3</sup>) (Merrill *et al.*, 2001)

Los metales traza son fundamentales en la nutrición de todos los organismos; como micronutrientes, desempeñan un rol esencial en el metabolismo y el crecimiento. Los metales traza esenciales incluyen el cobalto, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel, molibdeno, selenio, estaño y zinc. Los requerimientos de los metales esenciales para la biota varían sustancialmente; si bien los intervalos de las concentraciones óptimas de micronutrientes son frecuentemente estrechos; desbalances severos pueden ocasionar la muerte, en tanto que desbalances marginales contribuyen a la disminución en el crecimiento. (Leveland *et al.*, 1984).

Todos los organismos requieren una variedad de metales esenciales para sus funciones metabólicas, mientras que al mismo tiempo poseen mecanismos de regulación y control que previenen la excesiva acumulación y el efecto potencial tóxico de los metales. Los metales esenciales como el Cu, Zn y Fe son componentes vitales

de enzimas, proteínas respiratorias y ciertos elementos estructurales de los organismos. (Depledge, 1989). Otros metales pesados entre ellos Cd, Hg y Pb no desempeñan un rol biológico conocido y son altamente tóxicos cuando se unen a los sitios celulares metabólicamente activos, aún en concentraciones relativamente bajas (Rainbow, 1985).

Se ha demostrado la acción carcinogénica de numerosos metales pesados (Hartwig, 1995; Daly, *et al*, 1997) así como el efecto adverso en el desarrollo y el crecimiento de muchos modelos animales (De, 1990; Sunderman *et al*, 1995; Sthouthart *et al*, 1996). El desarrollo de la toxicidad de los iones metálicos es explicado por la interferencia de la función normal del metal, debido a la capacidad de otros iones de interactuar con el sitio de unión específico de los elementos esenciales para el metabolismo basal (Beyersman, 1995); más aún los iones metálicos interfieren en la transducción, la expresión génica y la diferenciación celular (Calevero *et al*, 1998).

Los metales esenciales, el Cu, el Zn, el Fe, el Mg, el Co son componentes vitales de enzimas, proteínas, elementos estructurales y cofactores fundamentales para regular la actividad de numerosas enzimas específicas (Depledge, 1990; Hopkin, 1989). No obstante, aún su rol de esencialidad, estos metales ejercen la acción tóxica celular cuando su capacidad de regulación celular es excedida (Leveland *et al*, 1984).

Los metales pesados, esenciales y sin función biológica conocida son ampliamente utilizados en numerosas industrias, de extracción minera, metalúrgica y en la producción de numerosos productos. Así, los compuestos de cromo son ampliamente utilizados en diversas industrias como las procesadoras de cromita, aceros inoxidables, industrias galvánicas, curtidos, textil, en diversos pigmentos, en la industria cementera como impurezas y asociados con fertilizantes (Merril *et al.*, 2001). El manganeso es usado en numerosos productos y aplicaciones incluyendo aleaciones de hierro y acero, baterías, pinturas, tintes, fertilizantes y fungicidas (Galuão *et al*, 1987, Merrill *et al.*, 2001). El hierro se emplea en la producción de aceros, en combinación con otros elementos, tanto metálicos como no metálicos; por su dureza es utilizado como componente estructural de automóviles, barcos y edificios. El cobalto es usado en la producción de superaleaciones, como secador de pinturas, en imanes y en dispositivos prostéticos (Merril *et al*, 2001). El cobre tiene diversas aplicaciones; sin embargo los usos más frecuentes son en los sectores de la construcción (tuberías de cobre para agua y gas), el sector eléctrico (cables eléctricos), el de las telecomunicaciones (cables telefónicos y redes) y en el sector del

transporte, en aleaciones con otros metales. El sulfato de cobre (II) es el compuesto de cobre de mayor importancia industrial y se emplea en la agricultura como componente de fertilizantes, en la purificación del agua y como conservador de la madera. La principal aplicación del Zinc es en el galvanizado del acero como anticorrosivo; sin embargo es amplio su uso como componente de fertilizantes, en baterías Zn-aire (para computadoras portátiles) y Zn-AgO (industria aeroespacial), y en la industria automotriz y metalúrgica. A su vez y por sus cualidades de semiconductor, el selenio es usado en las máquinas fotocopiadoras, medidores de luz y refrigerantes así como componente de pinturas, fertilizantes, pesticidas y como componente de shampoo anticaspa (Merril *et al*, 2001).

El arsénico es ampliamente utilizado en la agricultura (plaguicidas, fungicidas, insecticidas, herbicidas), en la industria (cerámica, colorante de vidrio y cerámica, aleación con otros metales,) y en la extracción o en la purificación de otros minerales. (Galuão *et al*, 1987). El níquel es empleado en una gran variedad de aplicaciones, aleaciones con cobre y aluminio, preparación de aceros especiales, niquelado por electrólisis, catalizador en los retores químicos, y en la fabricación de baterías de níquel-cadmio (Herkovits *et al*, 1999). El estroncio es utilizado en la manufactura de pantallas de televisores a color y como componente de fuegos pirotécnicos (Merril *et al*, 2001). El cadmio está presente en numerosas actividades humanas, ya sea como componente de la materia prima (baterías y colorantes) o como parte de los sub-productos de diversos procesos industriales, como es el caso de la obtención del zinc. Otras fuentes importantes del metal son la incineración de materiales de residuos industriales, la combustión de carburantes fósiles y el uso de fertilizantes fosfatados (Merril *et al*, 2001; Ramirez, 1990; Galuão, 1987). Los compuestos de plomo son usados en muchas industrias, que incluye la producción de baterías, pinturas y barnices, gasolinas, pigmentos, escudos de radiación, equipo médico, soldadura, recipientes plásticos y cerámica (Berzins *et al*, 2002; Merrill *et al*, 2001; Ramirez, 1990; Birdsall *et al.*, 1986). De tal manera la contaminación por metales pesados, esenciales y sin función biológica conocida, obedece a múltiples actividades antrópicas.

### **2.3. Especie de estudio.**

El ajolote *Ambystoma mexicanum*, es originario de los lagos de Xochimilco y Chalco en el valle de México (Duhon 1997) y es el anfibio mejor conocido de la zona lacustre de Xochimilco (Alcocer - Durand *et al*, 1992). El ajolote representa una especie clave ecológica al ser el depredador tope en una estructura trófica “saludable” actualmente desplazada por competencia trófica debido a la introducción de especies competidoras

entre ellas la carpa (*Cyprinos carpio*) y la tilapia (*Oreochromis niloticus*). La especie, ha sido estudiada desde la época de la conquista, teniendo la primera referencia escrita en el libro Historia Natural de Ximenez en 1616. En 1989 se inicia la primera colonia de ajolotes (*Ambystoma mexicanum*) con 33 ejemplares, en el museo de Historia Natural en Francia. En la actualidad el *Ambystoma* ha adquirido una gran importancia como material de estudio a nivel de investigaciones anatómicas, fisiológicas, citológicas, endocrinológicas, además de análisis genéticos (Enastigue, 2002).

*A. mexicanum* es un anfibio que presenta neotenia (alcanza su madurez sexual sin cambiar su fisonomía larvaria) (Amstrong *et al.*, 1989). La descripción taxonómica de la especie, descrita por Shaw (1789), es la siguiente (Uribe, 2002):

Reino Animalia

Phylum Cordata

Subphylum Vertebrata

Superclase Gnathostomata

Clase Amphibia

Subclase Lisamphibia

Orden Urodela

Familia Ambystomidae

Género *Ambystoma*

Especie *Ambystoma mexicanum*

Estos anfibios llamados comúnmente ajolotes o axolotl son organismos corpulentos con la cabeza grande, ancha y comprimida, perennibranchiados, con cuatro dedos en las patas delanteras y cinco en las posteriores; sus ojos no presentan párpados móviles y el tamaño de las branquias externas se modifica de acuerdo a la cantidad de oxígeno disuelto en el medio. Son de color gris oscuro con numerosas manchas y con una elevada capacidad de regenerar miembros perdidos, incluso parte del cerebro (Alvarez, 1980; Huacuz, 2001).

### **Ciclo biológico**

El desarrollo del ajolote de huevo a adulto se presenta en la figura 1. El huevo (etapa 1) abarca el embrión y las capas circundantes de la “gelatina” o vitelo, constituido principalmente por agua y sustancias que se secretan alrededor del huevo durante la puesta. El embrión (etapa 2) antes de eclosionar, mide aproximadamente 11mm de longitud. El organismo eclosiona entre los 10 y 15 días después de la puesta. El alevín

o larva joven tiende a ser transparente en sus primeras semanas de vida y los órganos internos son visibles hasta que las células pigmentarias han proliferado sobre el cuerpo. Después de dos semanas la larva alcanza la etapa 4, en donde al igual que todos los caudados, y a diferencia de los anuros, las extremidades anteriores surgen primero, seguido por las extremidades traseras en un periodo de una semana o dos semanas. En la etapa 5, el ajolote de aproximadamente 4 cm es para fines prácticos un adulto en miniatura. A partir de los 10 meses el ajolote alcanza su madurez sexual y puede alcanzar en esta etapa hasta 30 cm. de longitud total (Alvarez, 1980)

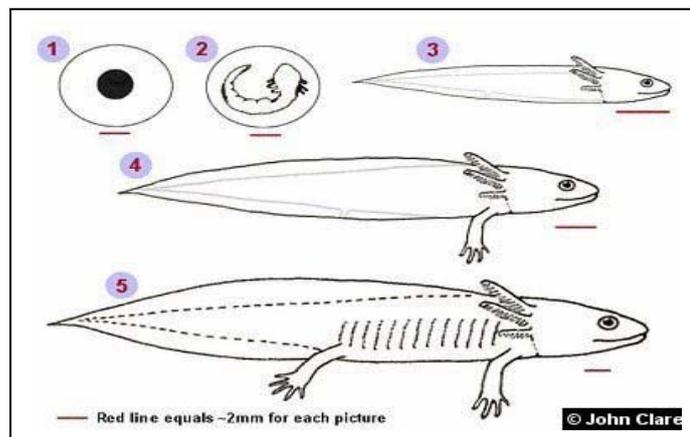


Fig. 1. Desarrollo del ambystoma. (Tomado de [www.caudata/axolotl.com](http://www.caudata/axolotl.com)).

### **Crecimiento**

En condiciones de laboratorio, el intervalo óptimo de temperatura para el desarrollo de los organismos es de 18 a 20°C, teniendo como límites mínimo y máximo los 10° y los 25°C; el el intervalo aceptable de pH es de 6.5 a 8.5 (Amstrong, 1989). A partir del primer mes de edad, la tasa de crecimiento de *A. mexicanum* mantenidos en condiciones óptimas es de 1.49 cm/mes; el crecimiento se hace asintótico casi a partir del año de edad, obteniéndose longitudes máximas entre 18 a 25 cm y pesos húmedos de 54 a 74 g, respectivamente (Enastigue, 2002).

El ajolote es carnívoro; en cautiverio los ajolotes aceptan una gran variedad de alimento vivo incluyendo *Artemia salina*, *Daphnia duplex*, *Notonecta sp*, *Eisenia foetida*, *Tubifex sp*, y *Cambarelus moctezumae* (Heralecky, 1990). En algunos laboratorios se les alimenta con hígado y corazón de res y/o alimento formulado para tortugas acuáticas o específicamente para ajolotes (Uribe, 2002).

De acuerdo a Enastegui (2002) la calidad de agua para el adecuado desarrollo de los organismos es:

- La alcalinidad total y la dureza deben mantenerse entre los 150 a 250 mg/L y 60 a 120 mg/L, respectivamente.
- Concentraciones mayores a 0.2 mg/L de amonio total, pueden ser perjudiciales.
- Los nitratos y nitritos no deben exceder los 0.3 mg/L
- El CO<sub>2</sub> no debe exceder de 5 mg/L.
- Los cloruros deben mantenerse por debajo de los 3.8 mg/L.
- La concentración de fluoruros no debe exceder los 3.8 mg/L.
- Las coliformes totales y fecales no deben exceder más de 20000/100 mL y 20000/100 mL, respectivamente.
- Los requerimientos de oxígeno disuelto están poco documentados; no obstante Heralecky (1990) mantuvo a los organismos en niveles de 5.95 mg/L con buenos resultados.

### **3. Justificación y Planteamiento del problema**

El ajolote (*Ambystoma mexicanum*) es una especie endémica, restringida a los lagos del valle de México, los cuáles se han visto seriamente alterados por el crecimiento urbano. En la actualidad solo se conservan el lago de Chalco y los canales de Xochimilco, los cuales presentan graves problemas de contaminación. El aporte de contaminantes a la zona lacustre de Xochimilco se da a través de 3 fuentes principales: la entrada de aguas tratadas provenientes fundamentalmente de la Planta de Tratamiento de Cerro de la Estrella, las descargas directas de origen urbano y las asociadas a la producción agrícola. El deterioro de la calidad del agua en la zona aunado a la introducción de especies competidoras y depredadoras ha contribuido a la pérdida del hábitat del ajolote y a la casi total extinción de la especie.

No obstante la problemática ambiental del exlago de Xochimilco a la fecha no se han efectuado estudios conducentes a evaluar el efecto biológico adverso de la presencia de los contaminantes en el *Ambystoma mexicanum* especie en peligro de extinción en el área. Es por ello que el presente estudio pretende estimar el efecto de la presencia de tóxicos ambientales, particularmente de los metales pesados sobre algunas respuestas biológicas de la especie, considerando para ello biomarcadores de efecto a nivel organismo y su relación con la bioacumulación de los metales pesados.

### **4. Objetivos.**

#### **4.1. Objetivo general.**

Determinar si la contaminación por metales pesados de los canales de Xochimilco, afectan de manera cuantificable diversas respuestas biológicas de los juveniles del ajolote *A. mexicanum*, evaluados *in situ*.

#### **4.2. Objetivos particulares.**

- Cuantificar los parámetros fisicoquímicos del agua y sedimentos de cuatro sitios de estudio seleccionados y establecer la probable relación con las concentraciones de metales pesados del medio.
- Cuantificar las concentraciones de metales pesados en agua, sedimento e hígado del *Ambystoma mexicanum*, en los cuatro sitios seleccionados de los canales de Xochimilco.
- Determinar la posible relación entre las concentraciones de metales pesados en agua y sedimentos con la bioacumulación en hígado de *A. mexicanum*.
- Evaluar como biomarcadores del efecto biológico adverso de los metales, el crecimiento e índices de condición de *Ambystoma mexicanum*. Estimar la

probable relación entre la bioacumulación de los metales y las respuestas biológicas evaluadas (crecimiento, índice de condición e índice hepatosomático) en juveniles de *A. mexicanum*.

#### **5. Hipótesis.**

- Dados los diferentes niveles de aporte de metales pesados a los Canales de Xochimilco, se espera encontrar una relación entre los niveles evaluados en el medio externo (agua y sedimentos) de los sitios seleccionados y la bioacumulación de metales en el hígado de los organismos.
- Las alteraciones biológicas por efecto de los tóxicos ambientales son consecuencia, en última instancia, del deterioro de los procesos bioquímicos, celulares, los cuales se expresan de manera global a nivel fisiológico y conductual, alteraciones que se han relacionado con el nivel de los contaminantes en el medio externo y en los organismos. De tal manera que, en este estudio se esperan encontrar relaciones de causalidad entre la concentración de los contaminantes en el medio y en los organismos, con los efectos biológicos evaluados.

## 6. Materiales y Métodos.

Para valorar el efecto tóxico de la presencia de los contaminantes en los canales de Xochimilco, particularmente de los metales pesados se efectuaron estudios *in situ*. Para ello se realizaron trasplantes de estadios juveniles de *Ambystoma mexicanum* a partir de condiciones controladas de laboratorio.

### 6.1. Obtención y mantenimiento de los organismos.

A partir de dos puestas de reproductores de *Ambystoma mexicanum* de 40 y 200 huevos, los cuales fueron donados por el Vivario de la FES – Iztacala (a través del Biol. Enrique Godinez) se obtuvieron un total de 188 organismos, teniendo un porcentaje de eclosión de 78.3%.

Durante todo el periodo de mantenimiento, los organismos se mantuvieron en acuarios de vidrio, aditados con filtros externos de cascada. Cada puesta de huevos se mantuvo en acuarios de 40 L. Inmediatamente posterior a la eclosión, las larvas de *A. Mexicanum* de cada puesta se transfirieron a acuarios del mismo volumen, hasta los 15 días de edad; posteriormente, todos los organismos se transfirieron a tres acuarios de 60 L manteniendo una densidad de 6 individuos/L hasta los treinta días de edad. Para evitar la depredación, a partir del mes y hasta los 3 meses de edad, los ajolotes se mantuvieron en los acuarios de 60L divididos en 8 secciones, con dos individuos por sección.

A lo largo del periodo de mantenimiento se efectuaron, cada semana, recambios del 50% del volumen total de los acuarios. Se utilizó agua de la llave previamente filtrada por cartuchos de carbón activado y de diámetro de poro de 80 $\mu$ m, fuertemente aireada durante dos días y adicionada con 0.086 mL/L de tiosulfato y 0.23 g/L de sal sin yodo. Los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron regulados en niveles adecuados para la especie en 7.0 a 8.5 unidades de pH, 5.5  $\pm$  0.5 mg/L de oxígeno disuelto y 24  $\pm$  1 °C de temperatura. El amonio total se mantuvo en niveles menores a 0.9 mg N-AT/L (Amstrong *et al*, 1989).

Desde su eclosión y hasta el mes de edad, los ajolotes se alimentaron con nauplios de *Artemia salina* (*ad libitum*). A partir de esta etapa, se les suministró adicionalmente *Tubifex sp.* (*ad libitum*) hasta los tres meses de edad, cuando aceptaron exclusivamente *Tubifex sp.* A partir de los 3 meses y medio de edad, la dieta se complementó con charales. Diariamente se retiró el alimento remanente y las heces producidas.

## 6.2. Ubicación de los sitios de estudio.

Se seleccionaron y georeferenciaron (GPS Garmin, 12 XL) 4 sitios de estudio en los canales de Xochimilco, a donde fueron transplantados los organismos provenientes de condiciones controladas en el laboratorio (Fig. 2). Los criterios que se establecieron para la elección de los sitios fueron (Tabla 1):

- La probable fuente de contaminantes (descargas de aguas residuales, descargas urbanas, aporte de agroquímicos).
- El probable gradiente de la concentración de metales pesados, por los diferentes aportes de contaminantes.
- Las concentraciones de los metales en agua y sedimentos de sitios de estudio en los canales de Xochimilco, obtenidas por Sandoval (*com. per.*, 2004).

Cabe destacar que el Puente de Urrutia se consideró como zona de referencia dado el reporte de la presencia de *Ambystoma mexicanum* en estudios previos (Valiente, *com. per.*, 2006).



Fig 2. Ubicación de los sitios de estudio en los canales de Xochimilco. 1.- Puente de Urrutia; 2.- Apatlaco; 3.- Laguna de Asunción; 4.- La Draga. (Tomado de Google Earth, ver. 2005).

Tabla 1. Selección de los sitios de estudio en los canales de Xochimilco.

Sitio	Geoposicionamiento	Caracterización	Probable impacto	Probable fuente de metales pesados
1. Puente de Urrutia	19° 15' 38" N 99° 4' 26" O	Urbana Agrícola	Bajo Alto	Agroquímicos (Zona de referencia)
2. Apatlaco	19° 15' 43"N 99° 4' 45" O	Urbana Agrícola	Bajo Alto	Agroquímicos
3. Laguna de la Asunción	19° 16' 10" N 99° 6' 7" O	Urbano Agrícola	Alto Nulo	Descarga urbana directa
4. La Draga	19° 16' 17" N 99° 6' 17" O	Urbana Agrícola	Mediano Nulo	Aguas residuales (Planta de tratamiento Cerro de la Estrella)

### 6.3. Transplante de los organismos.

Una vez alcanzada la edad de cuatro meses y obtenida una talla de  $5.5 \pm 0.25$  cm ( $12 \pm 5$  g PH), se seleccionaron al azar 48 organismos para ser transplantados en los cuatro sitios de estudio elegidos. Previamente, los organismos se pesaron (mg PH; OHAUS  $\pm 0.01$  g) y se midieron su longitud total (LT, cm; hocico a cola) y longitud patrón (LP, cm; hocico a cloaca) con un vernier digital (Stailles Hardened  $\pm 0.5$  mm) (Fig. 3).

Los organismos se transportaron a los sitios de estudio en cámaras individuales previamente etiquetadas y en contenedores con agua de los acuarios de mantenimiento. Los ajolotes se transplantaron en jaulas de malla plástica de 75 x 25 x 150 cm aditados con cuatro divisiones de 15 x 150 cm en cada una de las cuales se colocó un organismo a fin de evitar el canibalismo propio del estadio; así, se transplantaron 12 organismos por cada sitio de estudio. Las jaulas se colocaron en zonas someras de tal manera que permitiera el nado eventual a la superficie de los ajolotes para la captación de oxígeno, así como el contacto directo con los sedimentos dados su hábitos bentónicos (Huacuz, 2001). Todos los transplantes se efectuaron entre las ocho y las trece horas.

Para garantizar una condición nutricional adecuada y similar entre los grupos, a los organismos transplantados se les suministró semanalmente, medio millar de charales por ajolote (*Christoma. jordani*;  $0.27 \pm 0.46$  mg PH/charal).

### 6.4. Caracterización de los sitios de estudio.

Previo a los trasplantes así como semanalmente hasta el término del estudio, se evaluaron diversos parámetros físicos y químicos de muestras del agua y sedimentos de cada sitio. Se registró la profundidad (m) y se tomaron muestras de agua con una botella Van Dorn (horizontal; 3 L capacidad) a 2/3 partes de la columna de agua en las que se registraron la temperatura (°C), el oxígeno disuelto (mg O<sub>2</sub>/L) y la salinidad (ups, ‰) (oxímetro/salinómetro, YSI 54A) así como el pH (Hanna Cheker). Adicionalmente, se tomaron muestras filtradas de agua (0.45µm) las cuales se transportaron en hielo al laboratorio para su posterior análisis. En estas últimas se determinó tanto la concentración de amonio total (mg N-AT/L) y de nitritos (mg N-NO<sub>2</sub>/L) por los métodos de azul de indofenol y de sulfanilamida respectivamente (Rodier, 1981) adaptados para su evaluación en lector de microplaca (Zuñiga *com. per.*, 2004) (Bio-Rad Modelo 550) así como la concentración de aniones (cromatografía de líquidos con fase móvil de borato glucanato de sodio; pH 8.45; flujo de 1mL/min; columna ICPak HR, a 35°C).

En cada sitio de estudio se tomó 1 muestra de sedimento, cada semana durante un mes teniendo un total de 5 muestras, con una draga tipo Ekman (ACRO inoxidable, Wildco; 6"x6"x6"). Se seleccionó la parte media de los sedimentos colectados (para evitar alguna contaminación por el contacto con la draga), la cual se colocó en bolsas plásticas herméticas y se transportó en frío al laboratorio donde se congelaron hasta su análisis. En cada muestra de sedimento se determinó el porcentaje de materia orgánica por el método calcinación (PRESOP Met-011, 2001) y se determinó la textura de los sedimentos (limos: arcilla: arena) por el método de la pipeta para suelos no volcánicos (PRESOP Met-002, 2001).

Para la determinación de metales se tomaron muestras (n = 5) adicionales de agua y sedimentos de cada sitio de estudio. Se tomaron 50 mL de agua en botellas plásticas y se adicionó 0.5 mL de ácido nítrico concentrado. A la vez se tomaron submuestras (n = 5) de sedimentos con cuchara de plástico las cuales se colocaron en bolsas plásticas con cierre hermético. Las muestras se transportaron en frío al laboratorio donde se mantuvieron congeladas hasta su análisis.

### **6.5. Respuestas biológicas evaluadas.**

Las alteraciones biológicas por efecto de los estresores ambientales, incluidos los contaminantes, se expresan de manera global a nivel fisiológico y conductual (Greg *et al.*, 1990). De tal manera que, en el presente estudio las respuestas biológicas seleccionadas se evaluaron a nivel individuo y se consideraron como biomarcadores

del efecto adverso de las condiciones ambientales, incluidos los metales pesados. Se valoraron el crecimiento como medida integradora y los índices hepatosomático y el índice de condición como indicadores adicionales del estado fisiológico de los organismos.

### 6.5.1. Crecimiento.

Al inicio, cada semana y al término de la exposición *in situ*, se registró la longitud patrón (LP, cm) y la longitud total (LT, cm) así como el peso (mg PH) de los organismos transplantados (Fig. 3).

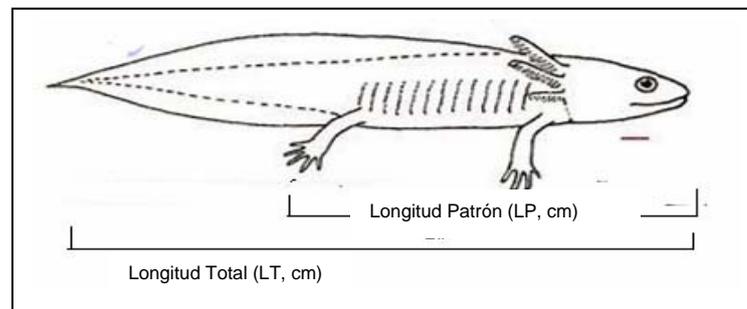


Fig 3. Parámetros morfométricos registrados en los juveniles de *A. mexicanum* a lo largo del periodo de transplante.

Al término de cuatro semanas, los ajolotes se trasladaron al laboratorio en hieleras con agua del sitio y se redujo la temperatura, para evitar el estrés de los organismos. En el laboratorio, los organismos se sacrificaron por medio de una punción con lanceta en el cráneo.

La tasa de crecimiento (mg PH/d y cm/d) se calculó tanto por el incremento del peso (Cp) como de la longitud (Cl) de los ejemplares, de acuerdo a Greg *et al.* (1990):

$$C_p = (P_i - P_f) / t = P / t; \quad C_l = (L_i - L_f) / t = L / t$$

donde CP y CL es la diferencia del peso húmedo (mg PH) y de la longitud (cm) de los ajolotes, respectivamente, al inicio (i) y al término (f) del periodo experimental en relación al periodo de dicha exposición (t), el cual fue de un mes (29 días).

Así mismo se calculó el crecimiento relativo en peso (CRP, %) y en longitud (CRI,%) de cada grupo experimental, considerando el incremento final de las variables en relación al valor inicial en función del tiempo (t) (Busacker *et al.*, 1990):

$$CRP = (P_f / P_i) 100$$

$$CRI = (L_f / L_i) 100$$

### 6.5.2. Índice Hepatosomático.

El índice Hepatosomático (IH, %) se evaluó en un submuestra de 7 ejemplares por cada grupo experimental, acorde a Greg *et al.* (1990):

$$IH = (PHh/PHo) 100.$$

donde PHh y PHo es el peso húmedo del hígado y de los organismos (mg PH), respectivamente.

### 6.5.3. Factor de Condición.

Al término del estudio, se obtuvo el Coeficiente de Condición o Factor de Condición de Fulton's (K) de los ejemplares (Bagenal y Tech, 1978), a partir de la ecuación:

$$K = P/(LT)^3$$

donde P y LT es el peso húmedo (PH, g) y la longitud total (LT, cm) de los organismos provenientes de cada sitio de estudio.

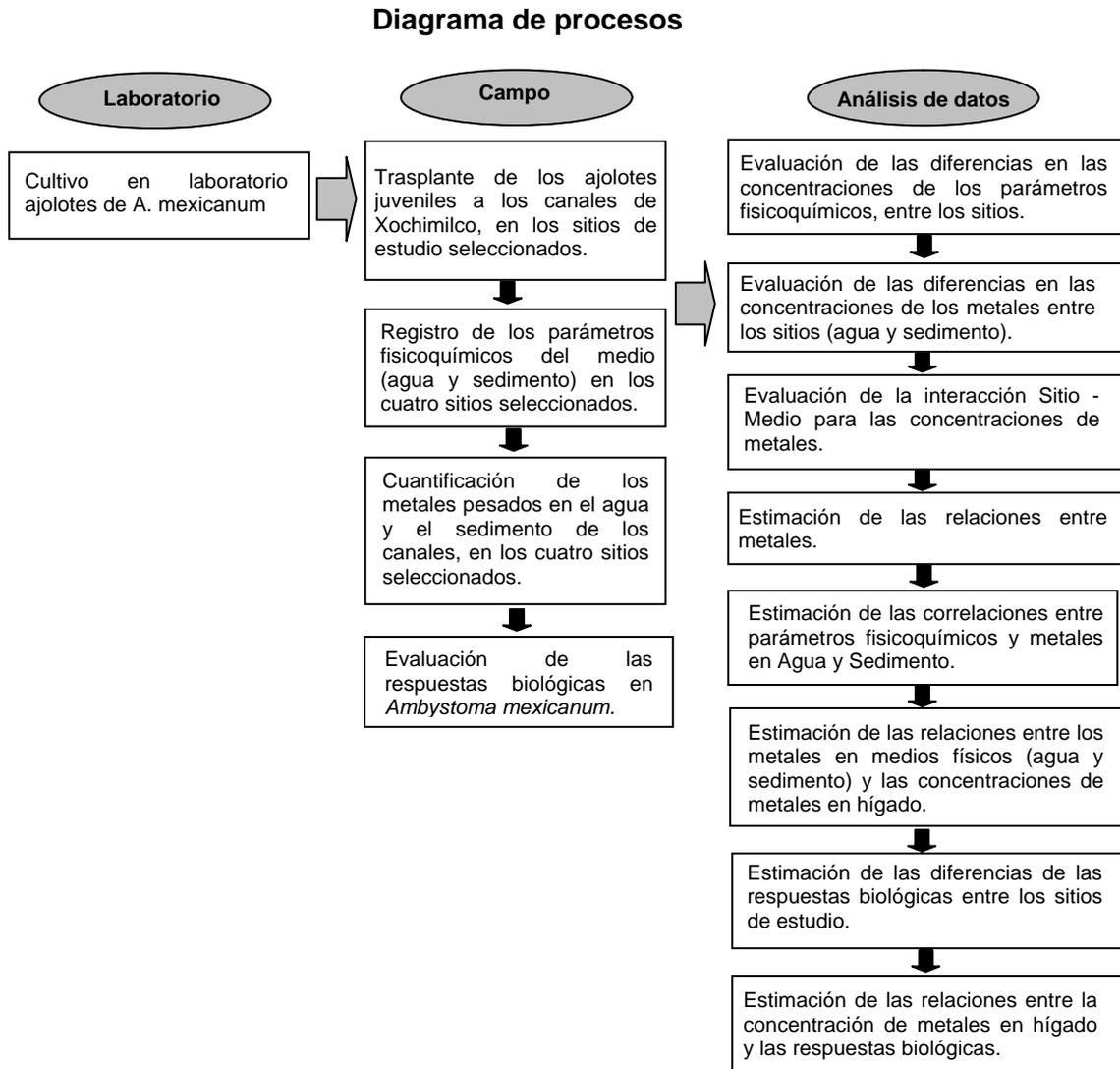
### 6.6. Cuantificación de metales pesados.

La concentración de metales en agua y sedimento se evaluaron en las muestras tomadas al inicio (t = 0 d), cada semana (t = 7, 15, 22 d) y al término del periodo de trasplante de los organismos (29 d). En *Ambystoma mexicanum*, los metales pesados se evaluaron a nivel hepático en una sub-muestra de cinco organismos provenientes de cada uno de los sitios de trasplante. A su llegada al laboratorio, los organismos se sacrificaron, se enjuagaron con agua desionizada y se disectó el hígado, los cuales se mantuvieron a -80°C hasta su análisis.

Los sedimentos y los tejidos (hígado) fueron digeridos acorde al Método 30:51 de la EPA (1994). En horno de microondas (marca CEM) en una proporción de 4:1 de ácido nítrico y agua. La cuantificación de los metales pesados en agua, sedimentos y organismos, se efectuó por ICP-MS (Espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo), siguiendo los procedimientos de Sturgeon (2000). Se utilizaron estándares de referencia para sedimentos (suelo de Montana 2711, National Institute of Standards and Technology) y para organismo (Hepatopancreas de langosta, Tort-2, National Research Council of Canada) para determinar los niveles de recuperación de los metales. Las determinaciones de los metales pesados se efectuaron en el Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) del Instituto de Geografía de la UNAM.

### 6.7. Análisis Estadístico.

De acuerdo a los objetivos particulares planteados, se estableció el siguiente diagrama de los procesos que permitió, a la vez de definir y sistematizar el análisis estadístico de los resultados obtenidos.



Cabe señalar que antes de realizar los análisis inferenciales, todas las variables (parámetros fisicoquímicos; concentración de metales en agua, sedimento y organismos; respuestas biológicas de *A. mexicanum*) se sometieron al Análisis Exploratorio de Datos (Steel and Torrie, 1981), a fin de detectar la presencia de datos atípicos, los que en caso de poder justificar su remoción, fueron eliminados.

Las técnicas estadísticas aplicadas a los procesos particulares integrados en la Etapa 3 de Diagrama, se señalan en la Tabla 2.

Tabla 2. Selección de técnicas estadísticas para cada análisis.

<b>Objetivo del Análisis</b>	<b>Métodos Estadísticos (Steel y Torrie, 1981)</b>
Estimación de las diferencias de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos entre los Sitios.	ANOVA de una vía y pruebas de Scheffé como prueba de comparación múltiple (Post-ANOVA).
Estimación de las diferencias de las concentraciones de los metales entre los Sitios.	ANOVA de una vía y pruebas de Scheffé como prueba de comparación múltiple (Post-ANOVA).
Evaluación de la interacción Sitio-Medio para las concentraciones de metales.	ANOVA Factorial y Contrastes Ortogonales (Post-ANOVA). ** (ver descripción)
Estimación de las relaciones entre metales.	Análisis de correlación múltiple de Pearson.
Estimación de las relaciones entre parámetros fisicoquímicos y metales	Análisis de Correlación de Pearsons.
Estimación de las diferencias de las concentraciones de metales entre sitios y relaciones entre los metales en medios físicos y los metales en organismos.	ANOVA de una vía y pruebas de comparación múltiple de Scheffé. Análisis de Correlación de Pearsons.
Estimación de las diferencias de las variables biológicas entre los sitios de estudio.	ANOVA de una vía para cada respuesta biológica (Incremento Relativo en peso y en longitud; Índice hepatosomático y Factor de Condición) y pruebas de comparación múltiple de Scheffé (post ANOVA).
Estimación de las relaciones entre las concentraciones de los metales en hígado y las respuestas biológicas.	Análisis de Correlación de Pearsons.

\*\* Para el análisis de varianza factorial para los factores Sitio y Medio se determinó la siguiente estructura y modelo (Tabla 2).

Tabla 3. Análisis de relación entre los metales de cada sitio de estudio con el medio (agua y sedimento).

MEDIO	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>Agua</b>	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 1 y en Agua	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 2 y en Agua	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 3 y en Agua	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 4 y en Agua
<b>Sedimento</b>	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 1 y en sedimento	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 2 y en sedimento	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 3 y en sedimento	Concentración del k-ésimo metal, i-ésimo muestreo en el sitio 4 y en sedimento

Modelo:  $Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}; \quad \varepsilon_{ijk} \approx (N, \sigma^2)$

Donde:  $Y_{ijk}$  = concentración del metal bajo estudio en la k-ésima unidad experimental, en el j-ésimo nivel del factor B (medio: agua/sedimento) y en el i-ésimo nivel del Factor A (sitios:)

$\mu$  = media general

$\alpha_i$  = efecto del i-ésimo nivel del Factor A

$\beta_j$  = efecto del j-ésimo nivel del Factor B

$(\alpha\beta)_{ij}$  = efecto de interacción del j-ésimo nivel del Factor B con el i-ésimo nivel del Factor A

$\varepsilon_{ijk}$  = error aleatorio de la k-ésima unidad experimental del j-ésimo nivel del Factor B y del i-ésimo nivel del Factor A, ocasionado por todos los factores no constantes y con las suposiciones mencionadas:  $\varepsilon_{ijk} \approx (N, \sigma^2)$

Este modelo fue seleccionado debido al comportamiento diferencial que se espera en las concentraciones de metales con respecto a los medios (agua/sedimento) y a los sitios de estudio. Es decir, si la interacción estadística es significativa (sitio/medio), la concentración de metales en un medio no explica del todo la concentración esperada en el otro medio para el mismo sitio y, partiendo de la hipótesis de que los ajolotes se desplazan y obtienen su alimento tanto de la columna de agua como de los sedimentos incorporando los metales a nivel corporal de ambos medios, es relevante evaluar la interacción de estos factores.

Dado que la concentración de los metales pesados evaluados en agua y en sedimento (en donde se espera una relación potencial entre los medios) difiere

considerablemente en magnitud (cuatro ordenes de magnitud mayor en sedimento que en agua), la variable concentración se transformó a escala logarítmica antes de estimar los componentes del modelo.

Para los análisis mencionados, se utilizó el programa de cómputo SPSS (ver 13.0 para Windows).

## 7. Resultados

### 7.1. Parámetros fisicoquímicos.

Los parámetros fisicoquímicos evaluados en agua y sedimento de los sitios estudiados se presentan en las figuras 4, 5 y 6 y en el Anexo 2 (Tabla 2.1).

Los resultados obtenidos en agua denotan que los niveles de cloruros, fosfatos, amonio, nitrito, nitrato, pH, temperatura y oxígeno disuelto son similares en los cuatro sitios de estudio ( $p > 0.05$ ) (Tabla 4; Fig. 4, 5 y 6). No obstante, se observaron variaciones significativas en los niveles evaluados de bicarbonatos, sulfatos y salinidad ( $p < 0.05$ ).

Tabla 4. Resumen del Análisis de varianza de los parámetros fisicoquímicos evaluados en agua y sedimento de los sitios de estudio en los canales de Xochimilco.

Variable	F	Significancia
<b>Bicarbonatos</b>	9.548	0.001 (*)
<b>Sulfatos</b>	191.974	0.000 (*)
<b>Salinidad</b>	4.773	0.015 (*)
<b>Materia Orgánica</b>	16.344	0.000 (*)
pH	0.939	0.445
Temperatura	1.740	0.199
Oxígeno Disuelto	1.171	0.352
Cloruros	1.595	0.232
Fosfatos	0.179	0.909
Amonio	2.670	0.083
Nitrito	0.652	0.593
Nitrato	0.914	0.447

(\*) diferencias significativas entre sitios;  $p < 0.05$

Así, en Apatlaco se detectó la mayor concentración de bicarbonatos ( $p < 0.05$ ), en tanto que los niveles fueron similares en los demás sitios de estudio ( $p > 0.05$ ). Los niveles de sulfatos fueron similares en la Laguna de Asunción y la Draga ( $p > 0.05$ ) registrando los valores más bajos. La mayor concentración se detectó en Apatlaco ( $p < 0.05$ ). En cuanto a la salinidad, fue más elevada en Apatlaco que en Puente de Urrutia y la Draga ( $p < 0.05$ ), si bien fue similar a la detectada en la L. de la Asunción ( $p > 0.05$ ); no se observaron diferencias significativas entre Puente de Urrutia, Laguna de la Asunción y la Draga ( $p > 0.05$ ) (Fig. 4, 5 y 6; Anexo 2, Tabla 2.1).

En los sedimentos, la mayor proporción de materia orgánica se cuantificó en tres de los sitios de estudio (Apatlaco; Laguna de la Asunción; La Draga), entre los cuales los niveles fueron similares ( $p > 0.05$ ). La menor proporción de materia orgánica se detectó en Puente de Urrutia, si bien fue similar a la determinada en los sedimentos de

Apatlaco ( $p>0.05$ ) pero menor a la detectada en Laguna de la Asunción y La Draga ( $p<0.05$ ) (Fig. 4; Anexo 2, Tabla 2.1).

De acuerdo al análisis de granulometría efectuado, los sedimentos de Puente de Urrutia, Apatlaco y la Laguna de la Asunción, son fundamentalmente limo-arcillosos; en La Draga, los limos constituyen la mayor proporción de la composición de los sedimentos (Anexo 2, Tabla 2.1).

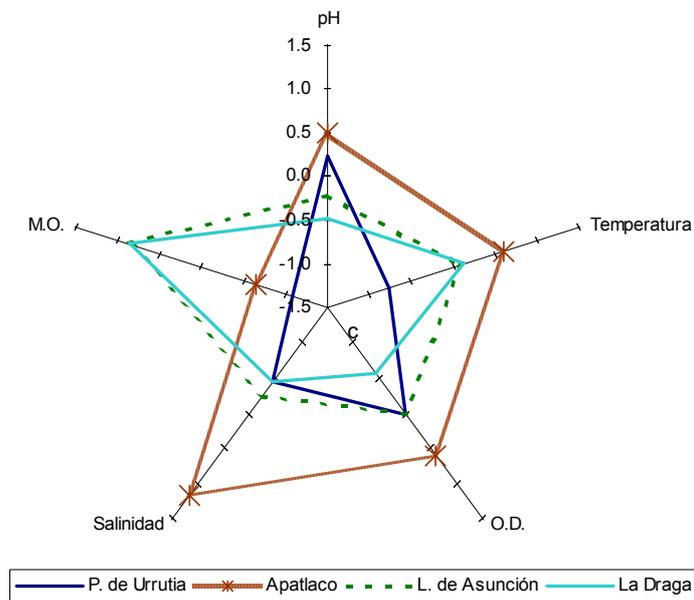


Fig. 4. Diagrama de estrella de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los diferentes sitios de estudio de los canales de Xochimilco.

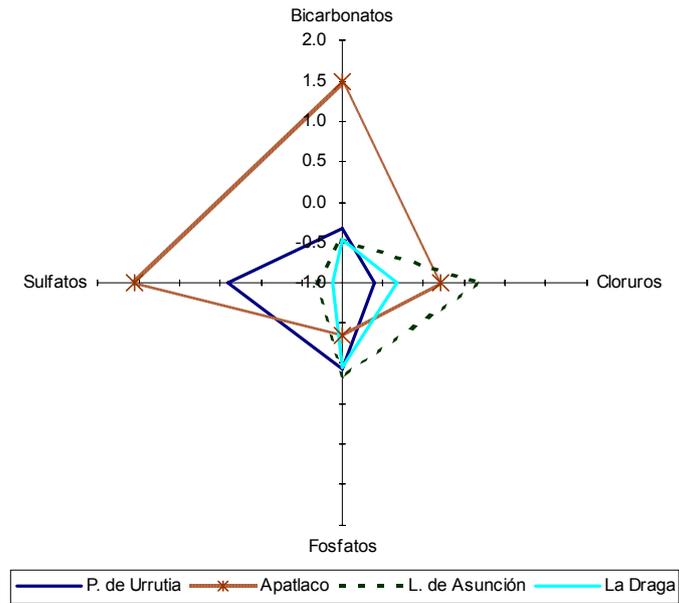


Fig. 5. Diagrama de estrella de los aniones evaluados en los diferentes sitios de estudio de los canales de Xochimilco.

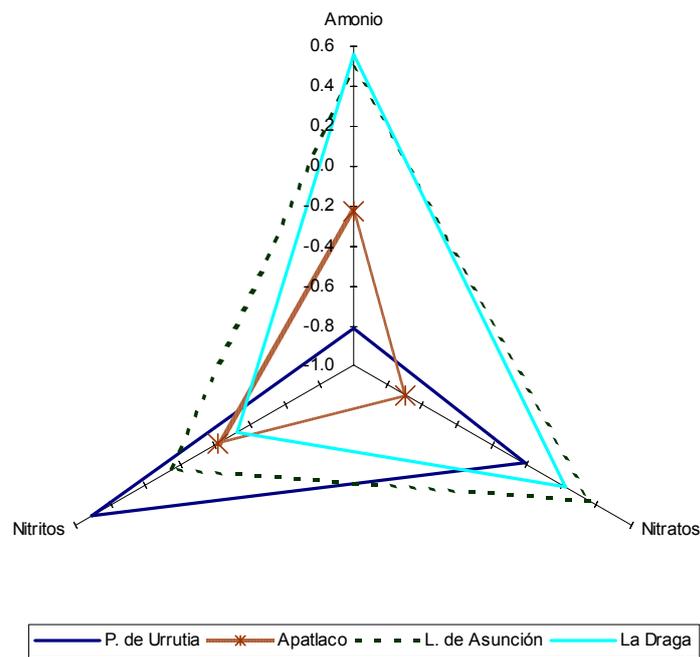


Fig. 6. Diagrama de estrella de los compuestos nitrogenados evaluados en los diferentes sitios de estudio de los canales de Xochimilco.

## 7.2. Concentración de metales pesados en agua y sedimento.

### 7.2.1. Comportamiento general

El comportamiento general de los metales pesados evaluados en agua, se visualiza en la Figura 7. En cada uno de los sitios de estudio se detectaron doce metales pesados, de los cuales 7 fueron esenciales (Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se) y seis sin función biológica conocida (As, Ni, V, Sr, Pb). Cabe acotar que el Ni se incluyó como metal sin función biológica conocida, acorde a los argumentos de Merrill *et al.* (2001). De manera particular, no se detectaron el Se ni el Cd en las muestras de agua. Entre los metales esenciales cuantificados tanto en agua, resaltan las altas concentraciones de Zn y Mn; en cuanto a los metales sin función biológica conocida, el Sr presentó los niveles más elevados en sedimento.

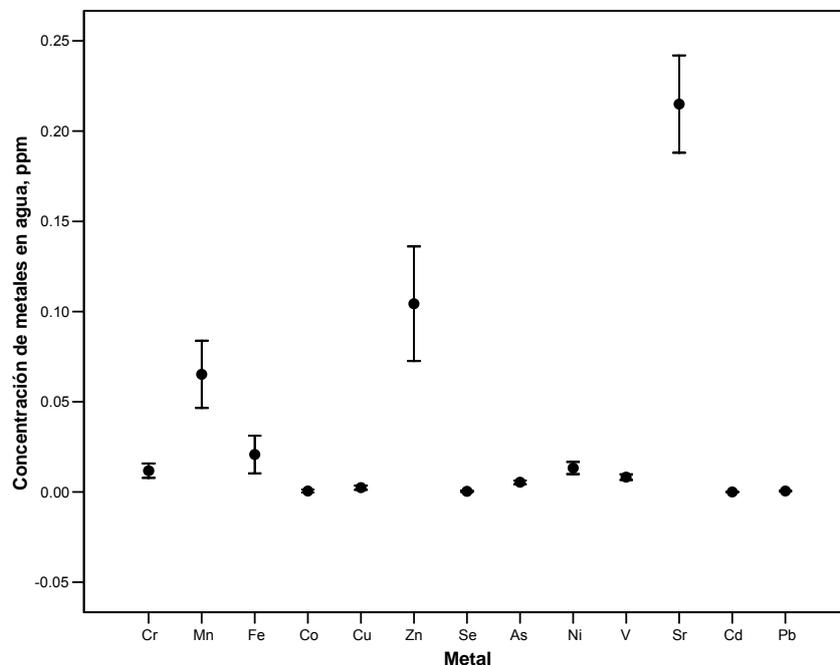


Fig.7. Comportamiento general de las concentraciones de los metales pesados (ppm) cuantificados en el agua de los sitios seleccionados en Xochimilco. Se grafican valores promedios y de error estándar ( $X \pm EE$ ).

Los metales pesados evaluados en sedimento, se presentan en la Figura 8. Cabe destacar que en los cuatro sitios de estudio se detectaron los doce metales evaluados, de los cuales 7 fueron esenciales (Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se) y seis sin función biológica conocida (As, Ni, V, Sr, Pb). Entre los metales esenciales cuantificados, al igual que en agua, resaltan las altas concentraciones de Zn y Mn; en cuanto a los metales sin función biológica conocida, el V y el Sr presentaron los niveles más elevados en sedimento.

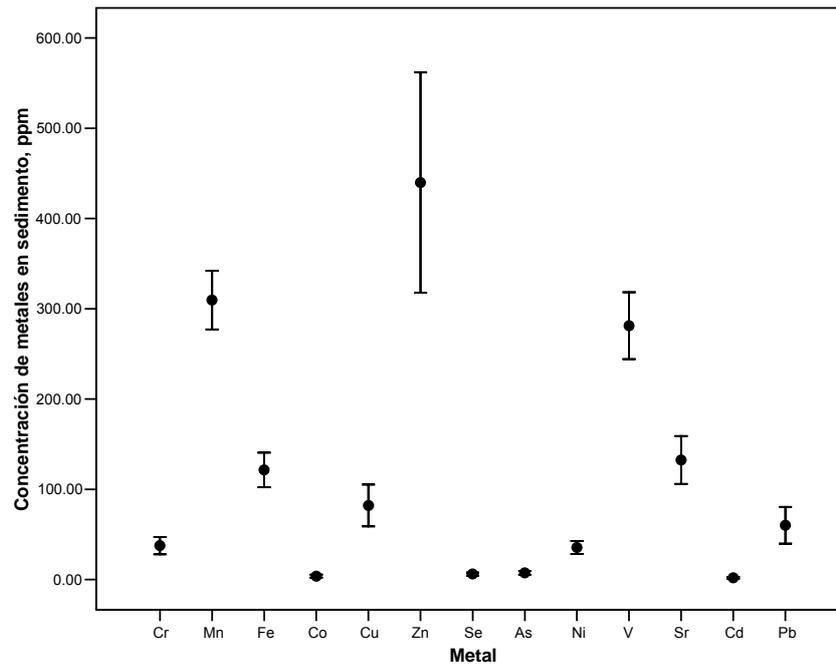


Fig. 8. Comportamiento general de las concentraciones de los metales pesados cuantificados en los sedimentos de los sitios seleccionados en Xochimilco. Se grafican valores promedio y de error estándar ( $\bar{X} \pm EE$ ).

Las concentraciones de los metales en agua y sedimento de cada sitio de estudio, se presentan en las Tablas 5 y 6, respectivamente. Los resultados obtenidos denotan que los sedimentos constituyen el depósito de los metales pesados analizados, toda vez que en todos los casos la concentración registrada fue significativamente mayor que en la columna de agua ( $p < 0.05$ ).

Tanto en agua como en sedimento se efectuó un ANOVA como una aproximación inicial del comportamiento de los metales entre los diferentes sitios de estudio. En agua, y en relación a los metales esenciales, no se encontró Se en ningún sitio de estudio (Tabla 5). En los niveles de Cr, Fe, Cu y Zn no se detectaron diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ); no obstante, las mayores concentraciones de Mn se presentaron en Puente de Urrutia y Apatlaco, si bien los niveles registrados de Apatlaco, L. de la Asunción y La Draga, fueron similares ( $p > 0.05$ ). Con respecto a los metales sin función biológica conocida, no se detectó Cd. En cuanto al As, la menor concentración se registró en P. de Urrutia ( $p < 0.05$ ) en tanto que los niveles detectados en los demás sitios de estudio fueron similares ( $p > 0.05$ ). Los demás metales sin función biológica conocida no presentaron diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ).

Tabla 5. Concentración de metales en agua (ppm) de los sitios seleccionados de los canales de Xochimilco. Se señalan valores promedio y error estandar ( $X \pm EE$ ). En paréntesis se incluyen los valores mínimo y máximo. Por metal letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio. Se integran los límites de detección de cada metal.

Metal	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	La Draga	Niveles de detección
Cr	$0.01 \pm 0.004^a$ (0.001 - 0.02)	$0.005 \pm 0.001^a$ (0.002 - 0.01)	$0.02 \pm 0.005^a$ (0.01 - 0.04)	$0.01 \pm 0.002^a$ (0.003 - 0.02)	0.07E-3
Mn	$0.11 \pm 0.01^a$ (0.09 - 0.15)	$0.07 \pm 0.02^{ab}$ (0.04 - 0.16)	$0.04 \pm 0.006^b$ (0.03 - 0.06)	$0.05 \pm 0.005^b$ (0.03 - 0.06)	0.008E-3
Fe	$0.02 \pm 0.005^a$ (0.004 - 0.02)	$0.03 \pm 0.02^a$ (0.007 - 0.104)	$0.017 \pm 0.004^a$ (0.006 - 0.03)	$0.018 \pm 0.003^a$ (0.01 - 0.03)	1.7 E-3
Co	$0.00004 \pm 0.0000^a$ 0.01E-3 - 0.03E-3	$0.002 \pm 0.001^a$ (0.0001 - 0.007)	nd	$0.0001 \pm 0.0001^a$ 0.0003 - 0.007	0.006 E-3
Cu	$0.002 \pm 0.0005^a$ 0.0003 - 0.003	$0.001 \pm 0.0004^a$ 0.0005 - 0.002	$0.004 \pm 0.002^a$ (0.003 - 0.009)	$0.003 \pm 0.001^a$ (0.001 - 0.007)	0.03 E-3
Zn	$0.08 \pm 0.01^a$ (0.07 - 0.11)	$0.04 \pm 0.008^a$ (0.03 - 0.07)	$0.13 \pm 0.02^a$ (0.07 - 0.17)	$0.14 \pm 0.05^a$ (0.06 - 0.3)	0.1 E-3
Se	nd	nd	nd	Nd	0.2 E-3
As	$0.002 \pm 0.0003^a$ 0.002 - 0.003	$0.006 \pm 0.0009^b$ (0.004 - 0.009)	$0.006 \pm 0.0005^b$ (0.005 - 0.007)	$0.007 \pm 0.0006^b$ 0.005 - 0.009	0.03 E-3
Ni	$0.02 \pm 0.005^a$ (0.005 - 0.02)	$0.008 \pm 0.003^a$ (0.0002 - 0.015)	$0.013 \pm 0.003^a$ (0.01 - 0.02)	$0.02 \pm 0.003^a$ (0.01 - 0.03)	0.069 E-3
V	$0.007 \pm 0.002^a$ (0.003 - 0.01)	$0.006 \pm 0.001^a$ (0.004 - 0.006)	$0.009 \pm 0.0001^a$ 0.007 - 0.012	$0.01 \pm 0.002^a$ (0.004 - 0.02)	0.4 E-3
Sr	$0.2 \pm 0.02^a$ (0.16 - 0.23)	$0.24 \pm 0.04^a$ (0.17 - 0.38)	$0.19 \pm 0.02^a$ (0.11 - 0.24)	$0.24 \pm 0.023^a$ (0.18 - 0.3)	0.003 E-3
Cd	nd	nd	nd	Nd	0.005 E-3
Pb	$0.0001 \pm 0.0^a$	$0.001 \pm 0.0004^a$ 0.0005 - 0.002	$0.001 \pm 0.0003^a$ 0.00006 - 0.002	$0.001 \pm 0.0003^a$ 0.0002 - 0.001	0.02 E-3

Para cada metal letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ); nd: no detectado.

Los resultados de las concentraciones de los metales pesados en los sedimentos de los diferentes sitios de estudio, se presentan en la Tabla 6. De manera global, las concentraciones más elevadas de los metales pesados, se registraron en la Laguna de la Asunción. Entre los metales esenciales, de manera particular los niveles de Cr y Fe fueron significativamente mayores en la L. de la Asunción a los demás sitios de estudio ( $p < 0.05$ ). Si bien el Zn presentó los niveles más elevados de todos los metales, no se observaron diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ). En el caso de los metales sin función biológica conocida, el Sr depositado en los sedimentos de la L. de Asunción presentó las concentraciones más elevadas ( $p < 0.05$ ); en la Draga, se observaron los mayores niveles de V ( $p < 0.05$ ) mientras que los niveles de As, Ni, Cd y Pb fueron similares entre estos dos sitios de estudio ( $p > 0.05$ ).

Tabla 6. Concentración de metales en sedimento (ppm) de los sitios seleccionados de los canales de Xochimilco. Se señalan valores promedio y error estandar ( $X \pm \bar{EE}$ ). En paréntesis se incluyen los valores mínimo y máximo. Se integran los límites de detección de cada metal.

Para cada metal letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ); nd: no detectado.

A fin de evidenciar las probables interacciones entre las concentraciones de los

Metal	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	La Draga	Niveles de detección
Cr	15.19 ± 2.04 <sup>a</sup> (10.11 - 20.74)	31.8 ± 7.83 <sup>ab</sup> (20.87 - 62.9)	67.45 ± 3.75 <sup>c</sup> (60.61 - 81.08)	36.53 ± 2.27 <sup>b</sup> (30.59 - 40.35)	0.07E-3
Mn	335.64 ± 29.03 <sup>a</sup> (270.78-404.84)	349.71 ± 52.10 <sup>a</sup> (208.1 - 478.23)	277.14 ± 5.37 <sup>a</sup> (266.2 - 292.7)	276.21 ± 17.68 <sup>a</sup> (221.4 - 314.89)	0.008E-3
Fe	80.62 ± 4.26 <sup>a</sup> (4.88 - 13.21)	96.36 ± 13.21 <sup>b</sup> (73.71 - 141.98)	182.63 ± 3.89 <sup>c</sup> (174.22 - 193.22)	126.23 ± 6.48 <sup>b</sup> (107.39-142.33)	1.7 E-3
Co	1.36 ± 0.4 <sup>a</sup> (0.61 - 2.63)	1.91 ± 0.65 <sup>a</sup> (0.65 - 3.96)	4.81 ± 0.33 <sup>a</sup> (4.14 - 6.0)	7.23 ± 2.74 <sup>a</sup> (2.52 - 14.09)	0.006 E-3
Cu	40.28 ± 4.76 <sup>a</sup> (29.87 - 57.83)	36.74 ± 12.89 <sup>a</sup> (9.96 - 59.66)	137.75 ± 12.66 <sup>b</sup> (102.68 - 178.35)	104.26 ± 16.1 <sup>b</sup> (55.66 - 155.29)	0.03 E-3
Zn	532.75 ± 77.8 <sup>a</sup> (387.13 - 653.1)	152.83 ± 2.93 <sup>a</sup> (149.9 - 155.76)	583.08 ± 118.1 <sup>a</sup> (229.62 - 871.04)	355.6 ± 82.66 <sup>a</sup> (205.36-650.66)	0.1 E-3
Se	8.73 ± 0.53 <sup>b</sup> (7.79 - 10.35)	8.31 ± 1.77 <sup>b</sup> (2.39 - 12.65)	4.73 ± 1.33 <sup>ab</sup> (2.02 - 7.98)	2.76 ± 0.82 <sup>a</sup> (0.35 - 5.0)	0.2 E-3
As	5.76 ± 0.45 <sup>a</sup> (4.43 - 6.85)	5.03 ± 1.25 <sup>a</sup> (2.05 - 9.5)	8.6 ± 3.3 <sup>a</sup> (0.43 - 17.3)	8.46 ± 2.53 <sup>a</sup> (1.15 - 3.37)	0.03 E-3
Ni	21.42 ± 1.95 <sup>a</sup> (16.32 - 25.32)	30.1 ± 9.03 <sup>ab</sup> (16.18 - 63.11)	51.56 ± 4.02 <sup>b</sup> (46.76 - 67.63)	39.98 ± 4.3 <sup>ab</sup> (28.66 - 53.53)	0.069 E-3
V	261.4 ± 23.6 <sup>ab</sup> (197.7 - 324)	251.5 ± 26 <sup>a</sup> (189.3 - 319.9)	232.98 ± 12.03 <sup>a</sup> (191.1 - 258.75)	379.5 ± 43 <sup>b</sup> (245.1 - 507.2)	0.4 E-3
Sr	77.27 ± 10.25 <sup>a</sup> (53.1 - 108.8)	99.22 ± 5.99 <sup>ab</sup> (77.1 - 111.9)	222.81 ± 6.25 <sup>c</sup> (202.4 - 234.9)	130.67 ± 8.53 <sup>b</sup> (113.23 - 163)	0.003 E-3
Cd	nd	nd	4.54 ± 0.86 (1.67 - 6.53)	3.33 ± 0.66 (1.3 - 5.35)	0.005 E-3
Pb	34.47 ± 9.24 <sup>a</sup> (20.53 - 60.42)	26.73 ± 7.55 <sup>a</sup> (15.8 - 49.07)	252.59 ± 80.57 <sup>b</sup> (89.19 - 425.48)	70.36 ± 10.99 <sup>ab</sup> (40.05 - 106.28)	0.02 E-3

metales pesados entre sitios de estudio y medios (agua y sedimento), el modelo factorial utilizado solo contempló los metales esenciales (Cr, Mn, Fe, Co, Cu y Zn) y sin función biológica conocida (As, V, Sr y Pb) detectados en ambos medios. Los valores de los metales (ppm) se transformaron a escala logarítmica debido a que las concentraciones de los metales en sedimentos fueron cuatro órdenes de magnitud más elevados que en el agua. El modelo factorial permitió obtener una descripción simultánea, analítica y gráfica, del comportamiento de los metales en ambos medios (interacción). Los componentes del modelo factorial obtenidos para cada metal se resumen en la Tabla 7. El análisis de contrastes ortogonales aplicado a la

concentración de cada metal en agua (An) y sedimento (Sn) permitió identificar las diferencias entre los sitios de estudio (1. Puente de Urrutia; 2. Apatlaco; 3. Laguna de La Asunción; 4. La Draga) (Anexo 4, Tablas 4.1B a 4.10B).

Tabla 7. Resumen de significancia de los efectos de los factores: medio, sitio, medio + sitio.

Fuente de error	Metales esenciales						Metales sin función biológica			
	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	As	V	Es	Pb
Intersección	0.000	.000	.005	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
MEDIO	0.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
SITIO	0.001	.001	.336	.000	.000	.001	.235	.081	.000	.035
MEDIO*SITIO	0.460	.022 *	.248	.003*	.935*	.399	.226	.332	.000*	.360

\*( $p < 0.05$ : efecto significativo).

### Metales esenciales

En el caso del Cromo, Hierro, Cobre y Zinc, la interacción entre factores no fue significativa (Tabla 7; Anexo 4) por lo que se mantuvieron los resultados de los Análisis de Varianza de una vía y las pruebas de Scheffé, previamente realizados, para denotar las diferencias significativas entre los sitios de estudio para cada medio. No obstante, en el caso del Manganeso y el Cobalto, la interacción entre factores fue significativa ( $p < 0.05$ ) (Tabla 7; Anexo 4, Tabla 4.2A y Tabla 4.4A), resultados que se describen a continuación:

#### *Manganeso*

El análisis por medio de los contrastes ortogonales (Fig. 8; Anexo 4, Tabla 4.2B) denotó que en agua los niveles de Mn registrados en P. de Urrutia fueron significativamente mayores que las registradas en los demás sitios de estudio ( $p < 0.05$ ); la concentración del metal en Apatlaco fue significativamente mayor que L. de Asunción y La Draga ( $p < 0.05$ ), mientras que entre estos dos últimos sitios, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ). En sedimento, las concentraciones del metal fueron similares entre todos los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ).

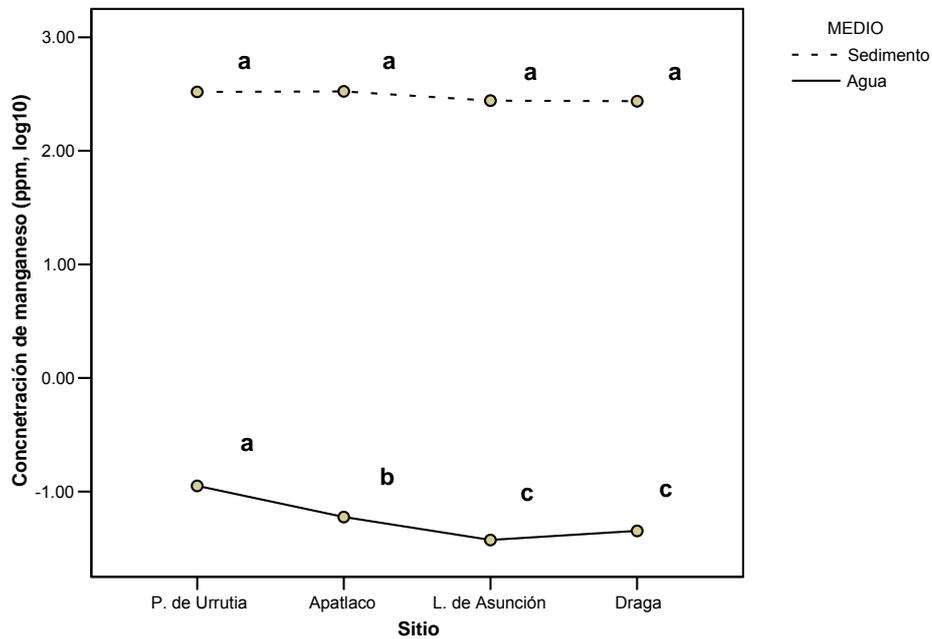


Figura 8. Concentraciones promedio de Mn (ppm; log<sub>10</sub>) en agua y sedimento de los sitios de estudio de los canales de Xochimilco. Letras diferentes en cada medio denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

### Cobalto

El análisis de contrastes ortogonales (Fig. 9, Anexo 4, Tabla 4.4B) denotó que en agua; los niveles de Cobalto fueron significativamente mayores en Apatlaco con respecto a los registrados en P. de Urrutia y la Draga ( $p < 0.05$ ), en tanto que la concentración de la Draga fue significativamente mayor que la detectada en P. de Urrutia ( $p < 0.05$ ), en la L. de la Asunción, no se detectó el metal; en sedimento, las concentraciones de Co en L. de Asunción y la Draga fueron significativamente mayores con respecto a P. de Urrutia y Apatlaco ( $p < 0.05$ ); en ambos grupos, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ). (Tabla 7; Fig. 9; Anexo 4 Tabla 4.4B).

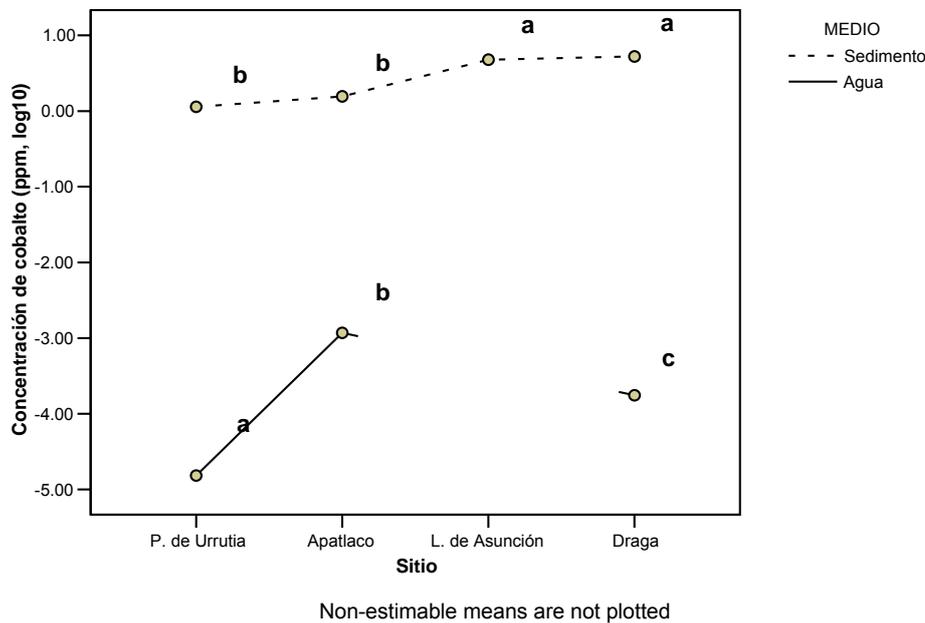


Figura 9. Concentraciones promedio de Co (ppm;  $\log_{10}$ ) en agua y sedimento de los sitios de estudio de los canales de Xochimilco. Letras diferentes en cada medio denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

### Metales sin función biológica conocida.

En el caso del Arsénico, Vanadio y Plomo, la interacción entre factores no fue significativa (Tabla 7; Anexo 4) por lo que se mantuvieron los resultados de los Análisis de Varianza de una vía y las pruebas de Scheffé, previamente realizados, para denotar las diferencias significativas entre los sitios de estudio para cada medio. No obstante, en el caso del Estroncio cuya interacción entre factores fue significativa ( $p < 0.05$ ) (Tabla 7; Anexo 4, Tabla 4.2A y Tabla 4.4A), resultados que se describen a continuación:

#### *Estroncio*

Mediante el análisis de contrastes ortogonales (Fig 10; Anexo 4; Tabla 4.9B) se determinó que en el caso de sedimentos, la concentración del metal registrada en la Laguna de Asunción es significativamente mayor que la detectada en P. de Urrutia, Apatlaco y la Draga ( $p < 0.05$ ); a su vez, los niveles de estroncio detectados en Apatlaco y la Draga y, en Apatlaco y P. de Urrutia fueron similares ( $p > 0.05$ ). Las concentraciones más bajas del metal se detectaron en P. Urrutia si bien fueron

similares sólo a las registradas en Apatlaco ( $p > 0.05$ ). Al contrario de lo encontrado en sedimento, los niveles del metal en agua en todos los sitios de estudio fueron similares ( $p > 0.05$ ) (Fig. 10; Anexo 4 Tabla 4.9B).

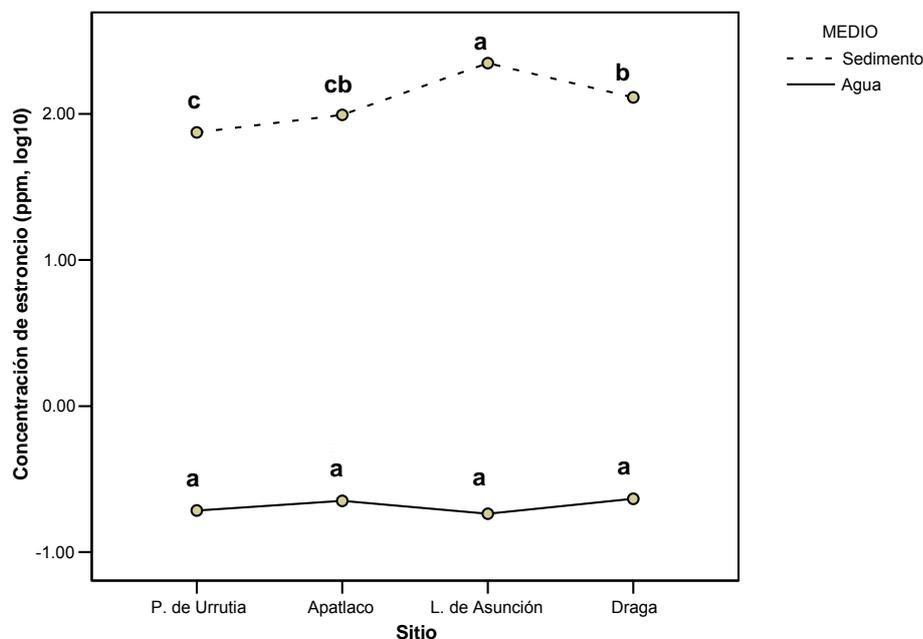


Figura 10. Concentraciones promedio de Sr (ppm;  $\log_{10}$ ) en agua y sedimento de los sitios de estudio de los canales de Xochimilco. Letras diferentes en cada medio denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

### 7.2.2. Relación entre los metales pesados.

Tanto en agua como en sedimento, las matrices de correlaciones de los metales pesados (esenciales y sin función biológica conocida) denotaron diversas relaciones, lo cual refleja la complejidad del estudio en medios diferentes (agua y sedimento) y en un ambiente dinámico de múltiples interacciones. Las correlaciones observadas entre las concentraciones de los metales registrados en agua se presentan en el Anexo 3 (Tabla 3.1.). Entre los metales esenciales, se observaron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre el Cr y el Zn y entre el Cu y el Se. Entre los metales sin función biológica conocida, el As se correlacionó significativamente con el Ni, el Sr, el Pb y el V ( $p < 0.05$ ); a su vez este último se correlacionó con el Ni y el Pb ( $p < 0.05$ ). Asimismo, entre los metales esenciales y los sin función biológica conocida se observaron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre el Mn y el Sr, entre el Cu con el Ni, el V y el Pb; todas estas correlaciones fueron positivas. En contraste solo se observó una correlación negativa entre el Co y el Ni.

Las correlaciones observadas en las concentraciones de los metales en los sedimentos, se presentan en el Anexo 3 (Tabla 3.2). Entre los metales esenciales, se observaron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre el Fe y el Cr; el Fe y el Cu; entre el Cu y el Cr y, entre el Co y el Se, ésta última negativa. Entre los metales sin función biológica conocida, el Cd se correlacionó significativamente con el Ni, el Sr y el Pb y a su vez este último con el Sr ( $p < 0.05$ ). En sedimento se presentó un mayor número de correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre los metales esenciales y los metales sin función biológica. El Cr se correlacionó con el Ni, el Sr y el Pb; el Fe se correlacionó con el Ni, Sr, Cd y Pb; el Cu se correlacionó con el Ni, Sr, Cd y Pb; el Co con el V y el Cd y, el Zn se correlacionó con el Sr; todas estas correlaciones fueron positivas. En contraste se observaron correlaciones negativas entre el Mn con el Sr y el Pb y entre el Se con el V y el Cd.

### **7.3. Relación entre los metales y los parámetros fisicoquímicos del medio.**

El análisis de correlación efectuado permitió identificar las relaciones entre los parámetros fisicoquímicos más relevantes del agua y de los sedimentos, con las concentraciones de los metales en cada matriz evaluada. En agua, los niveles detectados de los diferentes metales fueron independientes de la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto y de las concentraciones de bicarbonatos, nitrito y nitratos. No obstante, de manera significativa ( $p < 0.05$ ) se observaron las siguientes correlaciones: sólo el Co se relacionó con el pH del medio; el Cu con los niveles de cloruros, y el Co, Fe, Sr y Pb con los niveles de bromuros. A la vez, el Cr, Zn, As, Ni y V se relacionaron negativamente con los niveles de sulfatos. Asimismo, se observó la relación negativa del Mn y positiva del As, con el N-amonio total (Anexo 2, Tabla 2.3. A).

En sedimento, la materia orgánica fue el único parámetro que presentó correlación con los metales pesados (Anexo 2 Tabla 2.3B). En orden de magnitud, sólo los metales Cr, Cu, Fe, Co, Ni, Cd y Sr se relacionaron significativamente con la materia orgánica ( $p < 0.05$ ); únicamente la relación significativa del Se con la materia orgánica ( $p < 0.05$ ) fue negativa.

#### 7.4. Relación entre la concentración de metales pesados en agua y sedimento y la acumulación hepática de *Ambystoma mexicanum*.

Para establecer la probable relación entre las concentraciones de metales pesados en agua y sedimentos con la acumulación en hígado de *A. mexicanum*, se cuantificaron las concentraciones de metales pesados en el hígado de los ajolotes que fueron transplantados durante un mes a los canales de Xochimilco. Los metales detectados fueron trece, siete fueron esenciales y seis sin función biológica conocida: Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn y Se, y As, Ni, V, Sr, Cd y Pb.

El comportamiento general de los metales denota que de los esenciales el Fe y Zn presentan las concentraciones mas elevadas ( $p < 0.05$ ; Fig 11A) mientras que de los metales sin función biológica conocida, el Ni se bioacumuló en niveles mayores ( $p < 0.05$ ; Fig. 11B).

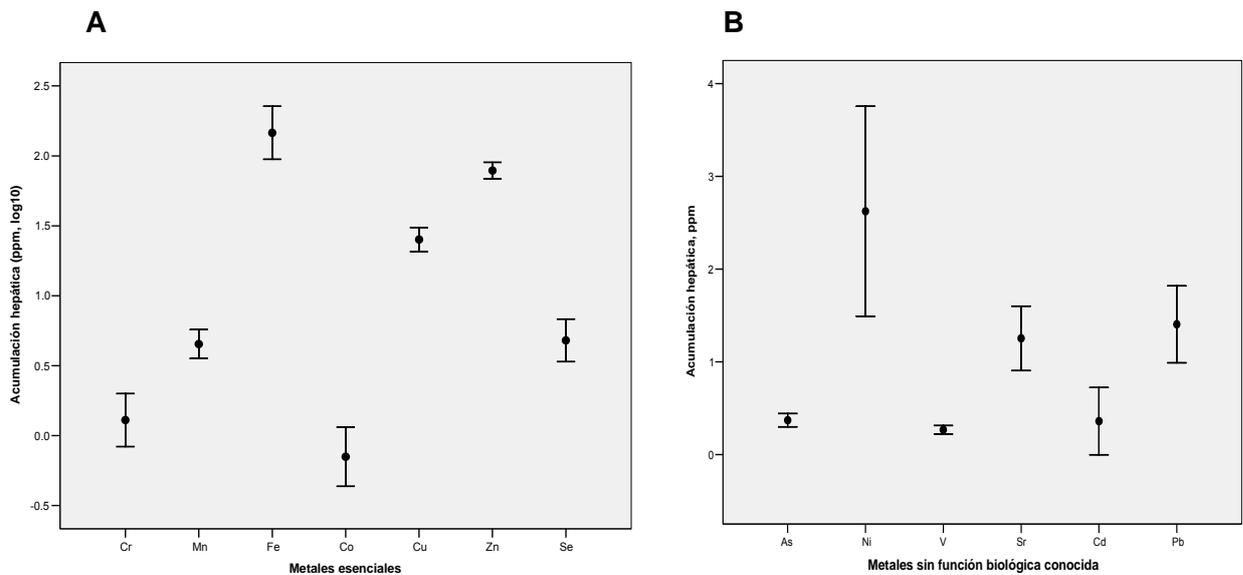


Fig.11. Concentración de los metales esenciales (A; ppm log10) y sin función biológica conocida (B; ppm) registrados en el hígado de *A. mexicanum*, expuestos un mes *in situ* en los canales de Xochimilco. Se grafican valores de  $X \pm EE$ .

En relación a los metales esenciales (Fig. 12; Anexo 5, Tabla 5.1), los niveles hepáticos de Co y Cu son similares en los organismos provenientes de los diferentes sitios de estudio (P. de Urrutia, Apatlaco, L. de Asunción y la Draga), mientras que se presentan diferentes comportamientos de los demás metales. Así, en cuanto al Fe, destaca los bajos niveles en hígado detectados en los organismos provenientes de la

L. de la Asunción, significativamente menores a los registrados en los organismos provenientes de P. de Urrutia, Apatlaco y la Draga, los que presentaron concentraciones similares ( $p > 0.05$ ). La menor acumulación hepática del Cr se registró en los ajolotes transplantados a P. de Urrutia, L. de la Asunción y la Draga, siendo similares a Apatlaco los dos últimos ( $p > 0.05$ ).

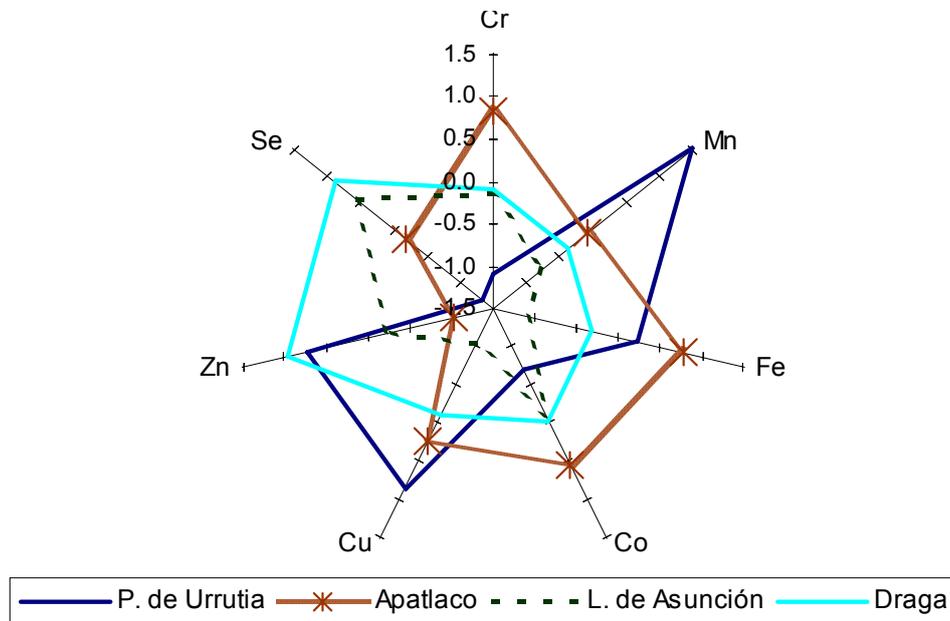


Fig 12. Diagrama de estrella de la concentración de metales esenciales detectados (ppm) en el hígado de ajolote *A. mexicanum* transplantados a los sitios de estudio seleccionados de los canales de Xochimilco.

En cuanto a los metales sin función biológica conocida (Fig. 13; Anexo 5, Tabla 5.1), los niveles de Ni, V, Sr y Cd acumulados en el hígado de los ajolotes de los cuatro sitios de estudio, fueron similares ( $p < 0.05$ ). Sin embargo los niveles hepáticos de Pb en los organismos provenientes de la Draga y Apatlaco fueron mayores a los de L. de la Asunción ( $p < 0.05$ ), si bien estos últimos fueron similares a los de P. de Urrutia ( $p > 0.05$ ). A su vez, los niveles hepáticos de As en los organismos provenientes de P. de Urrutia fueron mayores a los detectados en L. de Asunción y la Draga ( $p < 0.05$ ) siendo éstos similares a los de los ajolotes de Apatlaco ( $p > 0.05$ ).

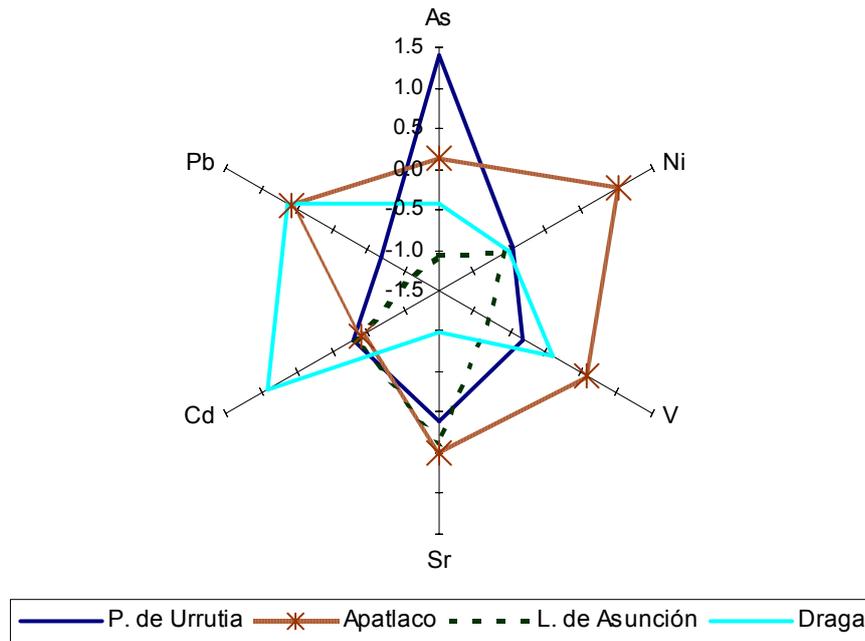


Fig 13. Diagrama de estrella de la concentración de metales sin función biológica conocida detectados (ppm) en el hígado de ajolote *A. mexicanum* transplantedados a los sitios de estudio seleccionados de los canales de Xochimilco.

El análisis de correlación de Pearson efectuado entre las concentraciones los metales en agua (ppm) y los metales detectados en hígado (Anexo 5, Tabla 5.3A) identificó, en el caso de los metales esenciales, correlaciones significativas (y positivas) con el Mn ( $\varphi = 0.785$ ) (Fig. 14) y el Zn ( $\varphi = 0.664$ ) (Fig. 15) ( $p < 0.05$ ); en los metales sin función biológica conocida se presentaron correlaciones significativas (y negativas) con el As ( $\varphi = -0.739$ ) (Fig. 16) y el Ni ( $\varphi = -0.693$ ) (Fig. 17) ( $p < 0.05$ )

En relación a las concentraciones de los metales en sedimento (ppm) y los metales detectados en hígado (Anexo 5, Tabla 5.3B) se identificó, en el caso de los metales esenciales, correlaciones significativas (y negativas) con el Fe ( $\varphi = -0.634$ ) (Fig. 18), Cu ( $\varphi = -0.570$ ) (Fig. 19) y el Se ( $\varphi = -0.734$ ) (Fig. 20) ( $p < 0.05$ ); para los metales sin función biológica conocida se presentó una correlación significativa (y negativa) con el As ( $-0.802$ ) (Fig. 21) ( $p < 0.05$ ).

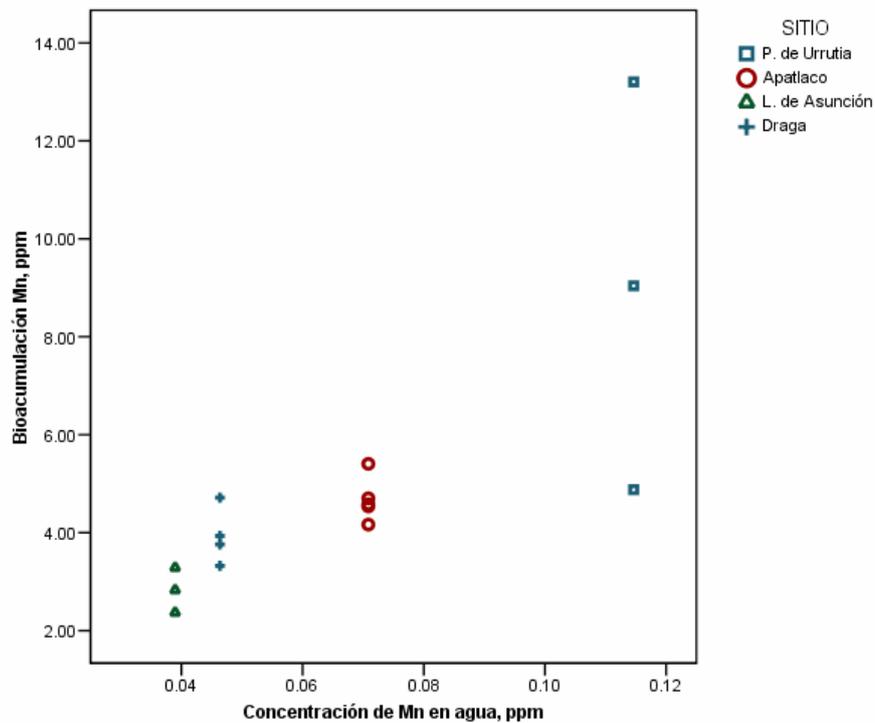


Fig.14. Correlación entre la concentración de Mn en agua (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco. ( $\rho = 0.785$ ,  $p < 0.05$ ).

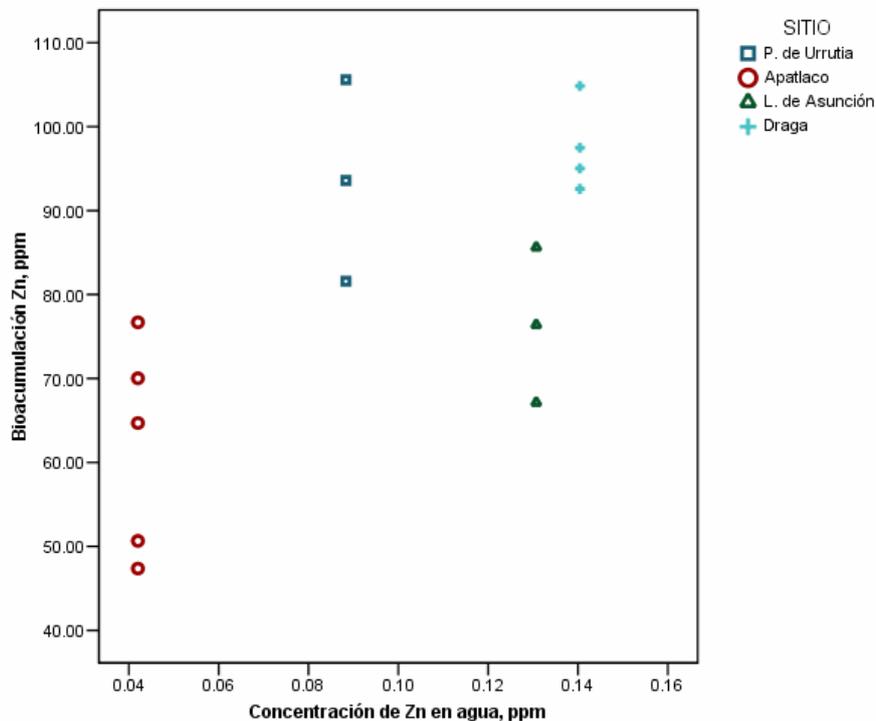


Fig.15. Correlación entre la concentración de Zn en agua (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco. ( $\rho = 0.664$ ,  $p < 0.05$ ) habría que añadir esta información en todas las gráficas).

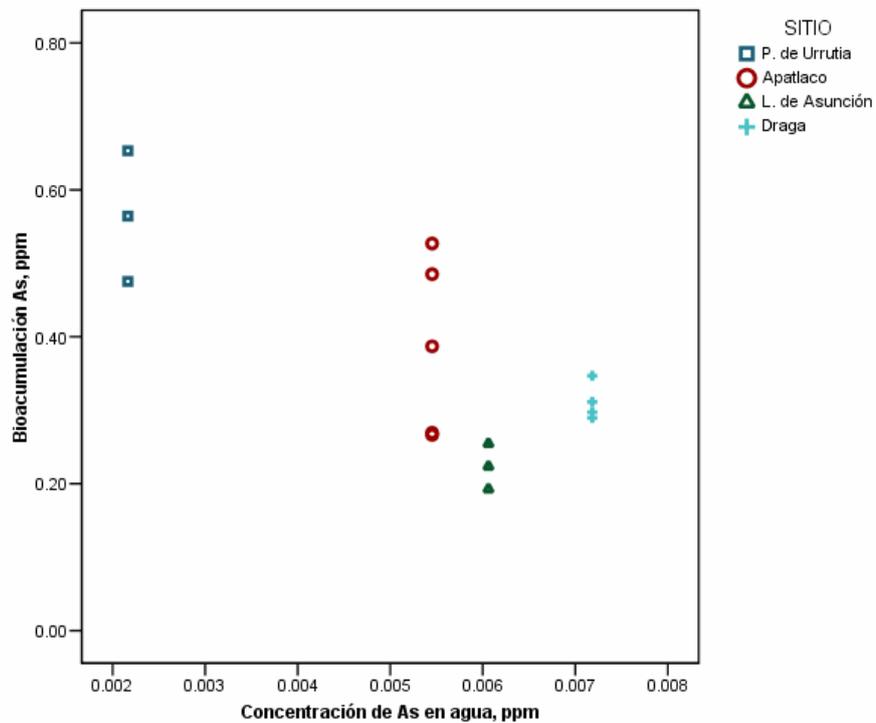


Fig.16. Correlación entre la concentración de As en agua (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco. ( $\rho = -0.739$ ,  $p < 0.05$ ).

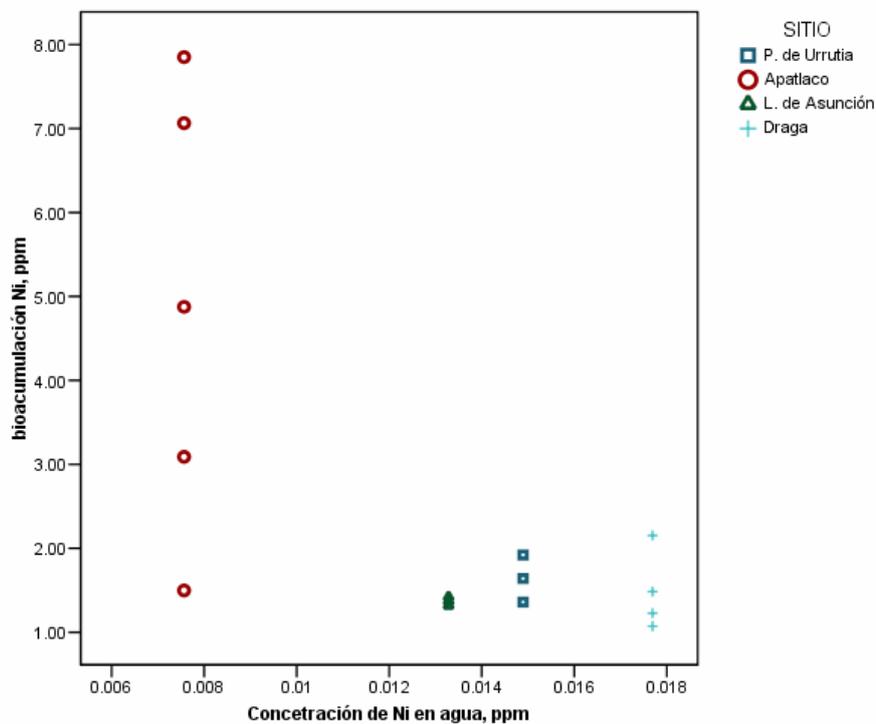


Fig. 17. Correlación entre la concentración de Ni en agua (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco. ( $\rho = -0.693$ ,  $p < 0.05$ ).

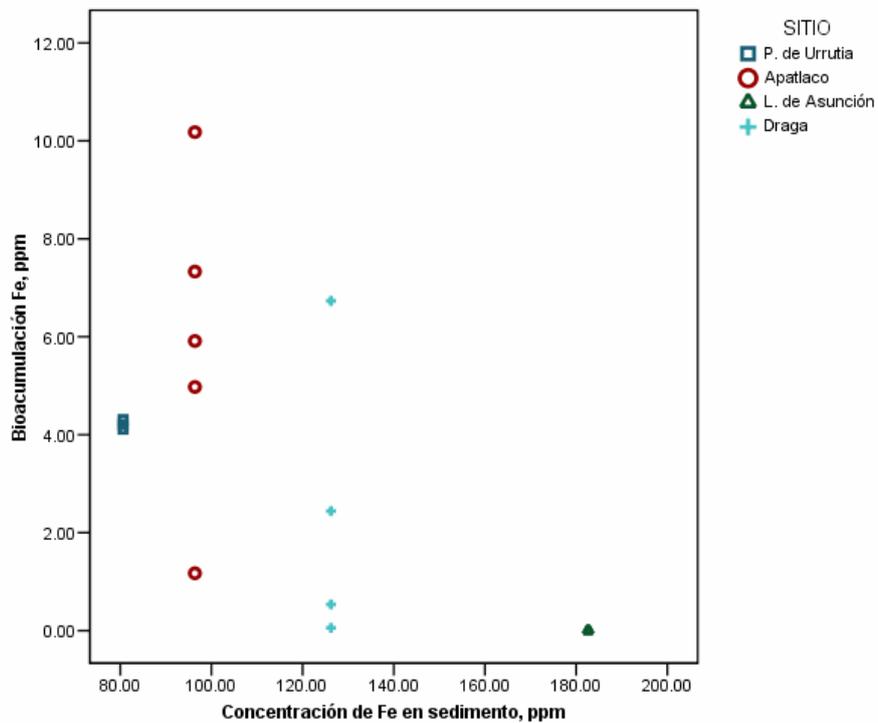


Fig. 18. Correlación entre la concentración de Fe en sedimento (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco ( $\rho = -0.634$ ,  $p < 0.05$ ).

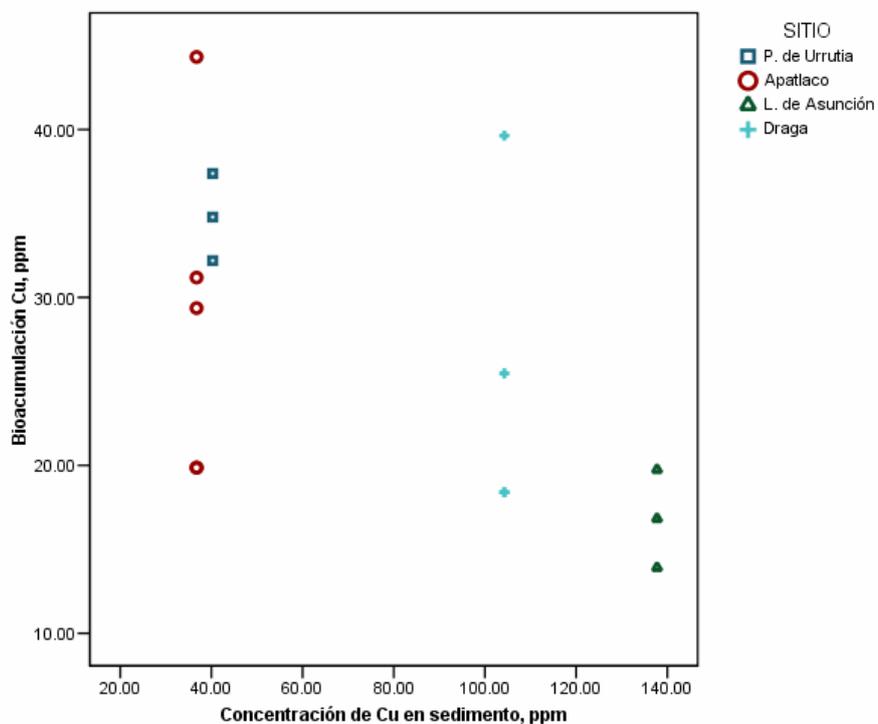


Fig. 19. Correlación entre la concentración de Cu en sedimento (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco ( $\rho = -0.570$ ,  $p < 0.05$ ).

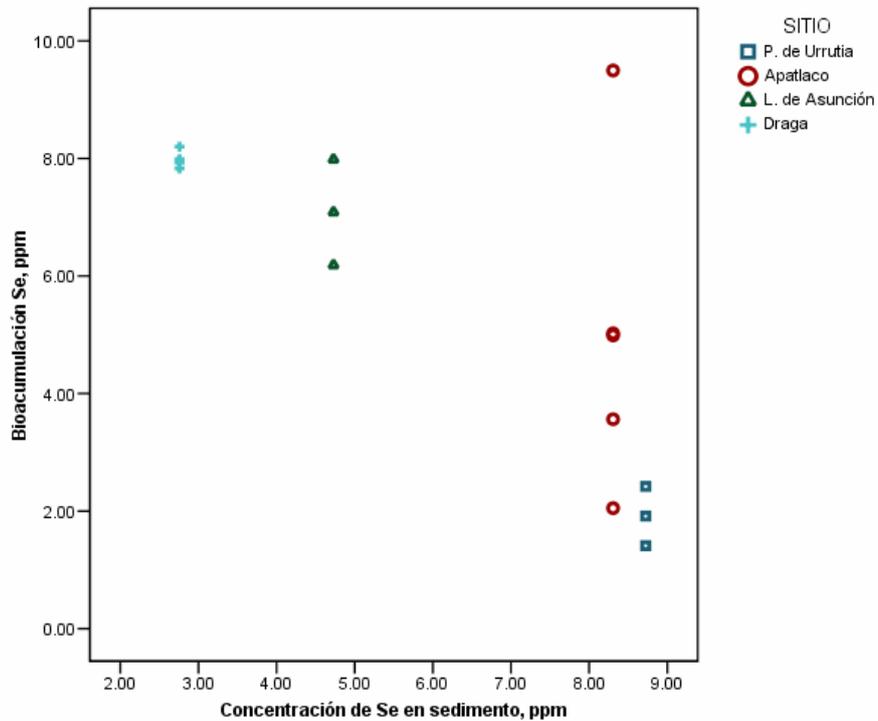


Fig.20. Correlación entre la concentración de Se en sedimento (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco ( $\rho = -0.734$ ,  $p < 0.05$ ).

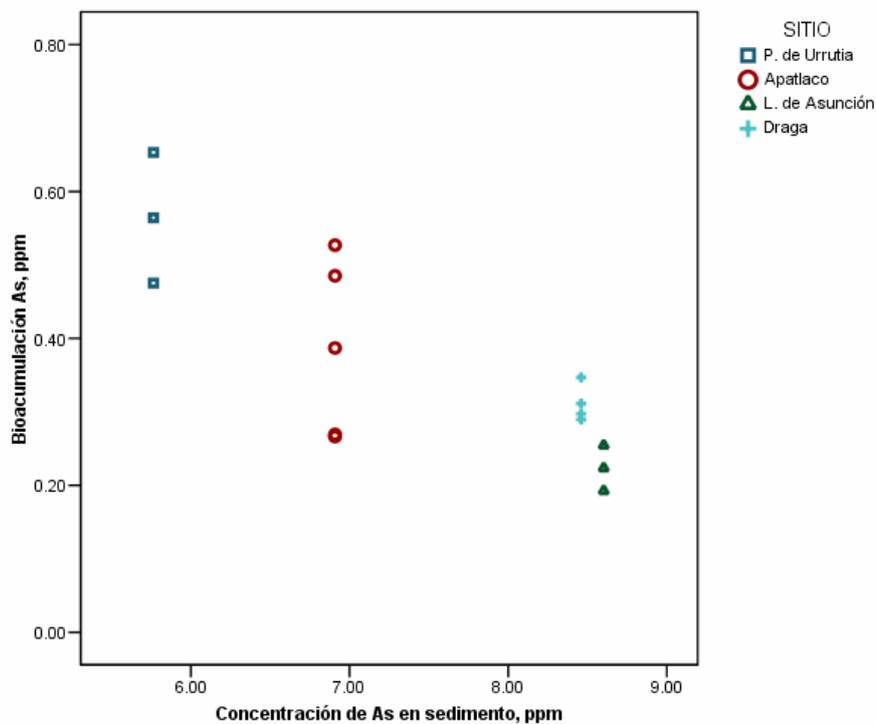


Fig.21. Correlación entre la concentración de As en sedimento (ppm) y la concentración hepática de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* en los sitios seleccionados de Xochimilco ( $\rho = -0.802$ ,  $p < 0.05$ ).

## 7.6. Respuestas biológicas. Relación con la acumulación hepática de metales.

Para determinar si la acumulación de metales pesados en el hígado de los ajolotes denotó algún efecto identificable sobre las diversas respuestas biológicas que integran la condición fisiológica de los ajolotes, se evaluó: el Incremento Relativo en longitud patrón (IRLP), el Incremento relativo en peso (IRP), el Índice de Condición (IC) y el Índice Hepatosomático (IH) de los organismos provenientes de cada sitio de estudio, como probables biomarcadores del efecto de la exposición *in situ* a los metales pesados.

En los organismos transplantados a los diferentes sitios de estudio en los canales de Xochimilco, se detectaron diferencias significativas en el peso y la longitud patrón inicial, registrándose los menores pesos y tallas ( $p < 0.05$ ) en los organismos transplantados a la Draga (Tabla 8); de tal manera y para efectos comparativos, en los análisis subsecuentes se consideraron el Incremento Relativo en longitud patrón (IRLP) y el Incremento Relativo en peso (IRP).

Tabla 8. Peso y longitud inicial (i) y final (f) de los ajolotes *A. mexicanum* transplantados a los sitios seleccionados de los canales de Xochimilco. Se señalan valores promedio y error estándar ( $X \pm EE$ ).

	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	Draga
<b>Peso<sub>i</sub> (PH, g)</b>	12.376 ± 0.88 <sup>ab</sup>	12.76 ± 0.82 <sup>a</sup>	10.88 ± 0.53 <sup>ab</sup>	9.5 ± 0.62 <sup>b</sup>
<b>Peso<sub>f</sub> (PH, g)</b>	22.75 ± 1.8 <sup>a</sup>	24.07 ± 2.07 <sup>a</sup>	22.57 ± 1.30 <sup>a</sup>	22.40 ± 1.9 <sup>a</sup>
<b>Long. Total<sub>i</sub> (cm)</b>	12.33 ± 0.28 <sup>a</sup>	12.16 ± 0.28 <sup>a</sup>	11.63 ± 0.32 <sup>ab</sup>	10.22 ± 0.66 <sup>a</sup>
<b>Long. Total<sub>f</sub> (cm)</b>	14.06 ± 0.41 <sup>a</sup>	14.00 ± 0.5 <sup>a</sup>	14.37 ± 0.33 <sup>a</sup>	14.18 ± 0.38 <sup>a</sup>
<b>Long. Patron<sub>i</sub> (cm)</b>	6.33 ± 0.15 <sup>ab</sup>	6.53 ± 0.17 <sup>a</sup>	6.17 ± 0.14 <sup>ab</sup>	5.56 ± 0.29 <sup>b</sup>
<b>Long. Patron<sub>f</sub> (cm)</b>	7.97 ± 0.17 <sup>a</sup>	7.87 ± 0.15 <sup>a</sup>	7.79 ± 0.18 <sup>a</sup>	7.84 ± 0.22 <sup>a</sup>

Para cada parámetro morfométrico, letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio (ANOVA;  $p < 0.05$ ).

De las respuestas evaluadas (Tabla 9; Fig. 22 a 25) sólo se identificaron diferencias significativas en el Incremento Relativo en Longitud Patrón (IRLP). En P. de Urrutia, Apatlaco y L. de Asunción se obtuvieron IRLP similares ( $p > 0.05$ ); sin embargo, los obtenidos en la Draga fueron significativamente mayores sólo a los registrados en Apatlaco ( $p < 0.05$ ).

Tabla 9. Respuestas biológicas registradas en los ajolotes *A. mexicanum* transplantados a los sitios seleccionados de los canales de Xochimilco. Se señalan valores promedio y error estándar ( $X \pm EE$ ).

	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	Draga
IRP, %	$2.64 \pm 1^a$	$3.24 \pm 0.67^a$	$3.26 \pm 0.23^a$	$3.64 \pm 0.38^a$
IRLP, %	$0.55 \pm 0.09^{ab}$	$0.64 \pm 0.08^a$	$0.93 \pm 0.6^{ab}$	$1.5 \pm 0.24^b$
IC, %	$4.25 \pm 0.2^a$	$5.5 \pm 0.35^a$	$4.2 \pm 0.47^a$	$4.2 \pm 0.3^a$
IH, %	$2 \pm 0.18^a$	$1.64 \pm 0.18^a$	$2.1 \pm 0.2^a$	$2.3 \pm 0.16^a$

Para cada parámetro morfométrico, letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio (ANOVA de una vía;  $p < 0.05$ ).

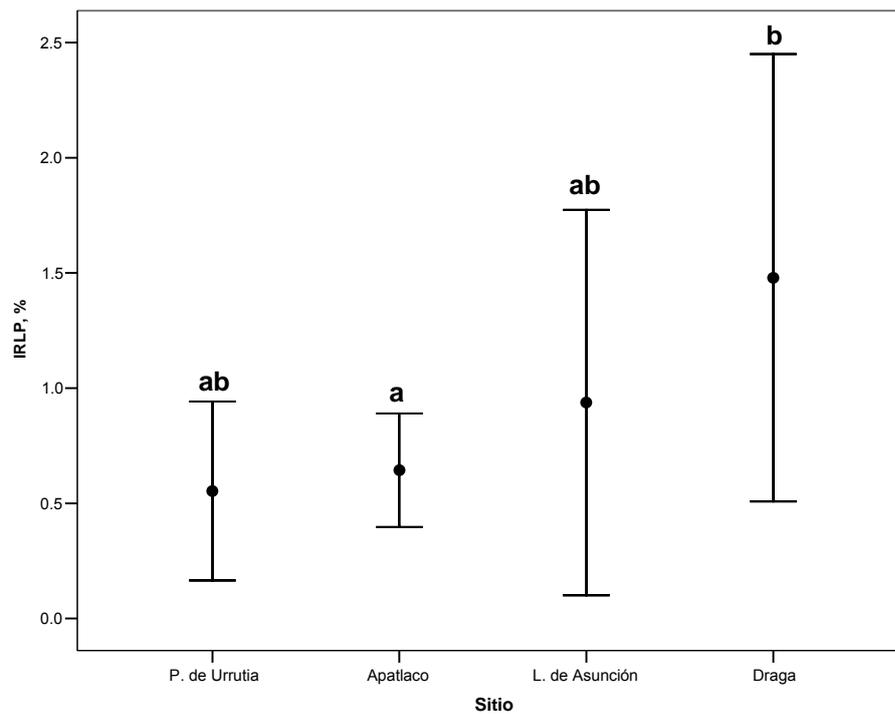


Fig. 22. Incremento Relativo en Longitud Patrón (IRLP; %) del ajolote *A. mexicanum* de los cuatro sitios seleccionados de Xochimilco. Se grafican valores de media  $\pm$  EE. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios ( $p < 0.05$ ).

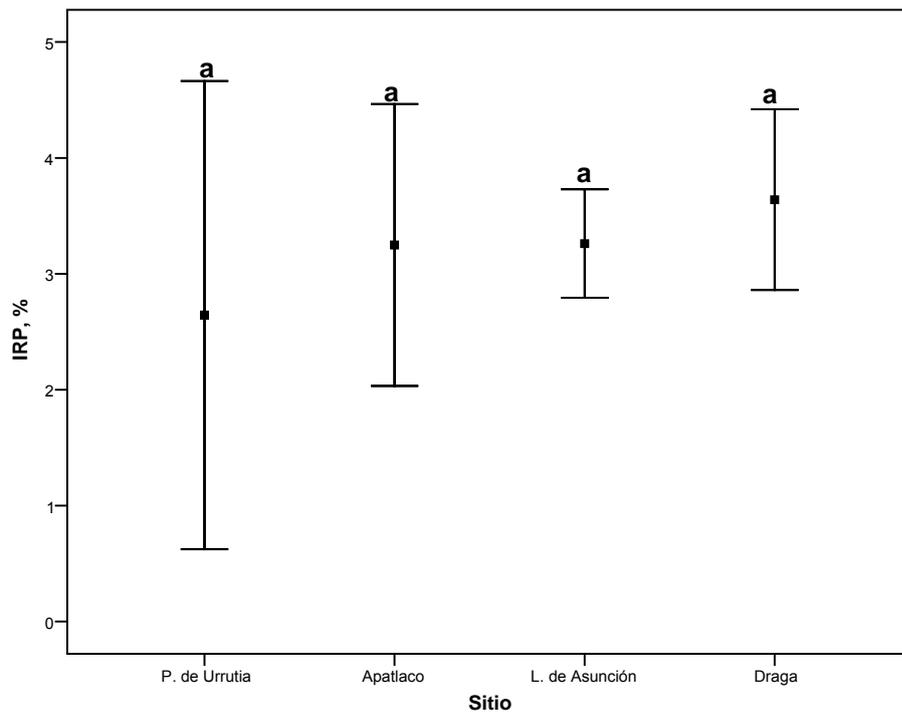


Fig. 23. Incremento Relativo en Peso (IRP; %) del ajolote *A. mexicanum* de los cuatro sitios seleccionados de Xochimilco. Se grafican valores de media  $\pm$  EE. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios ( $p > 0.05$ ).

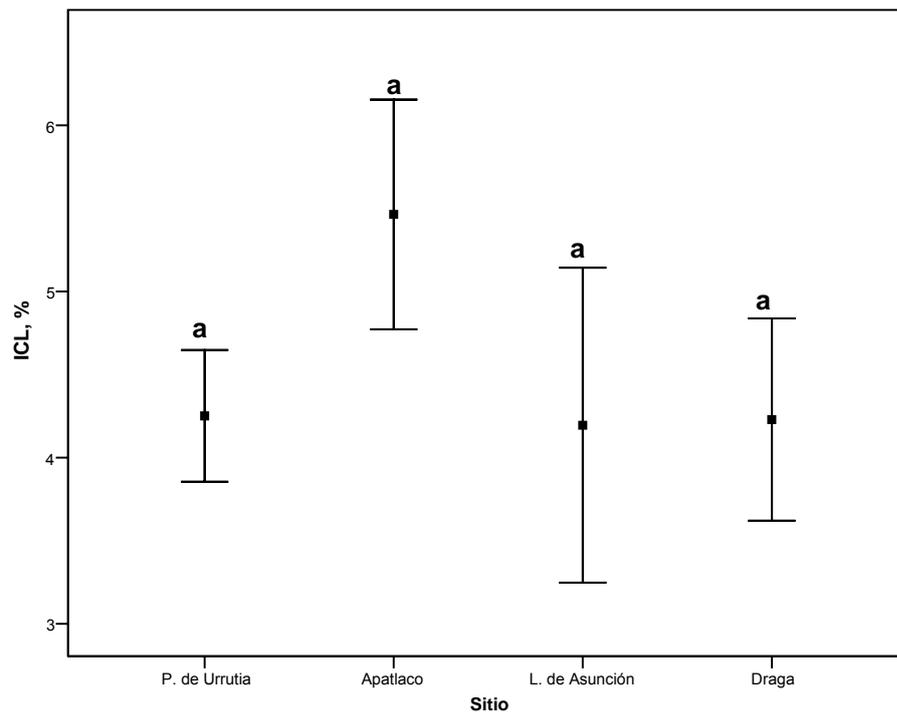


Fig. 24. Índice de Condición (IC; %) del ajolote *A. mexicanum* de los cuatro sitios seleccionados de Xochimilco. Se grafican valores de media  $\pm$  EE. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios ( $p > 0.05$ ).

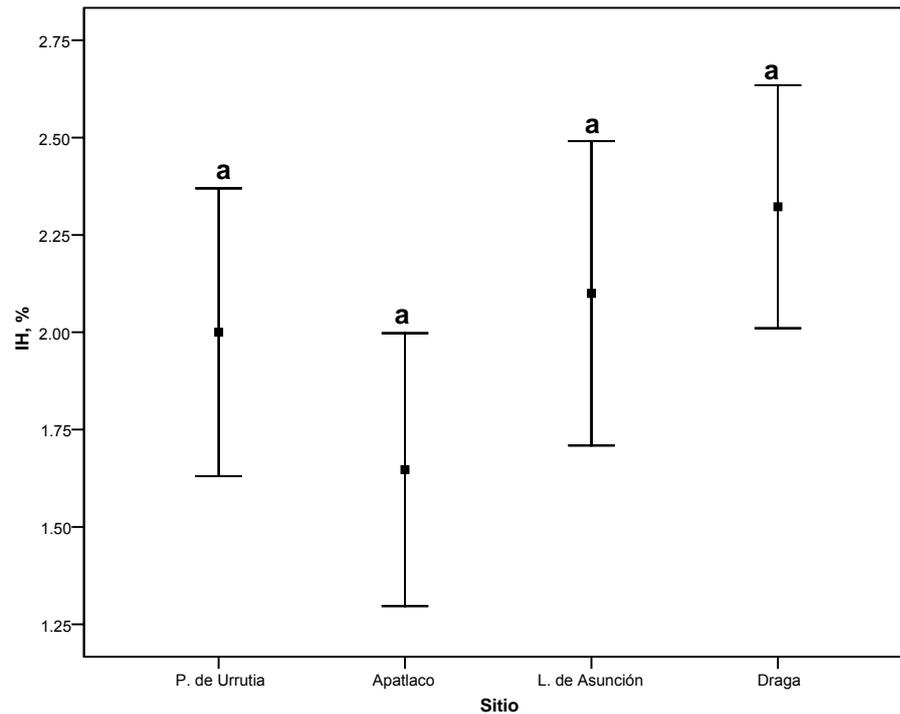


Fig.25. Índice Hepatosomático (IH; %) del ajolote *A. mexicanum* de los cuatro sitios seleccionados de Xochimilco. Se grafican valores de media  $\pm$  EE. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios ( $p > 0.05$ ).

El análisis de correlación entre la acumulación de metales en el hígado de los ajolotes transplantados a los sitios de estudio y las distintas respuestas biológicas evaluadas, identificó las siguientes relaciones. En cuanto al Incremento Relativo en Longitud Patrón solo se obtuvo una correlación significativa (y positiva) con la acumulación de Se ( $\rho = 0.621$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 26; Anexo 5, Tabla 5.4 A). En relación al Incremento Relativo en Peso solamente se detectó una correlación significativa (y negativa) con la acumulación de Mn ( $\rho = -0.519$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 27; Anexo 5, Tabla 5.4B). Para el Índice de Condición se identificó, en el caso de los metales esenciales, una correlación significativa (y positiva) sólo con la bioacumulación de Fe ( $\rho = 0.560$   $p < 0.05$ ) (Fig. 28; Anexo 5, Tabla 4.4 C). Para los metales sin función biológica conocida se identificó una correlación significativa (y positiva) solamente con la acumulación en hígado de V ( $\rho = 0.659$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 29; Anexo 5, Tabla 5.4 D).

Cabe acotar que el Índice Hepatosomático no presentó ninguna correlación con la acumulación de los metales pesados en el hígado de *A. mexicanum* transplantado a los sitios de estudio ( $p > 0.05$ ) (Anexo 5; Tabla 5.4D).

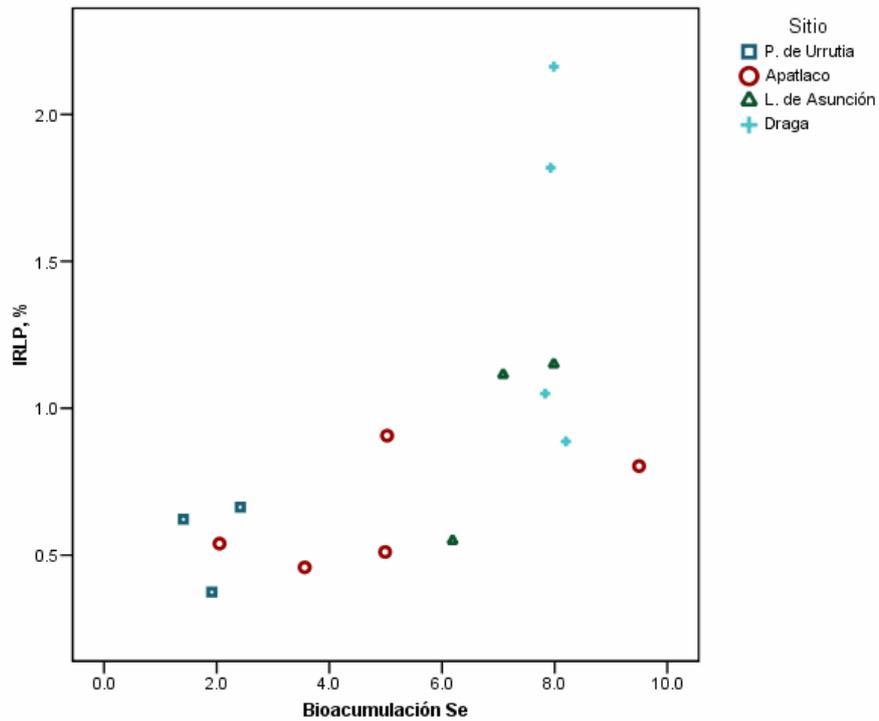


Fig. 26 Correlación entre el Incremento Relativo en Longitud Patrón (IRLP, %) y la concentración hepática de Se (ppm) en *A. mexicanum* ( $\rho = 0.621$ ,  $p < 0.05$ ).

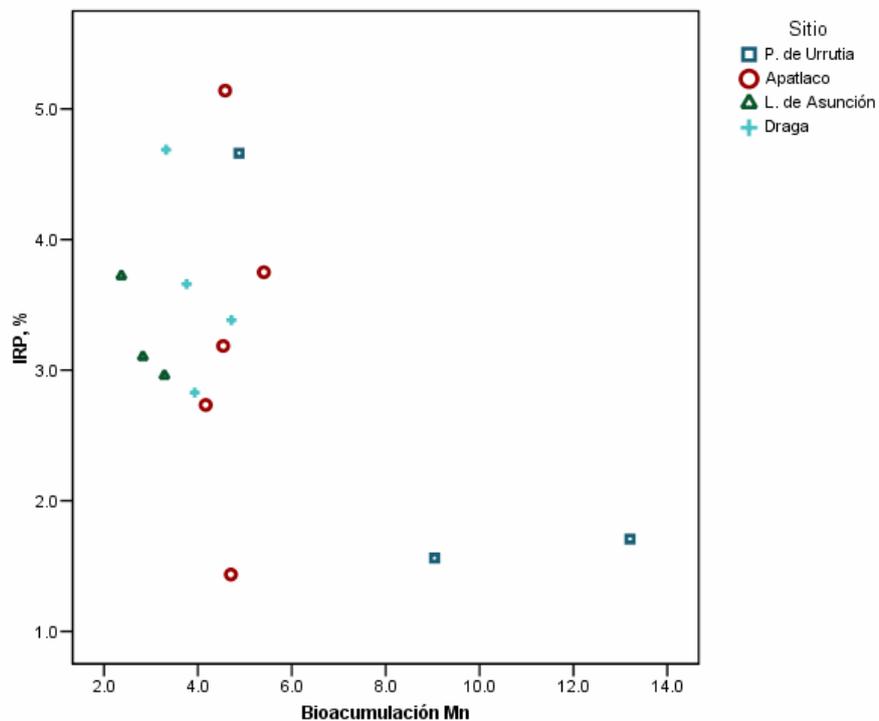


Fig. 27. Correlación entre el Incremento Relativo en Peso (IRP, %) y la concentración hepática de Mn (ppm) en *A. mexicanum* ( $\rho = -0.519$ ,  $p < 0.05$ ).

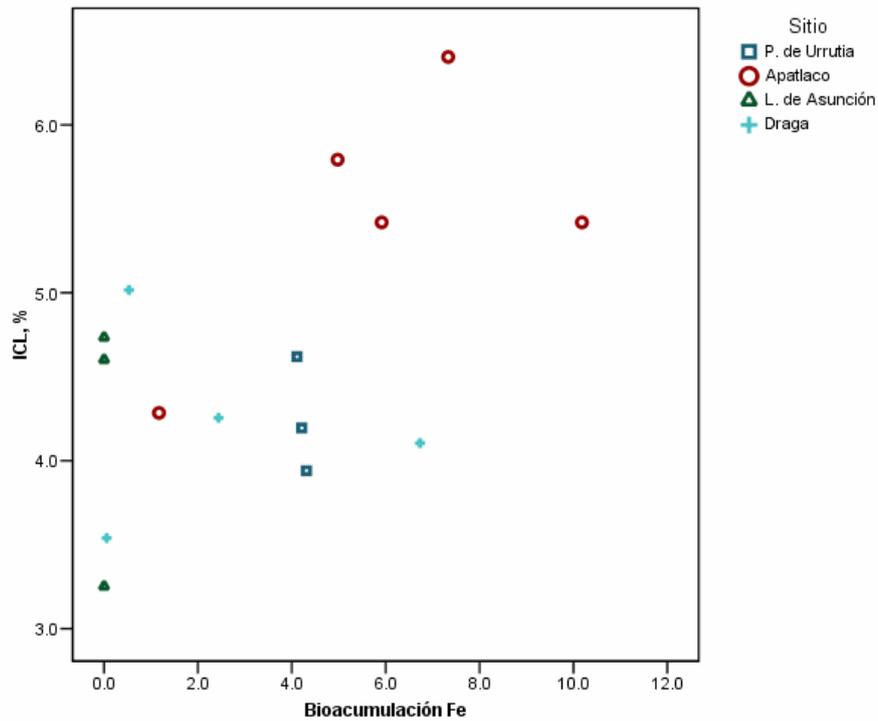


Fig. 28. Correlación entre el Índice de Condición en longitud (ICL, %) y la concentración hepática de Fe (ppm) en *A. mexicanum* ( $\rho = 0.562$ ,  $p < 0.05$ ).

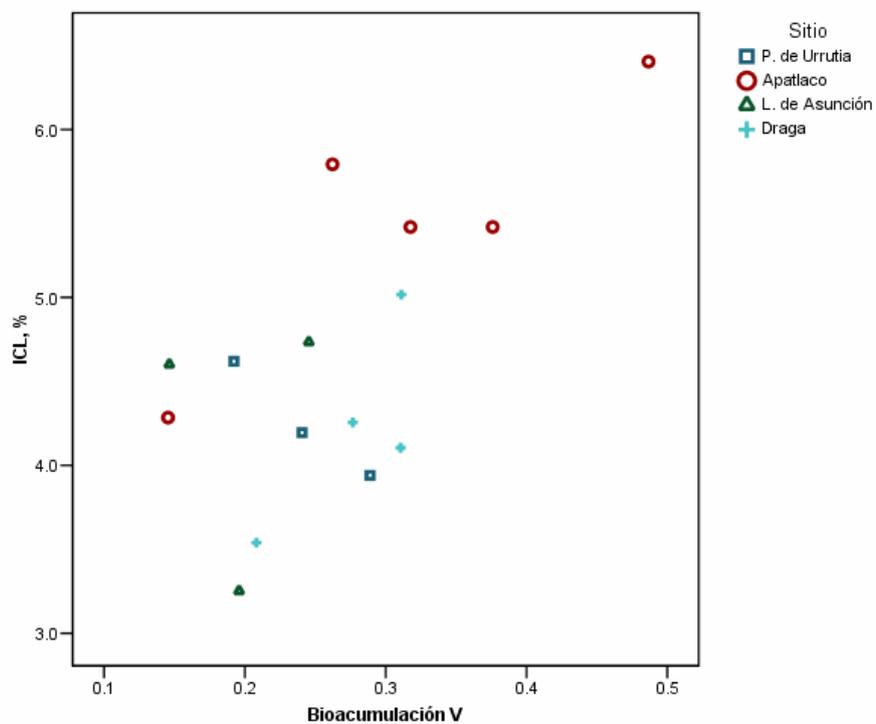


Fig. 29. Correlación entre el Índice de Condición (IC, %) y la concentración hepática de V (ppm) en *A. mexicanum* ( $\rho = 0.659$ ,  $p < 0.05$ ).

## 8. Discusión

El sistema lacustre de Xochimilco ha sido un sistema continuamente alterado. El deterioro del balance hídrico del sistema por la extracción de las aguas de los manantiales de Xochimilco (Rojas 1990; Valdez, 1995), la sustitución de los aportes naturales por las aguas tratadas provenientes de la planta de Cerro de la Estrella, los aportes de contaminantes diversos (químicos, microbiológicos, etc.) por las descargas domiciliarias directas e indirectas aunados a los aportes de los agroquímicos y fertilizantes aplicados en las áreas de producción agrícola, junto con el continuo crecimiento los asentamientos irregulares, han contribuido al deterioro del Área Nacional Protegida de los Ejidos de Xochimilco y de San Gregorio Atlapulco (Salinas, 1993).

No obstante su condición actual, la Convención RAMSAR (convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas; Ramsar, 1971) ha considerado como un humedal representativo al Sistema Lacustre de los Ejidos de Xochimilco y de San Gregorio Atlapulco, de acuerdo a los criterios 1, 2, 4, 7: constituye un sistema representativo en la Cuenca de México, remanente del gran lago del Valle de México (1); representa un ecosistema importante para el mantenimiento de la biodiversidad del Distrito Federal y / o del Valle de México (2); constituye un sitio de sustento o refugio de especies de flora y fauna importantes, -en él se localizan poblaciones endémicas del ajolote *Ambystoma mexicanum*- (4); y el sitio presenta dos especies de peces endémicos: *Chiostoma humboldtianum*, apreciado en la gastronomía y *Algansea tincella*, relictos de cuatro especies ya extintas pertenecientes al orden de los ciprínidos (7) (Ramsar, 2000).

De acuerdo a la clasificación de la USFWS Cowarding, Xochimilco puede considerarse como un sistema lacustre limnético, ya que se encuentra situado en una depresión topográfica, cuenta con un área mayor a 8 ha, la mayor profundidad excede los 2 metros, y no cuenta con un fondo consolidado, entre otras características (INECOL, SMA – CORENA, 2002; Osmond *et al.*, 1995). En los sistemas lacustres, los procesos físicos, químicos y biológicos son complejos; particularmente la fluctuación en los niveles de agua caracteriza el control de las condiciones de oxido – reducción del sistema. Esta condición a su vez, desempeña un papel relevante en el ciclo, la disponibilidad y el transporte de nutrimentos; en el pH; la sedimentación y la acumulación de la materia orgánica; así como en el depósito y el transporte y la disponibilidad de metales pesados (Osmond *et al.*, 1995).

En el presente estudio, de las variables fisicoquímicas evaluadas en el agua resalta el comportamiento del oxígeno disuelto en los sitios de Puente de Urrutia (considerado inicialmente, sitio de referencia) y de la Laguna de la Asunción (sitios de influencia urbana directa) con concentraciones mínimas de 1.8 y máximas de 6.6 mg O<sub>2</sub>/L. Este comportamiento fue similar al reportado para diversos sitios del área por Sandoval (2003). Esta variabilidad puede obedecer a la probable elevada actividad microbiana en los sedimentos y a las reacciones biológicas y químicas propias de los sedimentos con elevados niveles de materia orgánica en ambientes lacustres (Osmond, 1995). Este aspecto fue evidente en la Laguna de Asunción donde las principales fuentes de materia orgánica son los aportes y descargas domiciliarias directas, aunado a la baja circulación del agua en el sitio; en contraste, los bajos niveles de oxígeno disuelto en agua registrados en el Puente de Urrutia, obedecieron en mayor grado a la elevada acumulación de plantas acuáticas superficiales (principalmente lemna y lirio acuático), las que al ser retiradas durante el presente estudio por las brigadas de limpieza de los canales de la Delegación Xochimilco determinó el incremento en el oxígeno disuelto en el agua.

De los compuestos nitrogenados, resaltan las elevadas concentraciones de nitratos detectadas en todos los sitios de estudio de los canales de Xochimilco (7.2 a 66.9 mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) los cuales pueden ser atribuidos a varios factores entre ellos las condiciones reductoras del sistema. De manera natural la desnitrificación (reducción del nitrato a nitrógeno inorgánico;  $2\text{NO}_3^- + 10\text{e}^- + 12\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$ ) ocurre en circunstancias anaeróbicas donde la respiración microbiana y las reacciones biológicas y químicas consumen la disponibilidad de oxígeno y donde el nitrato actúa como aceptor final, proceso mediado por bacterias heterótrofas fundamentalmente *Pseudomonas* (De *et al*, 1994; Osmond *et al*, 1995; Ortiz – Santaliestra *et al*, 2005). En ambientes acuáticos, niveles elevados de nitratos se relacionan con el fenómeno de cambio trófico acelerado (“eutrofización”) en el cual se favorece el crecimiento acelerado de organismos autótrofos (“blooms algales”), la subsecuente reducción de oxígeno disuelto y la afectación global del ecosistema (OMS, 1995; Ortiz – Santaliestra *et al*, 1994). Nandini *et al*. (2005) encontró variaciones en la demanda biológica de oxígeno de 16 a 28 mg/L en un periodo de cinco días, lo cual sugiere el cambio trófico a “condición eutrófica” de los canales de Xochimilco. Los elevados niveles de nitrato detectados en los canales de Xochimilco pueden ser el resultado de la descarga excesiva de materia orgánica al sistema aunado al aporte de fertilizantes provenientes de la actividad agrícola (McElroy *et al*., 2005). Otra posible causa es la oxidación de la materia orgánica en los suelos de las chinampas, inducida por la reducción del nivel

---

de agua en los canales de Xochimilco (Siebe, *com. per.*) quedando expuestos los suelos ricos en nitratos y entrando éstos al sistema por escorrentía o por la caída de las paredes/suelos de las chinampas no consolidadas a los canales.

El efecto tóxico del nitrato ha sido ampliamente documentado a nivel mundial. Si bien el nivel máximo permitido en agua potable es de 10 mg/L  $\text{NO}_3^-$  (NOM – 001) se han detectado efectos adversos a la biota acuática aún en niveles tan bajos como 4 mg/L  $\text{NO}_3^-$  en exposiciones crónicas (Camargo y Alonso, 2006). En peces, niveles elevados de nitratos en agua ocasionan metahemoglobinemia, cinógenesis e hipoxia severa; niveles mayores a 30 mg/L (PPM) reducen el crecimiento, deterioran el sistema inmune y ocasionan estrés severo y la muerte de peces (Ortiz – Santaliestra *et al.*, 2004; Ortiz *et al.*, 1994; Marco *et al.*, 1999; Lewis *et al.*, 1986). El nitrato puede ser convertido (en el intestino en medio ácido) a nitrosaminas las cuales son carcinogénicas (Committe on Nitrate Accumulation, 1972); a la vez el compuesto nitrosoatrazina, compuesto formado por la conversión metabólica del nitrato y la atrazina (herbicida utilizado en prácticas agrícolas) es genotóxico en niveles tan bajos como 0.01 ppb. En anfibios, el nitrato ocasiona diversos efectos adversos. En especies o estadíos acuáticos con branquias externas, alteran la osmoregulación (Ortiz – Santaliestra, 2006). En renacuajos *Bufo americanus*, *Pseudaris triseriata*, *Rana pipiens* y *Rana clamitnas* la exposición a 10 mg/L de nitrato es neurotóxico y ocasiona nado irregular, parálisis y daño en respuestas a estímulos neuronales (Hecnar, 1995). En larvas de *Discoglossus galgani* y *Bufo calamita* la reducción en el crecimiento ha sido reportada por la exposición a 200 mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$  (Ortiz *et al.*, 1994). Así mismo efectos adversos (edemas, branquias dobladas y lordosis) son reportados en larvas de *Pleulobates cultripes* por exposición de 50 a 200 mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$  (Ortiz *et al.*, 1994). De tal manera es probable suponer en la zona lacustre de Xochimilco un efecto adverso en las poblaciones del *Ambystoma mexicanum* por efecto de las elevadas concentraciones de nitrato en su medio.

En los sistemas lacustres limnéticos, las características de los sedimentos y la elevada concentración de materia orgánica los constituye en sumidero de metales pesados (Douglas, 2000; Osmond, 1995). Este comportamiento fue observado en los sitios de estudio de los canales de Xochimilco, donde los niveles de los metales pesados en sedimento fueron cuatro órdenes de magnitud mayores que los detectados en agua. Los sedimentos de los sitios de estudio (Puente de Urrutia, Canal de Apatlaco, Laguna de la Asunción y la Draga) se caracterizaron como limo–arcillosos, mientras que en los dos últimos sitios, se obtuvieron los mayores niveles de materia orgánica (28.9 y

23.9%). En los sedimentos, los niveles de ocho de los trece metales analizados (Cr, Fe, Co, Cu, Se, Ni, Sr, y Cd) se correlacionaron significativamente con la materia orgánica reforzando el papel de la materia orgánica como sumidero de los metales pesados (Douglas, 2000; Campbell *et al.*, 1996; Odum *et al.*, 1995).

En los sedimentos de los sistemas lacustres limnéticos, bajo condiciones reductoras, anóxicas, los sulfatos precipitan al Hg y Cd, entre otros metales presentes. No obstante, bajo condiciones óxicas en estos sedimentos ricos en Fe y Mn, se favorece la precipitación de los metales pesados en hidróxidos amorfos a pH neutro y básico (Campbell y Tessier, 1996; Schnoor, 1996). Esto podría a la vez explicar las correlaciones observadas en los sedimentos de la zona lacustre de Xochimilco entre el Fe y el Mn con los metales sin función biológica conocida (Ni, Sr, Cd, Pb).

Son numerosos los factores bio-geo-fisicoquímicos que gobiernan la química de los metales donde la biodisponibilidad, depende de su especiación química la que determina su solubilidad y por lo tanto su toxicidad a la biota. La especie química de mayor riesgo para la biota son las intercambiables asociadas a los carbonatos y a los óxidos de Fe y Mn, así como las asociadas a sulfuros, materia orgánica y partículas suspendidas, las cuales pueden ser movilizadas fácilmente por cambios en el pH, por cambios en el potencial redox y por la descomposición y transformación de la materia orgánica (Campbell y Tessier, 1996; Schnoor, 1996). Si bien estos aspectos no fueron abordados en el presente estudio, deben ser abordados en trabajos posteriores, por su importancia para la caracterización de los sedimentos de la zona lacustre de Xochimilco y para el entendimiento de la movilidad, solubilidad y efectos tóxicos de los metales en el sistema.

Las correlaciones significativas identificadas entre las concentraciones de metales en agua (Fe, Co, Sr, Pb) y los bromuros, los sulfatos (con Cr, Zn, As, Ni, V) y los bicarbonatos (Co, Se, Cd) se pueden atribuir a que los metales ingresan al sistema lacustre unidos a partículas de arcillas ionizadas negativamente y/o precipitados como compuestos orgánicos (incluidos óxidos metálicos, hidróxidos y carbonatos, controlados por el pH del sistema (Douglas, 2000, Campbell *et al.*, 1996; Odum *et al.*, 1995). A la vez, es probable que las relaciones de similitud encontradas entre los metales sin función biológica conocida en agua (As, Ni, V, Pb) pueden atribuirse a que provienen de una misma fuente de aporte de estos contaminantes (Berzins *et al.*, 2002; Merrill, 2001 CITAS). Estos metales se asocian en mayor grado con la producción

---

de pigmentos y aleaciones con otros metales y de pinturas (Berzins et al., 2002; Merrill et al. 2001; Ramirez, 1990; Birdsall et al., 1986).

En los canales de Xochimilco, las concentraciones de metales registradas en agua fueron inferiores a las establecidas por la Norma Mexicana para riego agrícola (NOM 001 – ECOL, 1996). Cabe destacar que las muestras fueron filtradas para el análisis en ICP- MS, lo cual tomando en cuenta la gran cantidad de partículas suspendidas y la elevada concentración de materia orgánica (características del sistema) aunado a la afinidad de los metales pesados por las partículas suspendidas y la materia orgánica (Wetzel, 2001), es de esperar que los metales quedaron atrapadas en los sólidos suspendidos, los cuales no fueron analizados. Así, considerando el método de filtrado utilizado es posible afirmar que las concentraciones de metales pesados detectados en agua fueron las solubles y por lo tanto las biodisponibles (Sturgeon, 2000). En particular, en el caso de los metales esenciales las concentraciones de Cu detectados en L. de Asunción y La Draga sobrepasaron los establecidos por la guía para vida acuática emitida por la Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG, 2003). Las concentraciones de Zn registradas en la L. de Asunción y La Draga son mayores el criterio de concentración crónica (FCC; USEPA, 1980) y el criterio de concentración continua (CCC; NOAA, 1999); a la vez en todos los sitios de estudio se sobrepasaron los niveles señalados en la guía para la vida acuática (CEQG, 2003). En cuanto a los metales sin función biológica conocida las concentraciones de Sr registradas en todos los sitios de estudio sobrepasaron las concentraciones máximas aceptables (MAC) para las comunidades acuáticas dadas por la CEQG (2003) (Anexo 6; Tabla 6.1). Por lo tanto, es posible afirmar que si bien de acuerdo a la NOM 001 (ECOL, 1996) los niveles de los metales en agua son adecuados para riego agrícola, la biodisponibilidad del Cu, Zn y Sr constituyen un riesgo para la biota acuática de la zona lacustre de Xochimilco.

Asimismo, los resultados obtenidos de las concentraciones de metales pesados en los sedimentos de los sitios de estudio de Xochimilco denotan que salvo contadas excepciones, los niveles se encuentran por encima de las normas dadas por la NOAA (1999) y la CEQG (2003) (Anexo 6; Tabla 6.2). En todas las estaciones de estudio salvo el Mn y Co así como el Cd en Puente de Urrutia y Apatlaco (no detectados), los metales superaron los niveles de fondo reportados para cuerpos de agua dulce (NOAA, 1999). A la vez, y de la información disponible para algunos metales, el Cu, el Zn, el As, y el Cd superaron los valores de las guías de calidad sedimentaria para cuerpos de agua dulce (ISQG; CEQG, 2003). Cabe destacar que las concentraciones

de los metales (esenciales y sin función biológica conocida) registrados en los sedimentos de los canales de Xochimilco, sobrepasaron en la mayoría de los casos los niveles de disparo de efecto biológico reportados para algunos metales (TEL; NOAA, 1999). Tal es el caso del Cr en la Laguna de Asunción; el Fe, el Cu, el Zn, y el Ni en todos los sitios de estudio; y el As, el Cd y el Pb en la Laguna de Asunción y la Draga; para los demás metales, no hay información disponible.

Estos resultados sugieren que las concentraciones de los metales pesados (esenciales y sin función biológica conocida) constituyen un riesgo severo para los organismos acuáticos del sistema particularmente para los organismos bentónicos y bentopelágicos (Armstrong, 1989) como es el caso de los juveniles del ajolote mexicano. No obstante, es imprescindible considerar las formas químicas (especiación) en las que se encuentran los metales ya que muchos de ellos pueden estar inmovilizados en los sedimentos del sistema, de tipo limo arcilloso, con un elevado porcentaje de materia orgánica o bien formando complejos con los carbonatos o compuestos férricos (Osmond, 1995) reduciéndose su biodisponibilidad, su bioacumulación y por lo tanto el efecto adverso tóxico para la biota (Campbell y Tessier, 1996; Odum et al, 1999; Calow, 1994).

La incorporación de los metales pesados por los organismos generalmente se relaciona con la concentración de los metales libres en el medio externo (agua/sedimento) la cual está determinada tanto por la concentración disuelta de los metales como por la concentración y la naturaleza de los ligandos presentes (Campbell y Tessier, 1996). No obstante numerosos metales permanecen enlazados a material particulado constituyendo una ruta de incorporación directa a los organismos a través de la ingestión de éstas partículas y la posterior asimilación de los metales, asimilación que dependerá de los procesos digestivos involucrados y de las condiciones químicas que prevalecen (ej. pH, potencial redox, tiempo de digestión) (Campbell y Tessier, 1996). De tal manera, la concentración de los metales en los organismos (bioacumulación) refleja con mayor precisión la fracción biodisponible de la concentración total de los metales en el medio externo (agua y sedimento) y se ha propuesto como un método útil para estimar el riesgo de daño biológico por los metales (Marcus y Scott, 1990). El proceso de la bioacumulación es evidente particularmente en el caso de los metales sin función biológica conocida. Sin embargo, la bioacumulación de los metales esenciales se presenta cuando la capacidad de su regulación metabólica es superada.

En los juveniles de *A. mexicanum*, si bien la concentración hepática de los metales se correlacionó de manera positiva sólo con los niveles de Mn y Zn en agua (donde en el caso del Mn los niveles sugieren una reducida biodisponibilidad), las concentraciones observadas de los metales esenciales y la bioacumulación de los metales sin función biológica conocida, sugieren que los juveniles de la especie incorporaron los metales pesados de manera incidental a través del sedimento debido a sus hábitos alimentarios (Brungs, 1963; Hall y Mulhern, 1984; Birdsall, 1986) o a través del alimento suministrado (charales).

Se ha reportado que los anfibios presentan la capacidad de acumular elevadas concentraciones de ciertos metales como son el plomo, zinc, cobre, estroncio, hierro y manganeso (Berzins, 2002). Al parecer este comportamiento también se da en los juveniles de *Ambystoma mexicanum* transplantados a los diferentes sitios de estudio, los cuales presentaron elevadas concentraciones de metales pesados esenciales y bioacumularon metales sin función biológica conocida, estos últimos conocidos por su elevada toxicidad. Si bien se desconocen los niveles de regulación metabólica de los metales esenciales en la especie y por lo tanto “sus niveles base”, las variaciones significativas en las concentraciones hepáticas registradas en los diferentes sitios de estudio sugieren que la bioacumulación diferencial de estos metales está en función de los aportes puntuales, al igual que para los metales sin función biológica conocida. Así, en Puente de Urrutia, los organismos acumularon en mayor magnitud Mn, Cu y As; en Apatlaco, Cr, Co, Fe, Ni, Pb, Sr y V; mientras que en la Draga los resultados sugieren la mayor bioacumulación hepática de Zn, Se, Cd y Pb. En Puente de Urrutia, sitio de cultivo de flores y hortalizas, los aportes de los metales pesados probablemente se relacionan con los fertilizantes y plaguicidas utilizados al igual que en Apatlaco, si bien en éste último la intensidad del cultivo agrícola en invernaderos es mayor; en la Laguna de la Asunción, sitio de impacto urbano, los aportes de los metales se pueden asociar con las descargas domiciliarias directas, en tanto que en la Draga, sitio de aparente menor impacto urbano y sin cultivos cercanos, los metales detectados podrían ser producto de la combinación del aporte de las embarcaciones (embarcadero de lanchas; barcasas de limpieza de los canales), descargas domiciliarias directas y la descarga proveniente de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella.

La integración de los resultados obtenidos de la cuantificación de los metales en agua, sedimento y organismo (Tabla 11), permiten afirmar que si bien todos los sitios de estudio representan un elevado riesgo al sistema debido a los elevados niveles de

metales esenciales y sin función biológica conocida, son particularmente la Laguna de la Asunción y la Draga los sitios de mayor degradación, los que actualmente no son áreas de distribución de las poblaciones de *Ambystoma mexicanum*. Sin embargo, a pesar de que en Apatlaco y en Puente de Urrutia los niveles de los metales pesados en agua y sedimento son “relativamente menores”, los ajolotes acumularon a nivel hepático concentraciones similares de metales pesados a los organismos transplantados en los sitios de mayor impacto. Estos resultados sugieren que en la L. de la Asunción y la Draga la biodisponibilidad de los metales pesados es menor, lo cual podría relacionarse con los mayores niveles de materia orgánica registrados en los sedimentos.

Tabla 11. Resumen de las diferencias significativas de la concentración de los metales detectados (ppm) en sedimento (S), en agua (A) de los sitios seleccionados de Xochimilco, y de los organismo (O) transplantados a los sitios seleccionados de Xochimilco. Los menores valores (1) señalan las concentraciones significativamente menores, los mayores valores (2 o 3) señalan las concentraciones significativamente más elevadas.

	P. de Urrutia			Apatlaco			L. de Asunción			Draga			
	S	A	O	S	A	O	S	A	O	S	A	O	
Cr	1	1	1	1.5	1.5	2	3	2	1.5	2	2	1.5	
Mn	1	1	1	1	1	1.5	1	1	2	1	1	2	
Fe	1	1	2	2	1	2	3	1	1	2	1	2	
Co	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Cu	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	
Zn	1	1	2	1	1	1	1	1	1.5	1	1	1	
Se	1		1	1		1.5	1.5		2	2		2	
As	1	1	2	1	2	1.5	1	2	1	1	2	1	
Ni	1	1	1	1.5	1	1	2	1	1	1.5	1	1	
V	1.5	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	
Sr	1	1	1	1.5	1	1	3	1	1	2	1	1	
Cd			1			1			1			1	
Pb	1	1	1.5	2	1	1	1	1	2	1.5	1	1	
Totales	Esenc.	7	6	9	8.5	6.5	10	12.5	7	10	11	7	10.5
	Sin fun	5.5	5	7.5	7	6	6.5	8	6	7	8	6	6
	Total	12.5	11	16.5	15.5	12.5	16.5	19.5	13	17	19	13	16.5

Se ha sugerido que los anfibios son indicadores adecuados de la calidad de los ambientes y se ha propuesto que las especies acuáticas son las más vulnerables a los cambios ambientales y a los estresores ambientales, incluidos los contaminantes (IUCN, 2004). La elevada sensibilidad de las formas acuáticas de los anfibios se relaciona con la permeabilidad de su piel al agua y a los electrolitos y la respiración branquial y bucofaríngea, lo cual conduce a diversas rutas de incorporación de

contaminantes del medio al organismo (Stebbins y Cohen, 1995; Wasessersug, 1975 en Loumbardies, 1999). En diversas especies de anfibios, el efecto tóxico de la exposición a metales disueltos ha sido documentado. En los embriones de la rana *Xenopus* se han realizado numerosos estudios del efecto teratogénico por la exposición aguda y crónica a diversos contaminantes, entre ellos los metales pesados, (FETAX; Frog Embryo Teratogenesis Assay, por sus siglas en inglés) estudios integrados en ASTM (1998). Donald (1997) reporta en renacuajos de *Gastropryne carolinensis* una  $CL_{50}$  de 0.01 mg/L Zn, concentraciones menores a los valores promedio registrados en este estudio en el agua de los canales de Xochimilco (0.04 a 0.14 mg/L). Asimismo, Birge (1978) obtuvo en renacuajos de *Acris crepitans* un  $CL_{50}$  de 0.04 mg/L As mientras que Clark *et al.* (1997) reporta la tendencia de la misma especie a acumular elevados niveles de metal, comportamiento similar al observado en este estudio en los juveniles de *A. mexicanum* (1.9 a 8 ppm Se). Por otra parte, la exposición de renacuajos de *Xenopus laevis* a concentraciones de 2 ppm Se o mayores, pueden ser altamente tóxicas generando reducción en la pigmentación y alteraciones en el crecimiento (Browne, 1979). Si bien el Se no se detectó en el agua de los canales de Xochimilco, sí se registro en los sedimentos de los sitios de estudio (2.8 a 8.7 ppm Se) y en el hígado de *A. mexicanum* (1.9 a 8 ppm Se).

En embriones de *B. arenarum* expuestos de 24 a 168 horas al Ni, la toxicidad del metal se incrementa al aumentar el tiempo de exposición (la  $CL_{50}$  disminuye de 0.026 a 0.018 mg Ni/L) (Herkovits, 1999), concentraciones similares a las registradas en los canales de Xochimilco (0.008 a 0.02 ppm Ni).

La elevada toxicidad del cadmio ha sido también documentada en diversas especies de anfibios acuáticos. Neberker *et al.* (1994) determinaron en renacuajos de *Ambystoma gracile* una  $CL_{50}$  de 0.468 ppm Cd. Calvero (1998) reporta en embriones de *Pleurodelus* expuestos en concentraciones de 0.02, 0.2, 1.1, 2.0 ppm Cd diversas malformaciones (edemas cefálicos y caudales e hipopigmentación). En *P. walt*, la actividad hepática de la GAPDH disminuye un 70 % al adicionar al medio 2.25 ppm cd. En larvas de *Ambystoma gracile*, la regeneración de tejido es significativamente menor en exposiciones de 0.1931 ppm de Cd en agua y en concentraciones menores el crecimiento es tardío (Neberker, 1994). Si bien en el presente estudio no se detectó cadmio en agua, si fue bioacumulado por los ajolotes lo cual sugiere su incorporación por sedimentos y/o alimento.

Por otro lado, se ha documentado que la exposición al plomo ocasiona severas alteraciones biológicas en los anfibios. Se ha documentado que concentraciones de nitrato de plomo mayores a 25 ppm ocasionan una gran variedad de desordenes anatómicos y fisiológicos en *Rana pipiens* (Kaplan *et al.*, 1967). Asimismo la exposición a 40 ppm Pb y 180 ppm Pb en sedimento reducen significativamente ( $EC_{50}$ ) el crecimiento de renacuajos (Berzins, 2000). En el presente estudio, niveles similares y mayores en los sedimentos fueron registrados en La Draga (40 a 106 ppm Pb) y en la laguna de la Asunción (89 a 425 ppm Pb) respectivamente.

Diversos estudios han corroborado en anfibios la relación entre los efectos biológicos adversos con la bioacumulación de metales. Donald (1997) registró concentraciones hepáticas promedio de 52.2 ppm de Cr en distintas poblaciones de *Rana clamitnas* y *Acris crepitans* en Texas con un probable efecto en el desarrollo de estas ranas leopardo. En *Xenopus laevis* y *Pleurodelus walt* se observó la disminución del 50% de la actividad hepática de la enzima Glirealdehído – 3 – fosfato deshidrogenasa (GAPDH) en tejidos que contenían 0.06357 ppm Cu y 131 ppm Zn (Mounaji, 2003), niveles cercanos a los promedios registrados en el presente estudio en *A. mexicanum* (0.59 a 2.36 ppm Cu y 6.47 a 97.5 ppm Zn). En contraste en ranas verdes de distintas poblaciones, concentraciones en el hígado de 4.0 ppm Cu y 0.19 ppm Fe no denotaron efectos adversos significativos. En contraste, la acumulación hepática promedio registrada en los juveniles del ajolote fue mucho mayor (16.8 a 34.8 ppm Cu; 0.124 a 193.5 ppm Fe) si bien no se tiene información del efecto de estos metales en estas concentraciones. Por otro lado Guiland (2000) registró concentraciones hepáticas de 2.9 ppm Ni y 11 ppm Sr en poblaciones de ranas verdes sin un efecto significativo aparente. Niveles similares de Ni (1.8 a 4.9 ppm Ni) y mucho menores de Sr (0.6 a 1.6 ppm Sr) se detectaron en el hígado de los juveniles de *A. mexicanum* lo cual podría sugerir que a diferencia de los demás metales pesados, particularmente el Sr no representa un riesgo para los ajolotes.

Acorde a los resultados obtenidos de la acumulación hepática de los metales en los juveniles de *A. mexicanum* transplantados a los diferentes sitios de estudio de los canales de Xochimilco, se esperaban mayores alteraciones biológicas en los organismos provenientes de Apatlaco y Puente de Urrutia, en los que se observó la mayor bioacumulación tanto de los metales esenciales como de los sin función biológica conocida, de mayor efecto tóxico. Sin embargo y contrario a lo esperado, las respuestas biológicas evaluadas (IRP: Incremento relativo en peso; IH: Índice Hepatosomático; IC: Índice de Condición) no presentaron en su mayoría, diferencias

significativas entre los 4 sitios seleccionados. Solo se identificaron diferencias ( $P < 0.05$ ) en el IRLP (Incremento Relativo en Longitud Patrón) donde los ajolotes transplantados a Apatlaco tuvieron un menor crecimiento en longitud en comparación con los transplantados a la Draga. Cabe destacar que en particular, el IRLP se correlacionó de manera positiva sólo con la acumulación hepática del Se en hígado. De tal manera podría suponerse un efecto positivo del Se (protector, inductor) en los ajolotes transplantados en los sitios de estudio.

El no observarse un efecto adverso de los metales pesados en las repuestas analizadas puede deberse a varios aspectos. Tomando en cuenta la magnitud de los metales bioacumulados, fundamentalmente de los sin función biológica conocida (de elevada toxicidad), es posible suponer que los ajolotes poseen mecanismos eficientes de desintoxicación tales como la síntesis de metalotioneínas y/o el secuestro celular de los metales en concreciones y gránulos en los lisosomas hepáticos (Campbell *et al.*, 1990). Estos mecanismos de desintoxicación demandan energía por lo que al garantizar el suministro de alimento a los ajolotes, es posible suponer que bajo condiciones nutricionales adecuadas, los organismos compensan de manera eficiente los costos energéticos involucrados en la desintoxicación de los metales bioacumulados.

Es pues necesario profundizar en los mecanismos de acción de los metales pesados en los ajolotes y abordar otras respuestas biológicas de relevancia ecológica (ej. respuesta inmune, reproducción, desarrollo ontogenético) que den cuenta de los efectos potenciales tóxicos de los metales en la especie. Cabe destacar que los estudios *in situ* para evaluar el efecto adverso de los xenobióticos (incluidos los metales pesados) en las especies acuáticas, representan una elevada complejidad debido a las múltiples interacciones con variables bióticas y abióticas, si bien integran y reflejan las condiciones reales del sistema (Graca *et al.*, 2003; Ireland *et al.*, 1999; Maia – Pereira *et al.*, 1999). No obstante, el estudio de transplante en el ajolote *Ambystoma mexicanum* aportó información relevante para discernir el probable efecto biológico de los metales pesados sobre los juveniles de la especie y efectuar un diagnóstico, aunque parcial, de las condiciones de salud por el impacto de los metales en este sistema lacustre.

## 9. Conclusiones

- En relación a los parámetros fisicoquímicos evaluados en el agua de los canales de Xochimilco, los resultados obtenidos denotan que los niveles de cloruros, fosfatos, amonio, nitrito, nitrato, pH, temperatura y oxígeno disuelto son similares en los cuatro sitios de estudio, si bien se observaron variaciones significativas en los niveles evaluados de bicarbonatos, sulfatos y salinidad.
- Las elevadas concentraciones de nitrato (20.1 – 32.6 mg/L) registradas en las submuestras de agua de todos los sitios de estudio sugieren un riesgo para los organismos acuáticos y particularmente para las poblaciones del ajolote *Ambystoma mexicanum*.
- Tanto en agua como en sedimento de los sitios de estudio se detectaron doce metales pesados, de los cuales 7 fueron esenciales (Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Se) y seis sin función biológica conocida (As, Ni, V, Sr, Pb); no se detectaron el Se ni el Cd en las muestras de agua. Entre los metales esenciales cuantificados tanto en agua como en sedimento, resaltan las altas concentraciones de Zn (0.04 – 0.14 y 152.75-532.75 ppm, respectivamente) y Mn (0.04 – 0.11 y 277.14 – 349.71 ppm, respectivamente); en cuanto a los metales sin función biológica conocida, el V (251.5 – 379.5 ppm) y el Sr (77.27 – 130.67 ppm) presentaron los niveles más elevados en sedimento, en tanto que este último presentó los niveles más elevados en agua (0.19 – 0.24 ppm).
- En los sedimentos de los sitios de estudio destacan las correlaciones significativas del Cr, Cu, Fe, Co, Ni, Sr y Cd con la materia orgánica de éstos, los cuales fueron limo-arcillosos en Puente de Urrutia, Apatlaco y Laguna de la Asunción y fundamentalmente limosos en La Draga.
- La concentración en los sedimentos fue de 2 a 4 órdenes de magnitud mayor que en agua. La mayor concentración de metales totales se obtuvo en los sedimentos los cuales actúan como trampa de tóxicos (sumidero) representando un riesgo para la biota.

- La mayor concentración de metales en sedimento y en agua se registró en L. de la Asunción (zona de impacto urbano) y en La Draga (zona de descarga de aguas residuales), respectivamente. Sin embargo acumulación hepática fue semejante a los los ajolotes transplantados en Apatlaco (zona de impacto agrícola) y en Puente de Urrutia (zona de “referencia”).
- La bioacumulación hepática de los metales se correlacionó sólo con las concentraciones de Mn, Zn, As y Ni en agua (+) y de Fe, Cu, Se y As (-) en sedimentos. Los resultados sugieren que la biodisponibilidad de los metales pesados es menor en la Laguna de la Asunción y en La Draga. No obstante los ajolotes de los cuatro sitios de estudio presentan una elevada capacidad de acumular a nivel hepático los metales esenciales y los sin función biológica conocida (de elevada toxicidad), acumulación que obedece a los niveles de los metales presentes tanto en agua como en sedimento (y probablemente incorporados a la vez a través del alimento ingerido).
- En relación a las respuestas biológicas evaluadas en los juveniles de *Ambystoma mexicanum* como biomarcadores del efecto de la exposición *in situ* a los contaminantes, entre ellos los metales pesados, sólo se observaron diferencias significativas en el Incremento Relativo de la Longitud Patrón (IRLP); los menores crecimientos somáticos se obtuvieron en los especímenes ubicados en Apatlaco y los mayores en los ejemplares transplantados en La Draga. El IRLP sólo se correlacionó con los niveles de Se (+) hepático acumulado.
- Los resultados de las respuestas biológicas obtenidas sugieren que los juveniles de *Ambystoma mexicanum* presentan mecanismos eficientes de desintoxicación y de protección celular al efecto adverso de los metales pesados.
- Si bien, los niveles de los metales pesados cuantificados en agua son menores a los establecidos por la Norma Mexicana (NOM 001-ECOL, 1996) para riego agrícola, salvo contadas excepciones, superaron los criterios de concentración continua establecidos para la vida acuática. De igual manera los niveles registrados en los sedimentos, salvo contadas excepciones, superaron los criterios de calidad sedimentaria para agua dulce y las concentraciones de disparo de efectos biológicos

(USEPA, 1980; NOAA, 1999; CEQC, 2003). Por otra parte, las concentraciones de los metales (esenciales y sin función biológica conocida) acumulados en el hígado de los ajolotes fueron mayores a las reportadas de efectos adversos en otras especies de anfibios.

- Los resultados obtenidos sugieren que las concentraciones de los metales pesados (esenciales y sin función biológica conocida) constituyen un riesgo severo para los organismos acuáticos del sistema y particularmente para los organismos bentónicos y bentopelágicos como es el caso de los juveniles del ajolote mexicano *Ambystoma mexicanum*.

## 10. Consideraciones finales

En las poblaciones de ajolote, es necesario realizar estudios similares a los realizados en el presente estudio para valorar otras respuestas de relevancia ecológica (ej. depresión de la respuesta inmune, respuestas conductuales que afecten el comportamiento alimentario y el escape a depredadores y aspectos reproductivos, entre otros) así como analizar estadios tempranos de desarrollo (embrionario/larvario) más sensibles al efecto adverso de los metales pesados. A la vez deben ser analizados los efectos adversos sobre las poblaciones de los ajolotes de otros xenobióticos, entre ellos los fertilizantes y los plaguicidas debido fundamentalmente a la aplicación de agroquímicos en los cultivos característicos (florícolas y hortícolas) de la zona chinampera de Xochimilco así como los efectos de la contaminación microbiológica. De igual manera deben ser encaminados esfuerzos para analizar la interacción de estos estresores ambientales con la presión de depredadores potenciales sobre las poblaciones de *A. mexicanum* entre otros aspectos.

De manera particular, La elevada concentración de los metales pesados detectados en el presente estudio en los sedimentos de los canales de Xochimilco, sugieren limitar las prácticas de utilización de los sedimentos de la zona en las prácticas tradicionales de cultivo (formación de chapines), limitar la remoción de los mismos (por prácticas de dragado) así como el uso del agua para riego de cultivos para consumo humano y profundizar en la probable transferencia de los metales pesados hacia los cultivos hortícolas.

A la fecha, es escaso el conocimiento del sistema lacustre de Xochimilco por lo cual es necesario encaminar estudios enfocados a:

1. Evaluar la estructura y la funcionalidad del sistema.
2. Entender la importancia y el papel que desempeñan los sedimentos en este ambiente para lo cual se requieren efectuar estudios espacio-temporales de la dinámica biogeoquímica de los sedimentos que integren la variabilidad ambiental.
3. Evaluar el riesgo de la contaminación de origen antrópica con una visión integral, ecosistémica.
4. Valorar el mantenimiento de la aptitud agrícola del sistema.

De manera global, el conocimiento del manejo (uso/abuso) del recurso hídrico y sus consecuencias ecológicas en combinación con la identificación y aplicación de principios ambientales (ej. mantenimiento de flujos energéticos) son fundamentales para el manejo adecuado de este ecosistema.

Se requieren acciones urgentes a corto, mediano y largo plazo que sustenten un plan de manejo integrado de la zona chinampera de Xochimilco para revertir el deterioro del ecosistema y recuperar y mantener en términos de cantidad y calidad del agua los múltiples servicios ambientales (retención del agua superficial, recarga del agua subterránea, etc.) así como los servicios sociales, económicos y culturales compatibles (agricultura, turismo, recreación, etc.) y que parten todas ellas, de un re-ordenamiento urbano/agrícola regulado.

---

**10. Bibliografía.**

- Álvarez del Villar.** 1980. Los Cordados. Ed. Texto e Imagen S.A., México. 341 pp
- Alcocer J. and E. Escobar.** 1991. Freshwater biological research in Mexico: a brief historical review. *Freshwater Forum*, 2: 109 – 114.
- Amstrong J. Malacinski G. and S. Duhon.** 1989. Developmental biology of Axolotl. Oxford University Press. 320 pp.
- Beebee J.C. and R. A. Griffiths.** 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology. *Biological Conservation*. 125: 271 – 285.
- Berger L.** 1989. Disappearance of amphibian larvae in aquatic landscape. *Ecology Internacional Boulletin*. 17: 65 -73.
- Berzins D.W y K. J. Bundy.** 2002. Bioacumulation of lead in *Xenopus laevis* tadpoles from water. *Enviromental Internacional*. 28: 69-77.
- Beyersmann D.** 1995. Physiochemical aspects of the interface of detrimental metal ions with normal metal metabolism. 546-569 pp. *In: G. Bretón (Ed). Handbook of Metal - Ligand Interactions in Biological Fluids*. New York U.S.A.
- Birdsall C.W., Grue E. and A. Anderson.** 1986. Lead concentrations in Bullfrog *Rana catesbeiana* and n frog *R. clamitans* tadpoles Inhabiting Higway Drainages. *Enviromental Pollution*. 4: 233 – 247.
- Bojorquez Castro L.** 1994. Investigación de la calidad del agua de los canales de Xochimilco con el proyecto de Rescate Ecológico. UAM - Xochimilco. México D.F.
- Browne C. L. and J. Dumont.** 1979. Toxicity of selenium to developing *Xenopus laevis* embryos. *Journal of Toxicology and Enviromental Health*. 5 : 699 – 709.
- Calow P.** 1994. Handbook of Ecotoxicology. Edit. Blackweell Science. University of Sheffield, Oxford. USA.
- Calvero F., Campani S., Raghianti M, Bucci S., and G. Mancino.** 1998. Test of Toxicity and Teratogenecity in biphasic vertebrates teted with heavy metals (Cr<sup>3+</sup>, Al<sup>3+</sup>, Cd<sup>2+</sup>). *Chemosphere*. 37:3011-3017.
- Camargo J.A. and A. Alonso.** 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assesment. *Enviromental Internacional*. 32:831 – 849.
- Campbell P. G. and A. Tessier,** 1996. Ecotoxicology of metals in Aquatic Enviroment: Geochemical aspects. P. 11 – 83, *In: Newman M C. and Jagoe C. H. (eds). Ecotoxicology A Hierarchical Treatment*. USA .
- CEQG.** 2003, Canadian Enviromental Quality Guidelines. Canada
- Chapman, P.M.** 2002. Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 7-15.
- Cheung G.J, Zheng A.M, and P.K.S. Lam Richardson.** 2001. Relationships between tissue concentrations of polycyclic areomatic hydrocarbons and antioxidative responses of marine mussels, *Perna viridis*. *Aquatic Toxicology*. 52: 189 -203.
- Cites.** 2005. Exámen periódico de los apéndices de la CITES. Revisión del estatus del ajolote mexicano *Ambystoma mexicanum*. Vigésimo primera Reunión del Comité de Fauna. Ginebra. Suiza. mayo 23 a 25.
- Clement J. C, Shrestha J, Ehrenfeld J. G. and P. R. Jaffe.** 2005. Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron Ander anaerobic in wetlands soils. *Soil Biology and Biochemestry*. 37 – 2323 – 2328.
- Committe on Nitrate Acumulation.** 1972. Acumulation of Nitrate. *National Academy of Sciences*. Washington DC.
- Dally H. and A. Hawartig.** 1997, Induction and repair inhibition of oxidative DNA damage by níkel and cadmium in mammalian cells. *Carcinogenesis*. 18: 1021 - 1026.
- De K.S., Dey K. S.and K. G. Andrews.** 1990. Cadmium teratogenecity and its relation slip with metallothionein gene expresión in midgestation Mouse embryos. *Toxicology*. 64: 89 - 104.

- Depledge, M. H.** 1989. The rational basis for detection of the early effects of marine pollutants using physiological indicators. *Ambio*. 18: 301 -302.
- DOF.** 1994. Norma Oficial Mexicana NOM - 059 - ECOL/1994. SEMARNAT, Diario Oficial de la Federación, 16 de mayo de 1994.
- DOF.** 1997. Norma Oficial Mexicana NOM- 001 – ECOL/1996. SEMARNAT, Diario Oficial de la Federación, 30 de octubre de 1996.
- DOF.** 2001. Norma Oficial Mexicana NOM – 059 – ECOL/2001. SEMARNAT, Diario Oficial de la Federación, 2001
- Donald R. C jr, Cantu R., Coman F. D. and J. D. Masón.** 1998. Uptake of arsenic and metals by tadpoles at an historically contaminated in Texas site. *Ecotoxicology* 7:61-67.
- Douglas J. S. and W. J. Mitsch.** 2000. The effects of season and hydrologic and chemic loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low and high – nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*. 14: 77 – 91.
- Duhon S. T.** 1997. The axolotl and its Native Habitat - Yesterday and Today. *Axolotl Newsletter*. 26: 14-17.
- Eastwood S y P Couture.** 2002. Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca flavescens*) from metal- contaminated environment. *Ecotoxicology*. 58: 43-56.
- Enastigue López J.** 2002. Cultivo experimental del ajolote (*Ambystoma mexicanum*) como estrategia para su conservación en el Parque Ecológico de Xochimilco. Tesis de licenciatura. UNAM, México D.F. 68 pp.
- Espina, S. and C. Vanegas.** 1996. Ecotoxicología y Contaminación. p. 69-106. *In*: Botello A.V., Vázquez-Gutierrez F., Rojas-Galaviz J.L., Benítez-Torres J.A. y D.Z. Zárate-Lomelí (Edits.). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental. Diagnóstico y Tendencias. *EPOMEX Serie Científica 5*, Campeche, México. 666 pp.
- Escobedo F. R.** 1987. Estudio edafológico de chinampas de Xochimilco y San Gregorio. Tesis de Biología. UNAM, 80 pp.
- Ezcurra E.** 1998. De las Chinampas a la Megalópolis. Serie La ciencia para todos. ed. Fondo de Cultura Económica. 2da. Edición. México D.F.
- Flores Suarez Ma. G.,** 1982. Determinación de algunos metales tóxicos en sedimentos del lago de Xochimilco. Tesis de licenciatura. IPN. México D.F. 106 pp.
- Galloway T.S., Sanger R., Smith K., Fillman G., Readman J., Ford T. and M. Depledge.** 2002. Rapid assesment of marine pollution using multiple biomarkers and chemical immunoassays. *Environ. Sci. Technol.* 36:2219 -2226
- Galuão C. L. and G. Corey.** 1987. Arsénico. Serie Vigilancia. ed. Centro Panamericano de la Salud y Organización Mundial de la Salud. México. 70 pp.
- Galuão C. L. A. and G. Corey.** 1987. Cadmio. Serie Vigilancia. ed. Centro Panamericano de la Salud y Organización Mundial de la Salud. México. 69 pp.
- Galuão C. L. A. y German Corey.** 1987. Manganese. Serie Vigilancia. ed. Centro Panamericano de la Salud y Organización Mundial de la Salud. México. 64 pp.
- Graça A.S., Rodrigues-Capítulo A, Ocón C and N Gómez.** 2002. In situ test for water quality assesmente: a case study in Pampean rivers. *Water Research*. 36:4033 – 4040.
- Gilliland D. C., Summer C.L., Gilliland G. M., Kannan K., Villeneuve L.D., Kemler C. K., Muzzall P., Mehne C., and P.J. Giesy.** 2001. Organochlorine insecticides, polychlorinated biphenyls, and metals, sediment, and green frogs from southwestern Michigan. *Chemosphere*. 44: 327-339.
- González, M.A.** 1991. Xochimilco: La Salvación de las Aguas. México Indígena. ed. Nueva Época. 13:25-33.
- Graue Wiechers V.** 1998. Estudio genético y demográfico de la población del anfibio *Ambystoma mexicanum* (Caudata: Ambystomidae) del lago de Xochimilco. Tesis de doctorado. UNAM. México D.F.

- Greg P., Busakerl R. A. and M. E. Goolish.** 1990. Growth p 363-387. In: Schreck C. B (eds). *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society. Maryland. USA. 684 pp.
- Green D. M.** 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation*. 111: 331 – 343.
- Hawarting A.** 1995. Current aspects in metal genotoxicity. *Biometals*. 8:3 - 11.
- Hare L., Carignan R. and M.A. Huerta – Diaz.** 1994. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implications for the acid - volatile sulfides (AVS) model. *Limnology Oceanografic*. 39: 1653 – 1668.
- Hecnar S. J.** 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 2131 - 2137.
- Heralecky Kobayashi T. M.** 1990. Seguimiento del Ciclo Biológico de *Ambystoma mexicanum* en Cautiverio. Tesis de licenciatura. UAM - Xochimilco, México D. F. 121 pp.
- Herkovits J. y L. A. Helguero.** 1998. Copper toxicity and copper - zinc interactions in amphibians embryos. *The Science of the total Environment*. 221: 1- 10.
- Herkovits J., Perez C. S. y D. F. Herkovits.** 1999. Evaluation of Nickel-Zinc Interactions by means of Bioassays with Amphibian Embryos. *Environmental Research*. 45:266-273.
- Herkovits J. and C. S. Pérez.** 1991. Antagonism and Synergism between lead and zinc in Amphibian Larvae. *Environmental Pollution*. 69: 217 - 221.
- Hopkin S. P.** 1989. *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*. Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Huacúz E. D. del C.** 2001. Estado de conservación del género *Ambystoma* en Michoacán, Mexico. Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. México. 44 pp.
- Huacuz E. D. del C.** 2002. Programa de Conservación y Manejo De *Ambystoma dumerili*, Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. México. 138 pp.
- INECOL, SMA-CORENA.** 2002. Programa Rector de manejo del Área Natural Protegida de la zona sujeta a conservación ecológica denominado ejido de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco.
- Ireland D.S., Burton G.A. and GG Hess.** 1996. In situ toxicity evaluations of turbita and photoinduction of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15: 574 – 581.
- IUCN.** 2004. The World Conservation Union. Anfíbios en Dramático Declive; hasta 122 extintos desde 1980. 14 de octubre. EUA.
- Jak R. G., Maas J.L. and Th. Scholten.** 1996. Evaluation of laboratory derived toxic effect concentration of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. *Water Research*. 30: 1215 – 1227.
- Jauregui, E.** 1987. "La erosión eólica en los suelos vecinos al Lago de Texcoco". *Rev. de Ingeniería Hidráulica XXV*. pp.103-118.
- Kaplan, H. M., Arnholt T.J. and T. E. Payne.** 1967. Toxicity of lead nitrate solutions for frogs (*Rana pipens*). *Lab. Animal Care*. 17: 240 – 246.
- Legras, S., Mouneyerac C., Amiard J.C., Amiard - Triquet C. and P.S: Raibow.** 2000. Changes in metallothionein concentrations in response to variation in natural factors (salinity, sex, weight) and metal contamination in crabs from a metal - rich estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 246: 259 -279.
- Leveland H.V. and Kuwabara J.S.** 1984. Trace Metals. In: Rand M. G., Petrocelli Ph D. (Eds), *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Edit. Hemisphere Publishing Corporation, USA.
- Levinton, J.,** 2000. Evolution in metal-contaminated environments. *Comp. Biochem. Physiol. A*. Supplement 1. 126: 93.
- Lewis W. M. Jr. and D. P. Morris.** 1986. Toxicity of nitrite to fish: A review. *Trans Ambiental Fish Society*. 115: 183 – 194.

- Loumbardis N.S., Kyriakopoulou-Sklavounou P. and G. Zachariadis.** 1999. Effects of cadmio exposure on bioaccumulation and larval growth in the frog *Rana ridibunda*. *Environmental Pollution* 104: 429-433.
- Maia PA, Velho MA, Gonçalves F and R Ribeiro.** 1999. Test chambers and test procedures for in situ toxicity testing with zooplakton. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18: 1956 – 1964.
- Marco A. and A. R. Blaustein.** 1999. The effects of nitrite on behavior and metamorphosis in Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18: 946 – 949.
- Marcus J. M. and G. I. Scott.** 1990. The use of sediment heavy metal bioavailability as a Method of Environmental Hazard Assessment. *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*. 30: 110 – 112.
- Merrill C. J., Morton P.J. J. and D. S. Soileau.** 2001. Metals, p. 649-698, *In*: Wallace Hayes A., Taylor & Francis (eds), Principles and Methods of Toxicology. Philadelphia, USA. 1887 pp.
- McElroy M., B. and Y. and X. Wang.** 2005. Human and animal wastes: Implications for atmospheric  $N_2O$  and  $NO_x$ . *Global Biogeochemical Cycles*. 19: 1-8.
- Mosser F.** 1961. Informe sobre la Geología de la Cuenca del Valle de México y sus Zonas Colindantes. SRH CHCUM. México. 99 pp.
- Mosser, F.,** 1987. Geología. Atlas de la ciudad de México. Colegio de México, DDF. Plaza y Valdés Editores. México. 31 pp.
- Mounaji K., Vlasi M., Erraiss N. E., Wegnez M., Serrano A. and A. Soukri.** 2003. In vitro effect of metal ions on the activity of two amphibian glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase: potential metal binding site. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*. 135: 241-254.
- Nandini, Ramirez – García P. and S. S. S. Sarma.** 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, México. *Journal of Freshwater Ecology*. 20: 261 - 268. June 2005.
- Nebeker A. V., Schuytema G. S, and S. L. Ott.** 1994. Effects of cadmium on limb regeneration in the northwestern salamander, *Ambystoma gracile*. *Environmental Contamination and Toxicology*. 27: 318 - 322.
- Nicholson S.** 1999. Cytological and physiological biomarker responses from green mussels, *Perna viridis* (L.) transplanted to contaminated sites in Hong Kong coastal waters. *Mar. Poll. Bull.*: 39: 1-12.
- NOAA.** 1999. National Oceanic and Atmospheric Administration, september. EUA. [www.noaa.gov](http://www.noaa.gov)
- Odum E. P.** 1995. Ecología: Peligra la vida. 2<sup>da</sup> edición. Edit. Mc Graw. España. p. 129 – 136.
- Ortiz M. E., Marco A., Saiz N. and M. Lizana,** 2004. Impacto of Ammonium Nitrate on Growth and Survival of Six European Amphibians. *Environmental Contamination and Toxicology*. 47: 234 – 239.
- Ortiz - Santaliestra M. E., Marco A., Fernandez J., and M. Lizana.** 2005. Influence of Developmental stage on sensitivity to ammonium nitrate of aquatic stages of amphibians. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 105 - 111.
- Osmond D. L., Line D. E., Gale J. A., Gannon R. W., Knott C. B., Turner M. H., Coffey S. W, Spooner J., Wells J., Walter J. C., Hargrove L. L., Foster M. A., Robillard P. D., and D. W. Lehning.** 1995. Watershedss: Water, Soil and Hydro-Environmental Decision Support System. <http://h2osparc.wq.ncsu.edu>.
- Pagano M.** 2001. Fundamentos de Bioestadística. 2da edición. ed. Thomson learning. España.
- PRESOP, Met. – 002.** 2001. Procedimiento estandarizado para la Determinación de la textura por el método de la pipeta en suelos no volcánicos. Lab. de Edafología del Instituto de Geología. UNAM. 1-9.

- PRESOP, Met. – 011.** 2001 Procedimiento estandarizado para la determinación del contenido total de materia orgánica mediante la pérdida de peso en la mufla. Lab. de Edafología del Instituto de Geología. UNAM. 1-2.
- Raibow P. S.** 1985. The biology of heavy metals in the sea. *Int. Journay Enviromental Stud.* 25:195 - 211.
- Ramirez G. Ma. I.** 1990. Evaluación del Contenido mineral (Pb, Cr, Cd, Fe, Cu) del agua lodo y fauna (*Chirostoma jordani*) de la región lacustre de Xochimilco. Tesis de licenciatura., UNAM, México D.F.
- Ramsar, 1971.** Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Habitat de Aves Acuáticas. [http://www.ramsar.org/key\\_conv\\_s.htm](http://www.ramsar.org/key_conv_s.htm).
- Ramsar, 2000.** Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Habitat de Aves Acuáticas. [http://www.ramsar.org/key\\_conv\\_s.htm](http://www.ramsar.org/key_conv_s.htm).
- Rangel Morales Ma. del R.** 1981. Determinación de algunos metales tóxicos; boro, cadmio, cobre, plomo, zinc en aguas del lago de Xochimilco para uso agrícola. Tesis de licenciatura. INP, México, D.F. 57 pp.
- Rodier J., Jeoffray Ch, Kovocsik G, Laporte J., Plissier M., Scheidhauer J., Verneaux J., and J. Vial,** 1981. Análisis de las aguas. Ed Omega, España. 1059 pp.
- Roesijadi G.,** 1992. Metalotioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquat. Toxicol.* 22: 81 - 114.
- Rojas, R.T.** 1995. Chinampas: Un Legado. *Revista México Indígena.* 6: 42 - 45.
- Salinas Velásquez F. U.** 1993. Evolución de la Salinización y sodificación de los suelos de la zona Lacustre de San Gregorio, Xochimilco. D.F. Tesis de maestría, UNAM, México D.F. 122 pp.
- Sanders W. T.** 1976. "The natural enviroment of the Bassin of Mexico". In E.R. Wolf (comp.). *The Valle of México: Studies in Prehispanic Ecology and Society.* University of New Mexico Press. Albuquerque pp. 101 -159.
- Sandoval Contreras J.** 2003. Calidad microbiológica y fisicoquímica de los canales de Xochimilco. tesis de licenciatura. UNAM, México D.F. 64 pp.
- Sasson – Brickson G, GA Burton, 1991,** In situ and laboratory sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia*. *Enviromental Toxicology and Chemistry.* 15: 574 – 581.
- Schlenk D.** 1999. Necessity of definition biomarkers for use in ecological risk assessment. *Marine Pollution.* 39: 48- 53
- Schreck C. and P. Moyle.,** 1999. (Edits). *Methods for fish biology.* American Fisheries society. Bethesda. Maryland, 684 pp.
- Scoonor J. L.** 1996. *Enviromental Modeling.* A wiley - Interscience publication. USA. 682 pp.
- Spieles J. D. and Mitsch J.W.,** 1998. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate tetention in constructed wetlands: a comparison of low - and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering.* 14: 77 - 91.
- Stebbins R.C., and N.W. Cohen.** 1995. *A Natural History of Amphibians.* Princeton University Press. USA. 316 pp.
- Stephan O. E. y Ensastigue L.** 2001. El ajolote otro regalo de México al Mundo. *Biodiversitas.* 6: 7 - 11.
- Stephan O. E.,** 2002. Y siempre seguí sembrando. UNAM, México D.F.
- Storm G. L., Fosmire G.J., and E. D.Bellis.** 1994. Persistente on metals in soils and selected vertebrales in the vicinity of the Palmerton zinc smelters. *J. Environ. Qual.* 23: 508-514.
- Stouthart X. A., M. Anís, C. Lock and Bonga W.** 1996. Effects of water pH on copper toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus Carpio*). *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 376 - 383.

- 
- Sturgeon R. E.** 2000. Current practice and recent developments in analytical methodology for trace element analysis of soils plants and water. *Communication in soils science and plant analysis*. 31: 11 – 14.
- Suderman W. F., Plowman C. M., Kroftova S. O., Grbac - Ivankovic S., Foglia L., and F.J. Criuello.** 1995. Effects of teratogenic exposure to Zn<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> on metallothionein content and metallothionein - mRNA contents of *Xenopus* embryos. *Pharmacol. Toxicol.* 76:178 - 184.
- Uribe G. A.** 2002. Aislamiento y caracterización de bacterias patógenas de *Ambystoma mexicanum*. Tesis de licenciatura. UNAM. México D.F.
- Valdez, M. G.** 1995. Recuperación de un Suelo Salino Sódico en una chinampa de la Laguna del toro, Xochimilco, D.F. Tesis de licenciatura. Fac. de Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Valiente, E. L.** 2006. Efecto de las especies introducidas en Xochimilco para la rehabilitación del hábitat del ajolote (*Ambystoma mexicanum*). Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas. UNAM. México, D.F.
- Van der Peijl M. J. and J. T. A Verhoeven.** 1999. A model of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics and their interactions in river marginal wetlands. *Ecological Modelling* 11: 95 - 130.
- Vanegas, C.** 1996. Efectos subletales del cadmio y zinc en *Penaeus setiferus* (Crustacea, Decapoda). Tesis de Grado. Doctorado en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. 118 pp.
- Walker C.H.** 1995. Biochemical biomarkers in toxicology - some recent developments. *Sc. Total Environ.* 171:189 -195.
- Wetzel R. G.** 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Third ed. Academic Press. San Diego. 429p.
- Zar H** 1984. Biostatistical Analysis. 2da edición. ed. Prentice Hall. USA. 929 pp.

## Anexo 1. Introducción

Tabla 1.1. Posibles causas de la extinción de *Ambystoma mexicanum*

Factores analizados	Autores	Especies	Información en <i>A. mexicanum</i>
Acidificación del medio	Harte <i>et al.</i> , 1989 Clark, 1991 Pierce <i>et al.</i> , 1992 Whiteman <i>et al.</i> , 1995	<i>A. maculatum</i> <i>A. texanum</i> <i>A. tigrinum</i>	
Urbanización	Barry <i>et al.</i> , 1994	<i>A. californiensis</i>	Efecto directo e indirecto de actividades agropecuarias, domésticas, desagües urbanos y aporte de aguas tratadas (Calderón y Rodríguez, 1986)
Infecciones por bacterias, hongos y protozoarios	Worthylake <i>et al.</i> , 1989 Lefcort <i>et al.</i> , 1997 Woo <i>et al.</i> , 1986	<i>A. trigrinum</i> <b>Ambystoma spp</b> <i>A. macalatum</i>	Pseudomonas y Aeromonas ocasionan septicemia hemorrágica (Heralecky, 1990)
Introducción de especies alóctonas (depredación)	Figiel <i>et al.</i> , 1990 Stout <i>et al.</i> , 1992	<i>A. macalatum</i> <i>A. maculatum</i>	Depredación de larvas y crías por la carpa ( <i>Ciprinus carpio</i> ) y la mojarra ( <i>Oreochomaris nilocata</i> ); competencia alimentaria (Valiente, 2006)
Radiación ultravioleta	Blaustein <i>et al.</i> , 1995 Blaustein <i>et al.</i> , 1997 Starnes <i>et al.</i> , 2000	<b>Ambystoma spp</b> <i>A. maculatum</i>	
Contaminación química	Larson <i>et al.</i> , 1998 Slonim <i>et al.</i> , 1986	<i>A. trigrinum</i> <b>Ambystoma spp</b>	
Toxicidad por metales pesados	Horne y Dunson, 1994; 1995 Nebeker <i>et al.</i> , 1995	<i>A. jeffersoniaum</i> <i>A. gracile</i>	

Tabla 1.2. Concentración de la concentración de metales pesados (ppm) en el lago de Xochimilco, recopilación por Bojorquez (1994). Zonas de estudio: 1. Zona urbana; 2. Zona de menor densidad urbana; 3. Zona de chinampas; 4. Zona de entrada de aguas tratadas

Año	As	Cd	Cu	Cr	Fe	Hg	Mb
1979 1.	0.01	0.0032	----	----	----	----	----
2.	----	0.0129	----	----	----	----	----
3.	----	----	----	----	----	----	----
4.	----	----	----	----	----	----	----
1980 1.	----	0.24	12.35	----	----	----	----
2.	----	----	----	----	----	----	----
3.	----	----	----	----	----	----	----
4.	----	----	----	----	----	----	----
1981 1.	----	----	----	----	----	----	----
2.	----	----	----	----	----	----	----
3.	----	----	----	----	----	----	----
4.	----	----	----	----	----	----	----
1982 1.	----	----	----	----	----	----	----
2.	----	----	----	----	----	----	----
3.	----	----	----	----	----	----	----
4.	----	----	----	----	----	----	----
1983 1.	0.094	0.0443	----	----	0.1	0.0008	----
2.	0.093	0.0447	----	----	0.13	0.0058	----
3.	0.081	0.0589	----	----	0.07	0.0006	----
4.	0.081	0.0589	----	----	----	----	----
1984 1.	----	0.0289	----	----	----	0.0002	----
2.	----	0.035	----	----	----	0.0001	----
3.	----	0.0321	----	----	----	0.0002	----
4.	----	0.0321	----	----	----	----	----
1985 1.	0.0016	0.0017	----	----	----	0.0002	----
2.	----	0.0034	----	0.019	0.135	0.0006	----
3.	----	0.0014	----	----	----	0.0001	----
4.	----	0.0014	----	----	----	----	----
1986 1.	----	0.0014	----	----	----	0.0001	----
2.	----	----	----	----	----	----	----
3.	----	0.0014	----	----	----	0.0001	----
4.	----	0.0014	----	----	----	----	----
1987 1.	----	0.0053	----	0.1	----	0.0003	----
2.	----	0.0014	----	----	----	0.0005	----
3.	----	0.0027	----	----	----	0.0001	----
4.	----	0.0027	----	0.1	----	----	----
1988 1.	0.016	0.0488	0.05	----	0.125	0.0008	----
2.	----	0.008	0.01	----	0.495	0.0007	----
3.	0.019	0.1189	0.098	----	0.79	0.0002	----
4.	0.019	0.1189	0.098	0.1	0.597	----	----
1989 1.	----	0.08	0.006	0.09	----	0.0004	----
2.	----	0.08	0.015	----	----	0.0017	----
3.	----	0.08	0.013	----	----	0.0002	----
4.	----	0.08	0.013	0.035	1.269	----	----
1990 1.	----	0.025	----	0.0002	0.26	0.0002	----
2.	----	0.02	0.04	3.07	0.14	0.0002	0.1
3.	----	0.02	0.095	0.16	0.16	0.0002	0.1
4.	----	0.02	0.095	0.009	----	----	----

Tabla 1.3 Concentración de metales (ppm) en sedimento (Flores, 1982). De acuerdo a su ubicación. Los sitios se pueden caracterizar como localizados dentro de la zona urbana.

Sitio muestreo	Concentración de metales pesados (ppm)							
	Arsénico	Cadmio	Zinc	Manganeso	Hierro A.	Hierro T	Plomo	Cobre
1. Ma. Candelaria	15	54	7.5	10	2.5	129	5.7	2.8
2. San Cristobal	12	38	6	2.2	2.5	81.6	4.7	1
3. Canal Turístico	6	39.2	9	5.4	2.1	32	11	0.8

Tabla 1.4. Concentración de metales en agua (ppm), sedimento (ppm) y en el charal (ppm) *Chirostoma jordani*. Los sitios se caracterizaron como: 1. Zona Urbana; 2. Zona de agricultura activa; zona de agricultura inactiva. (Ramirez, 1990)

Sitio de muestreo	Tipo de muestra	Concentración de metales pesados (ppm)				
		Plomo	Cromo	Cadmio	Fierro	Cobre
1. Celada	Agua	--	--	0.03	0.38	--
	Lodo	4.24	5.92	1.13	110.48	8.51
	Charales	3.24	2.29	0.4	253.84	8.64
1. Cuemanco	Agua	0.07	--	0.02	0.14	--
	Lodo	2.51	3.07	0.87	609.43	2.19
	Charales	4.19	2.04	0.44	309.33	7.12
2. Texhuilo	Agua	0.02	--	0.02	0.13	--
	Lodo	2.64	2.56	0.77	123.31	0.96
	Charales	3.1	2.1	0.42	335.95	6.13
2. Apampilco	Agua	0.01	--	0.02	0.13	--
	Lodo	1.15	2.05	0.8	753.79	1.95
	Charales	11.08	8.55	0.39	326.96	6.01
3. Bordo	Agua	0.01	--	0.02	0.19	--
	Lodo	1.12	2.84	0.8	147.47	4.2
	Charales	1.12	2.76	0.49	276.42	8.34
3. Japón	Agua	--	--	0.02	0.17	--
	Lodo	2.21	2.4	1.07	85.73	0.72
	Charales	4.9	1.97	0.45	228.14	7.59

Tabla 1.5. Concentración de metales pesados (ppm) en agua de los canales de Xochimilco (Sandoval J., 2004). De acuerdo a su ubicación, los sitios se pueden caracterizar como localizados en 1. Zona urbana; 2. Zona de menor densidad urbana; 3. Zona de chinampas; 4. Zona de entrada de aguas tratadas.

Sitio	Cu	Pb	As	Cr	Ni	Hg	Fe	Co
3. El Bordo	27.4	0	12.2	0	31.3	0	17955	24.6
3. Cuemanco	27	54	20.7	14.8	10.1	90.3	11056	3.2
4. Draga	105.9	70.4	52.6	73	34.3	39.7	12029	33.6
1. Seminario	51.6	48	31.8	111	31.3	61.7	13507	21.8
1. Pizocoxpa	47	119.6	0	45.8	7.5	0	13202	25.9
3. Cotetexpan	15.7	0	23.2	40	0	0	16915	5.4
3. Japon	46	0	0	73.7	31.1	39.4	14074	5.7
3. Toro	34.2	123.7	0	33.1	37.6	0	16719	45.9
1. Xaltocan	126.4	0	46.2	18.5	33	0	40165	59.9
1. Zacapa	33.2	73.7	0	68.3	12.5	0	13995	33.2
3. Urrutia A	28.8	62.7	0	48.6	35.6	73	18086	64.5
3. Urrutia B	37	68.4	0	98.8	50.5	0	17002	67.2

## Anexo 2. Parámetros Físicoquímicos.

Tabla 2.1. Parámetros físicoquímicos de agua y sedimentos de los sitios de estudio. Se señalan valores promedio y error estándar ( $X \pm E.E.$ ). En paréntesis se incluyen los valores mínimo y máximo.

	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	La Draga
<b>Agua</b>				
pH	7.5 ± 0.1 <sup>a</sup> (7.3 - 7.8)	7.6 ± 0.3 <sup>a</sup> (7.0 - 8.4)	7.4 ± 0.2 <sup>a</sup> (6.5 - 7.8)	7.2 ± 0.1 <sup>a</sup> (6.9 - 7.5)
Temperatura (°C)	19.3 ± 0.6 <sup>a</sup> (18.4 - 21.4)	21.1 ± 0.6 <sup>a</sup> (19.8 - 22.5)	20.4 ± 0.6 <sup>a</sup> (19 - 22.4)	20.5 ± 0.6 <sup>a</sup> (19.3 - 22)
Oxígeno Disuelto (mg/l)	4.92 ± 1.7 <sup>a</sup> (1.8 - 6.6)	6.21 ± 0.5 <sup>a</sup> (5.2 - 8)	4.94 ± 0.8 <sup>a</sup> (1.8 - 6.6)	3.6 ± 0.2 <sup>a</sup> (3.2 - 4)
Salinidad (‰)	0.4 ± 0.1 <sup>b</sup> (0.2 - 0.5)	0.56 ± 0.04 <sup>a</sup> (0.4 - 0.5)	0.42 ± 0.02 <sup>ab</sup> (0.4 - 0.5)	0.4 ± 0.0 <sup>b</sup> (0.4 - 0.4)
<b>Aniones (mg/l)</b>				
Bicarbonatos	192.8 ± 4.6 <sup>a</sup> (179.5 - 198.6)	267.7 ± 3.9 <sup>b</sup> (258.9 - 77.6)	187.3 ± 11.2 <sup>a</sup> (149.9 - 211.2)	187.5 ± 18.1 <sup>a</sup> (136.8 - 219.9)
Cloruros	99.2 ± 11.6 <sup>a</sup> (69.5 - 121.2)	112.6 ± 1.6 <sup>a</sup> (108.8 - 116.2)	120.5 ± 9.0 <sup>a</sup> (102.7 - 143.3)	103.8 ± 4.1 <sup>a</sup> (95.8 - 118.5)
Fosfatos	6.46 ± 0.6 <sup>a</sup> (5.6 - 8.2)	6.1 ± 0.2 <sup>a</sup> (5.6 - 6.6)	6.5 ± 0.3 <sup>a</sup> (5.7 - 7.1)	6.4 ± 0.4 <sup>a</sup> (5.4 - 7.5)
Sulfatos	132.9 ± 4.1 <sup>a</sup> (122.9 - 140.8)	183.4 ± 1.9 <sup>b</sup> (180.2 - 188.7)	84.8 ± 4.6 <sup>c</sup> (69.8 - 95.3)	75.9 ± 2.4 <sup>c</sup> (70.6 - 84.9)
<b>Compuestos Nitrogenados (mg/l)</b>				
Amonio	0.036 ± 0.0 <sup>a</sup> (0.0 - 0.18)	0.4 ± 0.2 <sup>a</sup> (0.0 - 0.9)	0.8 ± 0.3 <sup>a</sup> (0.0 - 1.9)	0.8 ± 0.3 <sup>a</sup> (0.4 - 1.9)
Nitrito	0.3 ± 0.2 <sup>a</sup> (0.1 - 1.2)	0.2 ± 0.0 <sup>a</sup> (0.1 - 0.3)	0.2 ± 0.0 <sup>a</sup> (0.1 - 0.3)	0.1 ± 0.0 <sup>a</sup> (0.0 - 0.2)
Nitrato	32.6 ± 7.9 <sup>a</sup> (10.4 - 44.7)	20.1 ± 5.2 <sup>a</sup> (7.2 - 30.9)	39.6 ± 11.0 <sup>a</sup> (10.3 - 66.9)	36.8 ± 7.8 <sup>a</sup> (16.6 - 60.9)
<b>Sedimento</b>				
Materia Orgánica (%)		16.3 ± 0.4 <sup>a</sup>	17.9 ± 0.5 <sup>ab</sup>	28.9 ± 4.9 <sup>b</sup>
Granulometría	Arena (%)	21.11	10.14	25.34
	Limo (%)	44.17	43.02	30.85
	Arcilla (%)	34.72	46.84	43.81

Para cada parámetro letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $p > 0.05$ )

Tabla 2.2. Correlaciones significativas entre los parámetros fisicoquímicos medidos y la concentración de metales (ppm) en agua (A) y en sedimento (B). No se incluyen las correlaciones no significativas

**A**

Metal	pH	Cloruros (mg/L)	Bromuros (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Amonio (mg/L)
Cr				-0.593	
Mn					-0.502
Fe			0.919		
Co	0.590		0.964		
Cu		0.551			
Zn				-0.622	
As				-0.587	0.519
Ni				-0.583	
V				-0.543	
Sr			0.556		
Pb			0.654		

**B**

Metal	Materia Orgánica, (%)	Bicarbonatos (mg/L)
Cr	0.552	
Fe	0.668	
Co	0.635	-0.629
Cu	0.762	
Se	-0.591	0.556
Ni	0.512	
Sr	0.648	
Cd	0.664	-0.527

### Anexo 3. Análisis de componentes principales de la concentración de metales en agua y en sedimento (ppm).

Tabla 3.1. Matriz de Correlación de metales en agua de los sitios seleccionados de Xochimilco.

		Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Se	As	Ni	V	Sr	Pb
<b>Correlaciones</b>	CR	1.000	-0.177	-0.105	-0.265	0.167	0.497	0.159	0.240	0.293	0.415	0.114	0.017
	MN		1.000	-0.025	-0.068	-0.246	-0.327	-0.146	-0.266	-0.017	-0.157	0.555	0.039
	FE			1.000	0.112	0.098	-0.157	0.102	0.164	0.054	0.080	0.091	0.101
	CO				1.000	-0.273	-0.372	-0.067	-0.077	-0.474	-0.164	0.081	-0.149
	CU					1.000	0.186	0.544	0.414	0.450	0.523	-0.132	0.481
	ZN						1.000	-0.113	0.366	0.363	0.616	-0.053	0.127
	SE							1.000	-0.120	-0.296	0.018	-0.434	-0.006
	AS								1.000	0.590	0.614	0.545	0.624
	NI									1.000	0.616	0.394	0.385
	V										1.000	0.215	0.459
	SR											1.000	0.331
	PB												1.000
	<b>Significancia</b>	CR		0.249	0.344	0.152	0.260	0.021	0.271	0.177	0.127	0.049	0.332
MN				0.462	0.397	0.170	0.100	0.288	0.151	0.474	0.274	0.010	0.441
FE					0.334	0.354	0.273	0.348	0.265	0.419	0.381	0.365	0.350
CO						0.145	0.071	0.399	0.384	0.027	0.264	0.379	0.285
CU							0.238	0.012	0.049	0.035	0.016	0.307	0.025
ZN								0.333	0.074	0.076	0.004	0.420	0.313
SE									0.323	0.125	0.473	0.041	0.491
AS										0.006	0.004	0.012	0.004
NI											0.004	0.059	0.063
V												0.203	0.032
SR													0.097
PB													

Tabla 3.2. Matriz de Correlación de metales en sedimentos de los sitios seleccionados de Xochimilco. Se resaltan las relaciones significativas ( $p < 0.05$ )

		Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Se	As	Ni	V	Sr	Cd	Pb
<b>Correlaciones</b>	CR	1.00	0.145	0.931	0.196	0.631	0.201	-0.001	-0.327	0.830	-0.027	0.685	0.496	0.594
	MN		1.000	-0.026	-0.115	-0.254	-0.425	0.309	-0.157	0.319	0.158	-0.524	-0.482	-0.527
	FE			1.000	0.302	0.819	0.346	-0.167	-0.254	0.800	0.114	0.805	0.719	0.750
	CO				1.000	0.387	-0.232	-0.733	-0.004	0.503	0.693	0.196	0.662	0.036
	CU					1.000	0.366	-0.373	-0.020	0.562	0.410	0.698	0.825	0.703
	ZN						1.000	0.337	-0.228	-0.002	-0.401	0.589	0.353	0.454
	SE							1.000	-0.153	-0.232	-0.796	-0.087	-0.606	-0.237
	AS								1.000	-0.017	0.165	-0.309	-0.007	-0.085
	NI									1.000	0.329	0.384	0.546	0.314
	V										1.000	-0.209	0.422	-0.099
	SR											1.000	0.745	0.879
	CD												1.000	0.714
	PB													1.000
<b>Significancia</b>	CR		0.336	0.000	0.282	0.019	0.276	0.499	0.163	0.001	0.469	0.010	0.060	0.027
	MN			0.469	0.369	0.225	0.096	0.178	0.322	0.170	0.322	0.049	0.067	0.048
	FE				0.183	0.001	0.149	0.312	0.226	0.002	0.370	0.001	0.006	0.004
	CO					0.120	0.246	0.005	0.495	0.057	0.009	0.282	0.013	0.458
	CU						0.134	0.129	0.477	0.036	0.105	0.008	0.001	0.008
	ZN							0.155	0.250	0.498	0.111	0.028	0.144	0.081
	SE								0.327	0.246	0.002	0.400	0.024	0.241
	AS									0.480	0.314	0.178	0.491	0.402
	NI										0.161	0.122	0.041	0.173
	V											0.269	0.098	0.386
	SR												0.004	0.000
	CD													0.007
	PB													

## Anexo 4. Modelo Factorial y Contrastes Ortogonales.

Tabla 3.1. Resumen del análisis de varianza del modelo factorial de efectos fijos (A) y componentes del análisis de contrastes ortogonales (B) para cada metal analizado en los medios agua (An) y sedimentos (Sn) de los sitios de estudio en los canales de Xochimilco (1. Puente de Urrutia; 2. Apatlaco; 3. Laguna La Asunción; 4. La Draga)

### Metales esenciales

#### 4.1. Cromo

##### 4.1.A. Análisis de varianza

Fuente de Error	Tipo III Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	126.692(a)	7	18.099	215.738	.000
Intersección	3.242	1	3.242	38.639	.000
MEDIO	124.562	1	124.562	1484.784	.000
SITIO	1.779	3	.593	7.068	.001
MEDIO * SITIO	.223	3	.074	.884	.460
Error	2.601	31	.084		
Total	131.529	39			
Total corregido	129.292	38			

#### 4.2 Manganeseo

##### 4.2.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	136.330(a)	7	19.476	1042.735	.000
Intersección	15.006	1	15.006	803.441	.000
MEDIO	133.992	1	133.992	7173.978	.000
SITIO	.430	3	.143	7.680	.001
MEDIO * SITIO	.207	3	.069	3.693	.022
Error	.579	31	.019		
Total	154.016	39			
Total corregido	136.909	38			

##### 4.2.B. Análisis de Contrastes Ortogonales ( $F_{0.05, 1/31} = 4.17$ ).

Manganeseo												
	S1	S2	S3	S4	A1	A2	A3	A4	Q	SC	CM	F
Totales	12.6	12.62	12.21	12.19	-4.75	-6.12	-7.13	6.730				
Contrastes												
1	0	0	0	0	-1	1	0	0	-1.3695	10	0.188	9.871
2	0	0	0	0	0	2	-1	-1	1.6245	30	0.088	4.630

## 4.3. Fierro

## 4.3.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	141.226(a)	7	20.175	192.883	.000
Intersección	.939	1	.939	8.973	.005
MEDIO	140.425	1	140.425	1342.523	.000
SITIO	.368	3	.123	1.173	.336
MEDIO * SITIO	.454	3	.151	1.446	.248
Error	3.243	31	.105		
Total	146.171	39			
Total corregido	144.469	38			

## 4.4. Cobalto

## 4.4.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	98.880(a)	6	16.480	83.400	.000
Intersección	54.694	1	54.694	276.788	.000
MEDIO	84.106	1	84.106	425.630	.000
SITIO	4.285	3	1.428	7.228	.002
MEDIO * SITIO	3.115	2	1.557	7.881	.003
Error	4.150	21	.198		
Total	118.221	28			
Total corregido	103.030	27			

4.4.B. Análisis de Contrastes Ortogonales ( $F_{0.05, 1/31} = 4.17$ ).

Cobalto												
	S1	S2	S3	S4	A1	A2	A3	A4	Q	SC	CM	F
Totales	0.279	0.97	3.39	3.61	-24.09	-14.66	na	-18.04				
Contrastes							na					
1	1	1	-1	-1	0	0	na	0	-5.747	20	1.651	8.340
4	0	0	0	0	1	-2	na	1	-12.818	30	5.476	27.66
5	0	0	0	0	1	0	na	-1	-6.042	10	3.650	18.44

## 4.5. Cobre

## 4.5.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	171.888(a)	7	24.555	334.445	.000
Intersección	6.821	1	6.821	92.907	.000
MEDIO	167.324	1	167.324	2278.947	.000
SITIO	2.492	3	.831	11.316	.000
MEDIO * SITIO	.031	3	.010	.140	.935
Error	1.909	26	.073		
Total	174.789	34			
Total corregido	173.797	33			

## 4.6.Zinc

## 4.6.A. Análisis de varianza

Fuente de Error	Tipo III Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	109.434(a)	7	15.633	393.816	.000
Intersección	15.887	1	15.887	400.204	.000
MEDIO	97.740	1	97.740	2462.148	.000
SITIO	.981	3	.327	8.240	.001
MEDIO * SITIO	.122	3	.041	1.025	.399
Error	.992	25	.040		
Total	122.059	33			
Total corregido	110.426	32			

Metales

## sin función biológica conocida

## 4.7. Arsénico

## 4.7.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Modelo	93.006(a)	7	13.287	143.006	.000
Intersección	24.023	1	24.023	258.565	.000
MEDIO	92.863	1	92.863	999.501	.000
SITIO	.417	3	.139	1.495	.235
MEDIO * SITIO	.427	3	.142	1.532	.226
Error	2.880	31	.093		
Total	117.155	39			
Total corregido	95.886	38			

## 4.8. Vanadio

## 4.8.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Corrected Model	202.332(a)	7	28.905	1270.350	.000
Intercept	.925	1	.925	40.676	.000
MEDIO	201.423	1	201.423	8852.498	.000
SITIO	.168	3	.056	2.459	.081
MEDIO * SITIO	.081	3	.027	1.184	.332
Error	.705	31	.023		
Total	204.833	39			
Corrected Total	203.037	38			

## 4.9. Estroncio

## 4.9.A. Análisis de Varianza

Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Fuente de Error	Tipo III, Suma de cuadrados	gl	Cuadrados medios	F	P
Intercept	18.941	1	18.941	1921.171	.000
MEDIO	74.164	1	74.164	7522.470	.000
SITIO	.264	3	.088	8.909	.000
MEDIO * SITIO	.362	3	.121	12.251	.000
Error	.306	31	.010		
Total	96.459	39			
Corrected Total	75.387	38			

4.9.B. Análisis de Contrastes Ortogonales ( $F_{0.05, 1/31} = 4.17$ )

Estroncio												
	S1	S2	S3	S4	A1	A2	A3	A4	Q	SC	CM	F
Totales	9.37	9.97	11.74	10.56	-3.58	-3.24	-3.68	-3.17				
Contrastes												
1	1	1	-3	1	0	0	0	0	-5.313	60	0.470	47.06
3	1	0	0	-1	0	0	0	0	-1.198	10	0.143	14.35
4	0	0	0	0	1	1	-3	1	2.058	60	0.070	1.87

## 4.10. Plomo

## 4.10. A. Análisis de Varianza

<b>Fuente de Error</b>	<b>Tipo III, Suma de cuadrados</b>	<b>gl</b>	<b>Cuadrados medios</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Corrected Model	174.238(a)	7	24.891	88.974	.000
Intercept	19.287	1	19.287	68.943	.000
MEDIO	154.900	1	154.900	553.692	.000
SITIO	2.879	3	.960	3.430	.035
MEDIO * SITIO	.946	3	.315	1.127	.360
Error	6.155	22	.280		
Total	189.770	30			
Corrected Total	180.392	29			

### Anexo 5. Acumulación de metales en hígado de *Ambystoma mexicanum*. Correlaciones.

Tabla 5.1. Concentración de los metales detectados (ppm) en el hígado del ajolote *A. mexicanum* transplantado a los sitios seleccionados de los canales de Xochimilco. Se señalan valores promedio y error estandar ( $\bar{X} \pm EE$ ). En paréntesis se incluyen valores mínimo y máximo.

Metal	P. de Urrutia	Apatlaco	L. de Asunción	La Draga
Cr	0.59 ± 0.26 <sup>a</sup> (0.14 - 1.04)	2.36 ± 0.44 <sup>b</sup> (1.29 - 3.94)	1.45 ± 0.4 <sup>ab</sup> (0.75 - 2.14)	1.51 ± 0.22 <sup>ab</sup> (1.12 - 2.13)
Mn	9.04 ± 2.4 <sup>a</sup> (4.88 - 13.21)	4.7 ± 0.26 <sup>ab</sup> (4.17 - 5.41)	2.83 ± 0.27 <sup>b</sup> (2.37 - 3.29)	3.93 ± 0.29 <sup>b</sup> (3.32 - 4.72)
Fe	137.83 ± 1.89 <sup>a</sup> (134.56 - 141.11)	193.52 ± 48.29 <sup>a</sup> (38.34 - 333.06)	0.124 ± 0.0004 <sup>b</sup> (0.01 - 0.01)	79.86 ± 49.73 <sup>a</sup> (1.88 - 220.29)
Co	0.2 ± 0.01 <sup>a</sup> (0.18 - 0.22)	1.64 ± 0.84 <sup>a</sup> (0.32 - 4.9)	0.88 ± 0.08 <sup>a</sup> (0.75 - 1.02)	0.99 ± 0.07 <sup>a</sup> (0.88 - 1.2)
Cu	34.79 ± 1.5 <sup>a</sup> (32.19 - 37.38)	31.2 ± 5.0 <sup>a</sup> (19.86 - 44.33)	16.82 ± 1.68 <sup>a</sup> (13.9 - 19.8)	25.47 ± 5.0 <sup>a</sup> (18.4 - 39.63)
Zn	93.58 ± 6.9 <sup>a</sup> (51.58 - 105.6)	64.69 ± 6.27 <sup>b</sup> (47.36 - 76.69)	76.38 ± 5.34 <sup>ab</sup> (67.13 - 85.63)	97.48 ± 2.65 <sup>a</sup> (92.58 - 104.84)
Se	1.9 ± 0.29 <sup>a</sup> (1.41 - 2.42)	5.02 ± 1.24 <sup>ab</sup> (2.05 - 9.5)	7.09 ± 0.52 <sup>b</sup> (6.19 - 7.98)	7.99 ± 0.08 <sup>b</sup> (7.83 - 8.2)
As	0.56 ± 0.051 <sup>a</sup> (0.48 - 0.65)	0.39 ± 0.05 <sup>ab</sup> (0.27 - 0.53)	0.22 ± 0.02 <sup>b</sup> (0.19 - 0.25)	0.31 ± 0.01 <sup>b</sup> (0.29 - 0.35)
Ni	1.64 ± 0.16 <sup>a</sup> (1.36 - 1.92)	4.88 ± 1.18 <sup>a</sup> (1.5 - 7.9)	1.37 ± 0.03 <sup>a</sup> (1.32 - 1.42)	1.49 ± 0.24 <sup>a</sup> (1.07 - 2.15)
V	0.24 ± 0.03 <sup>a</sup> (0.19 - 0.29)	0.32 ± 0.06 <sup>a</sup> (0.15 - 0.5)	0.2 ± 0.03 <sup>a</sup> (0.15 - 0.25)	0.28 ± 0.02 <sup>a</sup> (0.21 - 0.31)
Sr	1.32 ± 0.3 <sup>a</sup> (0.8 - 1.9)	1.63 ± 0.23 <sup>a</sup> (0.87 - 2.82)	1.51 ± 0.3 <sup>a</sup> (0.97 - 2.05)	0.59 ± 0.2 <sup>a</sup> (0.29-1.15)
Cd	0.16 ± 0.02 <sup>a</sup> (0.13 - 0.2)	0.08 ± 0.01 <sup>a</sup> (0.05 - 0.11)	0.17 ± 0.02 <sup>a</sup> (0.14 - 0.20)	1 ± 0.62 <sup>a</sup> (0.1 - 2.76)
Pb	0.86 ± 0.1 <sup>ab</sup> (0.69 - 1.03)	1.87 ± 0.31 <sup>a</sup> (1.56 - 2.18)	0.47 ± 0.2 <sup>b</sup> (0.14 - 0.8)	1.92 ± 0.3 <sup>a</sup> (1.18 - 2.66)

Para cada metal, letras diferentes denotan diferencias significativas entre los sitios de estudio (ANOVA;  $p < 0.05$ ).

Tabla 5.2. Correlaciones entre la concentración de metales (ppm) en agua (A) y en sedimento (B) y la acumulación hepática (ppm) de *A. mexicanum*, expuestos un mes a condiciones *in situ* de los sitios seleccionados de Xochimilco. No se incluyen las correlaciones no significativas

**A**

Metal	Bioacumulación
Cr	-0.421
Mn	0.785*
Fe	0.510
Co	0.395
Cu	-0.536
Zn	0.664*
Se	0.021
As	-0.739*
Ni	-0.693*
V	-0.304
Sr	-0.232
Cd	
Pb	-0.346

**B**

Metal	Bioacumulación
Cr	0.144
Mn	0.446
Fe	-0.634*
Co	-0.018
Cu	-0.570*
Zn	0.503
Se	-0.734*
As	-0.802*
Ni	-0.298
V	0.108
Sr	-0.018
Cd	0.297
Pb	-0.346

\* = Correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ).

Tabla 5.4. Correlaciones entre la acumulación hepática (ppm) y el Incremento relativo en longitud patrón (IRLP; A), Incremento relativo en peso (IRP; B), Índice de condición (IC; C) y el Índice Hepatosomático (IH; D) del *A. mexicanum*, expuesto un mes a condiciones *in situ* de los sitios seleccionados de Xochimilco

A

Metal	IRLP
Cr	0.052
Mn	-0.364
Fe	-0.466
Co	0.145
Cu	-0.327
Zn	0.324
Se	0.621*
As	-0.410
Ni	-0.262
V	-0.175
Sr	-0.407
Cd	0.307
Pb	0.281

B

Metal	IRP
Cr	0.383
Mn	-0.519*
Fe	-0.302
Co	0.453
Cu	-0.336
Zn	-0.123
Se	0.447
As	-0.161
Ni	0.192
V	-0.298
Sr	-0.257
Cd	0.066
Pb	0.178

C

Metal	Índice de Condición
Cr	0.259
Mn	-0.102
Fe	0.562*
Co	-0.096
Cu	0.142
Zn	-0.635
Se	-0.310
As	0.259
Ni	0.296
V	0.659*
Sr	0.440
Cd	0.050
Pb	0.218

D

Metal	Índice Hepatosomático
Cr	0.096
Mn	-0.201
Fe	-0.121
Co	-0.020
Cu	-0.051
Zn	0.243
Se	0.382
As	-0.338
Ni	-0.248
V	-0.099
Sr	-0.293
Cd	-0.308
Pb	-0.285

\* = Correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ).