



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

**PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES**

**ESTUDIO DE ORGANISMOS ACUÁTICOS MACROBENTÓNICOS COMO
INDICADORES DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS
EN RÍOS DE LA HUASTECA POTOSINA**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

L.Q. CYNTHIA WONG ARGÜELLES

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE

COMITÉ TUTELAR:

**DRA. J. VIRIDIANA GARCÍA MEZA
DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA**

**PROYECTO REALIZADO EN EL LABORATORIO DE ELEMENTOS TRAZA
DEL CIEP/FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS
DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**

CON FINANCIAMIENTO DE:

PROYECTO FAI- C06-FAI-11.19.56

PROYECTO FOMIX FMSLP-2002-5478

BECA SANTANDER-ECOES. CONVOCATORIA ENERO-JUNIO 2007

**CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)
BECA-TESIS DE MAESTRIA. CONVENIO NO. 198466**

**LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES SE ENCUENTRA REGISTRADA
DENTRO DEL PADRON NACIONAL DE POSGRADO (PNP)**

AGRADECIMIENTOS

Al **Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales**, especialmente a los profesores por su tiempo, dedicación y apoyo.

A la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí** y al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología**, por el apoyo para el desarrollo de este proyecto.

A **SANTANDER-ECOES**, por la beca otorgada para la estancia en la UNAM.

A **The Society Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)**, por su aportación brindada para asistir a North America 27th Annual Meeting en Montreal, Canadá.

A la **Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre**, Directora de Tesis, por su dedicación, apoyo, tiempo, paciencia y amistad durante todo este tiempo.

A mis asesores, la **Dra. J. Viridiana García Meza** y **Dr. José de Jesús Mejía Saavedra**, por las aportaciones realizadas a este trabajo, su apoyo, tiempo y darme animo de seguir adelante.

A la **Dra. Edna Naranjo García**, curadora de la Colección nacional de moluscos en el Departamento de Zoología del Instituto de Biología de la UNAM, por el apoyo en la identificación de las especies en los ríos de la Huasteca Potosina.

A la **Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Huasteca** en especial al **Ing. Dagoberto Pedraza Melgarejo** por su amistad, ayuda y apoyo junto con sus alumnos en los muestreos.

Al **Laboratorio de Bioquímica-Dr. Ramón F. García de la Cruz** y **Dra. Ma. Del Socorro Santos Díaz**, por las facilidades otorgadas para el desarrollo de este proyecto.

Al **Laboratorio de Análisis Industriales**, por el préstamo de la campana para la realización de las digestiones.

Al **Laboratorio de Catálisis- Dr. Edgar Moctezuma Velázquez** y en especial a **I.Q. Brenda Berenice Zermeño Resendiz** por su apoyo en el análisis del COD.

Al **Laboratorio de Servicios Ambientales, Área del agua. QFB. Alma de Lira**, por su atención y apoyo en análisis de sulfatos.

A mis compañeros y amigos, **M.C. Ismael Crispín** y **L.Q. Marissa Dávila** por todo su tiempo y apoyo en trabajo de campo y de laboratorio.

A **L.Q. Guadalupe Juache** y **L.Q. Fabricio Guerra**, por colaboración y ayuda en el trabajo de laboratorio.

A **M.C. Irma Sarabia** e **I.Q. Norma Nuñez**, por su ayuda en el análisis de muestras.

A los coordinadores y maestros, **Dra. Ma. Deogracias Ortiz Pérez** y **Dr. Antonio Reyes Agüero**, por su atención, ayuda y darme ánimos de salir adelante.

A mis **padres** y mis **hermanos** que me apoyaron en todo momento.

A mis compañeros y amigos del PMPCA, por su apoyo en trámites y trabajos.

A todos aquellos que de alguna u otra forma contribuyeron al desarrollo de este trabajo

RESUMEN

La importancia de utilizar organismos acuáticos macrobentónicos como indicadores de la contaminación es la de evaluar de manera directa el impacto biológico de los metales traza (Cu, Pb, Cd y Zn). El análisis en organismos acuáticos ha sido utilizado como un complemento para el muestreo tradicional, utilizando los organismos acuáticos como biomonitores u organismos centinelas. El biomonitoreo pretende buscar la relación entre la concentración del contaminante en el organismo y en su ambiente. Una detección temprana de la presencia de contaminantes y de su biodisponibilidad a través del biomonitoreo permite predecir el riesgo por estas sustancias hacia los seres vivos ya sea porque viven al menos en una parte de su ciclo de vida en los cuerpos de agua o porque dependen de esos cuerpos de agua para su consumo. De esta forma es posible evaluar el impacto de los contaminantes sobre el ambiente acuático.

La importancia de este proyecto radica en que fue posible identificar organismos (moluscos) acuáticos que pueden ser potenciales monitores de la contaminación por metales pesados en ríos de la Huasteca Potosina. Estas corrientes son la fuente principal de agua para todos los usos (agrícola, urbano e industrial) y al mismo tiempo reciben aportes directos de aguas residuales, residuos sólidos de las poblaciones, las pequeñas industrias, la ganadería y la agricultura. Se ha identificado que sostienen una población muy importante de organismos bentónicos entre ellos los moluscos lo cual se puede explicar por la presencia de carbonatos de calcio en el agua necesario para el desarrollo de la concha en estos organismos. Lo anterior hace necesaria la evaluación no solo de la calidad de su agua sino del riesgo que puede implicar su consumo a través de los monitores más apropiados que son los organismos más abundantes en estos sistemas acuáticos.

En este trabajo se estudiaron los metales Cu, Cd, Pb y Zn disueltos en agua, en diferentes sitios de muestreo en los ríos Coy en el municipio de Tamuín, Amajac en el municipio de Tamazunchale, Axtla en el municipio Axtla de Terrazas y río Valles en ciudad Valles. Estos ríos se encuentran localizados al este del estado de San Luis

Potosí, específicamente en la zona Huasteca. Se realizaron 3 muestreos tomando en cuenta que el período de secas se presenta entre Enero y Abril, el período de lluvias entre Junio y Septiembre; se consideró un muestreo en el mes de Diciembre para simular condiciones entre los períodos de secas y de lluvias. En cada sitio de estudio se midieron parámetros fisicoquímicos como pH, salinidad, conductividad y turbidez; se obtuvieron muestras de aguas por filtración o por diálisis *in situ* para determinar la concentración de Cu, Cd, Pb y Zn. En los mismos sitios donde se colectaron muestras de agua también se colectaron moluscos.

En los organismos que se colectaron se separaron en tejido blando y concha. Se realizó una digestión ácida del tejido blando a temperatura ambiente utilizando HNO₃ y H₂O₂; el análisis de las muestras para la determinación de Cu, Cd, Pb y Zn se realizó por Espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito. La identificación de especies se realizó en el Instituto de Biología de la UNAM logrando la identificación de 11 especies de moluscos: *Pachychillus monachus*, *Pachychillus vallesensis*, *Thiara (melanoides) tuberculata* y *Corbicula fluminea*, género *Physa*, *Frieronia iridella*, *Pachychillus moctezumensis*, *Pachychillus suturalis*, *Pachychillus atratus* y *Pachychillus sp.*

La transformación logarítmica de los datos de contenido de metales en el tejido blando y del peso de los organismos permitió hacer un análisis de regresión para identificar especies con capacidad de acumulación de los metales estudiados. Se determinó que las especies *Pachychillus monachus*, *Pachychillus vallesensis*, *Thiara (melanoides) tuberculata* y *Corbicula fluminea* presentan el mayor potencial de acumular Cu y Zn en su tejido blando. Finalmente proponemos se consideren a los organismos acuáticos macrobentónicos *Pachychillus monachus* y *Thiara (melanoides) tuberculata* como monitores de la contaminación de metales pesados en los ríos de la Huasteca Potosina.

ÍNDICE

Resumen	v
Capítulo I: Introducción	1
1.1. Contaminación ambiental por metales pesados	1
1.2. Velocidad de acumulación de los metales traza en los organismos acuáticos: incorporación, regulación y almacenamiento	5
1.3. Alimentación y crecimiento	8
1.4. Mecanismos de desintoxicación	9
1.5. Mecanismos de regulación de la concentración de metales traza en los organismos acuáticos	9
1.6. Factores biológicos	10
Capítulo II: Antecedentes	13
2.1 Fuentes y rutas de incorporación de metales en los moluscos	14
2.2. Parámetros alométricos de la concentración de metales traza en los moluscos	14
2.3. Estudios anteriores en los sitios de muestreo	15
Capítulo III: Justificación y objetivos	18
3.1. Justificación	18
3.2. Objetivo general	19
3.3. Objetivos particulares	19
Capítulo IV: Metodología	20
4.1. Descripción y ubicación geográfica de los sitios de estudio	20
4.2. Lavado y preparación del material utilizado	23
4.3. Dializadores	24
4.3.1. Preparación de los dializadores	25
4.4. Muestreo de agua	27
4.4.1. Colecta de las muestras de agua en dializadores	27
4.5. Colecta de organismos	28
4.5.1. Separación y liofilización de los organismos	29

4.5.2. Digestión acida del tejido blando de organismos a temperatura ambiente para la determinación de Cd, Cu, Pb y Zn totales	29
4.6. Análisis de agua	30
4.6.1 Medición de Carbón Orgánico Disuelto (COD)	30
4.6.2 Cuantificación de Aniones	31
4.6.3. Cuantificación de metales en agua	31
4.6.3.1. Análisis de Cu, Cd, Pb y Zn	32
4.6.3.2. Curvas de calibración	32
4.6.4. Análisis de elementos mayores	33
4.7. Análisis de metales en los organismos	33
4.7.1. Tejido blando	34
Capítulo V: Resultados	35
5.1. Parámetros de la calidad del agua en los sitios de estudio	35
5.2. Concentración de metales disueltos	38
5.3. Elementos mayores	43
5.4. Determinación de las características fisicoquímicas de la calidad del agua mediante el uso de dializadores	47
5.4.1. Metales disueltos	47
5.4.2. Elementos mayores	50
5.5. Organismos macrobentónicos identificados en los ríos de la Huasteca Potosina	51
5.5.1. Variabilidad de organismos en las temporadas de muestreo	57
5.5.2. Análisis de la regresión entre el contenido de metales y el peso seco del tejido blando en los organismos	58
Capítulo VI: Discusión de resultados	62
6.1. Variación estacional de la concentración de Pb, Cd, Cu y Zn disueltos en los sitios de muestreo.	62
6.2. Acumulación de Cu, Pb, Cd y Zn en el tejido blando de los moluscos	65
6.3. Factores de bioconcentración de metales por los organismos colectados en los ríos	69

6.4. Relación del contenido en el organismo con una forma específica del metal	71
Capítulo VII: Conclusiones y recomendaciones	74
Bibliografía	
Anexo 1	
Anexo 2	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Interacciones entre los metales traza y los organismos acuáticos. (Tomada de Tessier et al., Cap 6, 198, 1993).	6
Figura 1.2. Representación esquemática del transporte del metal a través de la membrana plasmática de un organismo. L, X e Y son ligandos. (Tomada de Tessier et al., Cap 6, 200, 1993).	7
Figura 4.1. Mapa del Estado de San Luis Potosí.	20
Figura 4.2. Localización geográfica del río Ajamac, Tamazunchale, S.L.P.	21
Figura 4.3. Localización geográfica del río Axtla, Axtla de Terrazas, S.L.P.	22
Figura 4.4. Localización geográfica del río Coy, Tamuín, S.L.P.	22
Figura 4.5. Localización geográfica del río Valles, Cd. Valles, S.L.P.	23
Figura 4.6. Componentes de los dializadores. Tomado de Crispín y Alfaro (2006).	25
Figura 5.1. Concentración de Cu para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.	39
Figura 5.2. Concentración de Pb para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.	40
Figura 5.3. Concentración de Zn para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.	41
Figura 5.4. Concentración de Cd para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.	42
Figura 5.5. Concentraciones de Na en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.	43
Figura 5.6. Concentraciones de K en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.	44
Figura 5.7. Concentraciones de Ca en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.	45
Figura 5.8. Concentraciones de Mg en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.	45

Figura 5.9. Concentraciones de Fe en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.	46
Figura 5.10. Concentración de Cu para los muestreos de junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio donde se colocaron dializadores.	48
Figura 5.11. Concentración de Cd para los muestreos de junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio donde se colocaron dializadores.	49
Figura 5.12. Género <i>Physa</i>	52
Figura 5.13. <i>Pachychilus moctezumensis</i>	52
Figura 5.14. 1) <i>Pachychilus atratus</i> , 2) <i>Pachychilus suturalis</i> , 3) <i>Pachychilus sp.</i>	53
Figura 5.15. <i>Pachychilus sp</i>	54
Figura 5.16. <i>Pachychilus sp</i>	54
Figura 5.17. <i>Pachychilus monachus</i>	55
Figura 5.18. <i>Corbicula fluminea</i>	55
Figura 5.19. <i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	56
Figura 5.20. <i>Friersonia iridella</i>	56
Figura 5.21. Relación entre log peso seco (g) de los organismos y el log contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$) en a) <i>Pachychillus monachus</i> colectados en el río Coy, Tamuín y b) <i>Corbicula fluminea</i> colectados en Río Valles en junio de 2006.	59
Figura 5.22. Relación entre log peso seco (g) de los organismos y el log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$) en a) <i>Pachychillus monachus</i> colectados en el río Coy, Tamuín y b) <i>Corbicula fluminea</i> colectados en Río Valles en junio de 2006.	60
Figura 6.1. Variación de metales en las temporadas de muestreo en los diferentes ríos de la Huasteca.	64
Figura 6.2. Acumulación de Zn en la especie <i>Thiara (melanoides) tuberculata</i> colectada en la estación Los Nopales, en el Río Valles, diciembre de 2006.	67
Figura 6.3. Acumulación de Pb en la especie <i>Corbicula fluminea</i> colectada en la estación Santa Rosa, en el Río Valles, junio, 2006.	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Parámetros fisicoquímicos determinados por Rivera en el 2005.	17
Tabla 4.1. Longitudes de onda y rango de curva de calibración para los metales analizados.	32
Tabla 4.2. Longitudes de onda y rango de curva de calibración para los elementos mayores.	33
Tabla 5.1. Parámetros determinados en muestras de agua filtradas en los sitios de muestreo en junio de 2006.	36
Tabla 5.2. Parámetros determinados en muestras de agua en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.	36
Tabla 5.3. Concentración de metales determinados en muestras de agua en los sitios de muestreo en Enero de 2006.	38
Tabla 5.4. Concentración de metales determinados en dializadores en los sitios de muestreo en junio de 2006.	47
Tabla 5.5. Concentración de metales determinados en dializadores en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.	47
Tabla 5.6. Concentración de elementos mayores determinados en dializadores en los sitios de muestreo en junio de 2006.	50
Tabla 5.7. Concentración de elementos mayores determinados en dializadores en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.	51
Tabla 5.8. Especies más importantes recolectadas en los ríos de estudio para las tres temporadas de muestreo.	57
Tabla 5.9. Análisis de regresión de las especies que mostraron $m > 1$ en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina.	61
Tabla 6.1. Factores de bioconcentración de Cu y Zn para las especies que acumulan estos metales en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina.	70

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. Contaminación ambiental por metales pesados

La degradación de los recursos acuáticos ha sido motivo de preocupación en las últimas décadas. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, desarrollando criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas. Ya que estas han incrementado los flujos de muchos metales traza potencialmente tóxicos a los ecosistemas acuáticos. La concentración de los metales traza en agua o sedimento han elevado los niveles de contaminación en los sistemas acuáticos. Las concentraciones de metales en organismos acuáticos pueden proporcionar una vía directa de la evaluación del impacto biológico de metales traza (Phillips y Rainbow, 1993).

Muchos estudios han dependido esencialmente de parámetros físicoquímicos para evaluar la calidad del agua. Para ello, se han desarrollado numerosos métodos e índices que tratan de interpretar la situación real, o grado de alteración de los sistemas acuáticos. Unos se basan exclusivamente en análisis de las condiciones químicas que si bien son de gran precisión, son testigos de las condiciones instantáneas de las aguas y los efectos de los contaminantes se detectan si son dispuestos en el momento. Es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho de la evolución de una carga contaminante y la capacidad amortiguadora de los ecosistemas acuáticos (Toro y col., 2003).

El monitoreo tradicional de la calidad del agua se enfoca a coleccionar muestras de agua y analizarlas en el laboratorio para predecir contaminantes físicos y químicos. Desafortunadamente, debido a que las concentraciones de los contaminantes varían considerablemente con el tiempo, la localización y las condiciones del medio, el monitorio fisicoquímico por sí solo no puede detectar el origen de los problemas de contaminantes.

Una aproximación es el monitoreo biológico de la calidad del agua o biomonitoreo que incorpora el uso de organismos de la propia corriente en base para detectar contaminantes. Ya que aunque los organismos acuáticos requieren de su ambiente algunos elementos traza (ejemplo: Cu, Fe, Mn, Zn) para sus propósitos nutricionales, las altas concentraciones en el ambiente pueden producir efectos dañinos (Tessier, Buffle y Campbell, 1994). Por esto, los programas de investigación y monitoreo de metales en muestras ambientales han llegado a ser muy considerados a causa de los efectos tóxicos y la acumulación de los metales particularmente en organismos acuáticos.

El análisis en organismos acuáticos ha sido utilizado adoptando el concepto de bioindicador (biomonitor, organismo centinela); proporcionando una medida directa de la abundancia y la disponibilidad de los metales en el ambiente.

Existen diversas propuestas surgidas por investigadores como Ravera (2001) que indica que si se analiza simultáneamente el mismo contaminante, en el organismo y el agua o ambiente que vive, será posible identificar la variación de los contaminantes con el tiempo, al caracterizar sistemas con diferente calidad del agua y utilizando las mismas especies que habitan estos sistemas.

El organismo apropiado para el monitoreo se debe elegir de acuerdo al tipo de contaminación que se investiga y a los protocolos más óptimos de muestreo, para así minimizar la influencia de las variables biológicas

Las respuestas biológicas pueden ser resultado tanto de causas naturales como de contaminación, o incluso, fluctuaciones naturales de ciertas poblaciones. Además, la capacidad de aclimatación, la distribución geográfica de las especies, así como su interrelación, pueden modificar el escenario de la relación entre el nivel de contaminación y la presencia o ausencia del organismo indicador.

Sin embargo existe una variedad de especies que se incluyen en los métodos de biomonitoreo, que nos dan información preliminar muy útil acerca de una comunidad y la situación de su medio ambiente.

Las ventajas más importantes del biomonitoreo por acumulación de organismos acuáticos son las siguientes:

- El contaminante en el organismo es identificado y cuantificado. Con esto es posible conocer que concentración de contaminante en el organismo comienza a evidenciar efectos letales, y particularmente los efectos en los mecanismos reproductivos, que son de gran importancia para la supervivencia de la población.
- Los órganos y tejidos donde se acumula el contaminante también pueden ser identificados y estudiados.
- La concentración del contaminante es de fácil medición, debido a la alta capacidad de acumulación del organismo. Esto permite la temprana detección de la presencia de contaminantes en el ambiente.
- La presencia de un contaminante en un organismo, es la evidencia de que la contaminación en su medio ambiente está presente en una forma biodisponible.
- Del análisis de organismos de la misma especie distribuidos en un área específica se puede obtener una distribución espacial de los contaminantes en el ambiente.
- La variación del nivel de contaminación de un ecosistema, puede ser determinada mediante el análisis de organismos acumuladores. Si se utilizan especies con un ciclo de vida corto se obtiene información de variables a corto plazo, mientras que si se utilizan especies con un ciclo de vida largo, se obtendrá información de variables a largo plazo.
- Si se analiza simultáneamente el mismo contaminante, en el organismo y en el agua o ambiente en que vive, será posible conocer los factores de

concentración y otros índices, así como su variación con el tiempo (Ravera, 2001).

Los criterios mediante los cuales se han elegido organismos como bioindicadores son:

- Deben ser relativamente sedentarios en orden de ser representativos del ambiente bajo estudio.
- Amplia distribución geográfica, abundantes, de fácil colección e identificación.
- Tener cierta tolerancia a un rango a concentraciones del metal y a condiciones ambientales.
- La población debe ser relativamente estable de modo que se encuentren presentes a lo largo del año.
- Proporcionar una correlación razonable entre el metal contaminante y alguna parte del ecosistema (sedimento/agua/comida), y concentración del mismo en alguno de los tejidos del organismo seleccionado.
- La gama de concentraciones debe ser similar en todos los lugares.

Aunque los peces y las algas han sido usados como biomonitores, los invertebrados bentónicos son los más utilizados ampliamente porque:

- Constituyen la mayoría de las especies presentes en arroyos y ríos.
- Numerosas especies presentan y ofrecen un amplio rango de sensibilidad a la contaminación.
- Son relativamente de fácil recolección e identificación.
- Su ciclo de vida es corto y un movimiento de varias especies podría proporcionar una fiable evidencia del mejoramiento de la calidad del agua después de un evento contaminante.

Los invertebrados bentónicos son animales pequeños que viven en el fondo de un estanque, lago, arroyo o río en espacios pequeños, sumergidos y sobre las piedras, unidos a restos orgánicos, junto a troncos y plantas acuáticas o en contacto con el sedimento. Son invertebrados a diferencia de los peces, anfibios, reptiles aves y

mamíferos. La mayoría de las especies de macroinvertebrados bentónicos son insectos acuáticos, crustáceos, moluscos, oligoquetos, y arácnidos (Feminella y Flynn, 1999).

Los moluscos son organismos de cuerpo blando, no segmentados, con un pie muscular y con un manto (estructura que secreta la concha calcárea); viven en ambientes marinos, salobres, dulceacuícolas o terrestres y, son de vida libre excepto por unos pocos que son parásitos. En los lagos algunos de ellos se les encuentra desde la orilla y algunos otros llegan a los 55 m de profundidad.

De esta forma los moluscos, macroinvertebrados bentónicos, incluyen a especies que cuentan con una serie de características que los ubican como biomonitores, que permiten estimar el nivel de contaminación de ecosistemas acuáticos, así como la biodisponibilidad de varios tipos de contaminantes.

1.2. Velocidad de acumulación de los metales traza en los organismos acuáticos: incorporación, regulación y almacenamiento

Una vez dentro del sistema acuático, según Tessier (1994), la distribución de los metales traza ocurre de la siguiente manera: una porción estará asociada a ligandos orgánicos e inorgánicos disueltos, mientras que la otra porción se asociará a partículas como resultado de una adsorción, precipitación, coprecipitación o incorporación del plancton. Esta distribución dependerá de muchas variables como son la naturaleza y concentración de los ligandos disueltos, la naturaleza y concentración de las diferentes fases sólidas, el potencial redox y el pH entre otras. La variedad de todas estas formas exhibe diferente reactividad química en los organismos acuáticos.

Los organismos acuáticos requieren de su entorno algunos metales traza (por ejemplo: Cu, Fe, Mn, Zn) como micro-nutrientes. Sin embargo, altas concentraciones de metales en el ambiente en que se desarrollan pueden ocasionar efectos perjudiciales por lo que hay que entender el proceso biogeoquímico de la

acumulación de los metales por los organismos y evaluar los efectos de estos en los organismos. La línea que divide la concentración adecuada de la tóxica es muy estrecha. (Tessier, 1994).

Para la mayoría de las especies animales, la vía de entrada del metal al organismo, ocurre de la combinación de agua y comida. El proceso final de absorción del metal, ocurre en su forma disuelta, es decir, cuando se encuentran como iones en solución. En la figura 1.1 se muestran las formas en que los metales traza están disponibles para los organismos acuáticos y las interacciones que se llevan a cabo entre ellos.

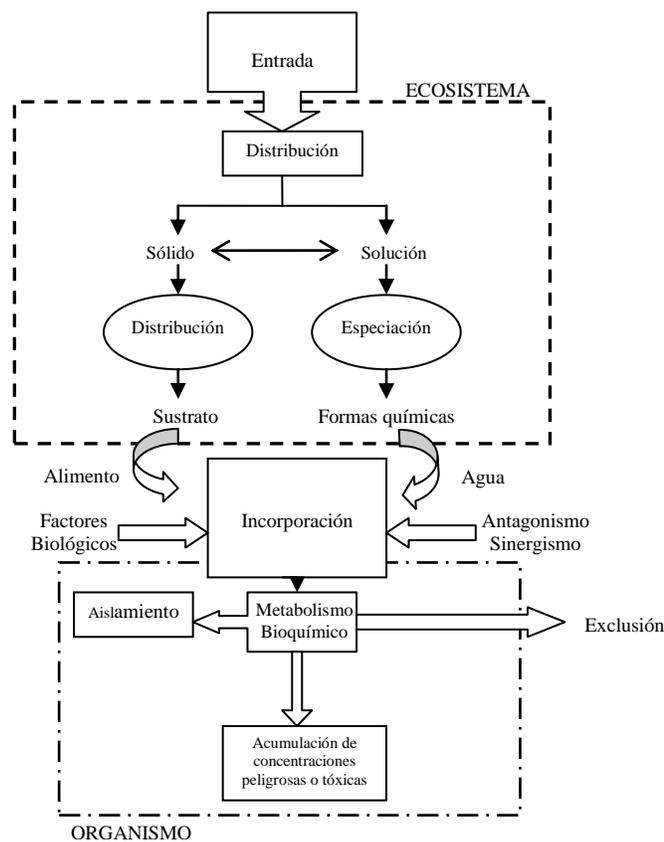


Figura 1.1. Interacciones entre los metales traza y los organismos acuáticos. (Tomada de Tessier et al., Cap 6, 198, 1993).

Las células están en contacto con metales traza a través de su pared celular y membrana plasmática. La pared celular está compuesta de polisacáridos y proteínas, que contienen predominantemente grupos carboxilos. Esta estructura porosa permite pasar a los metales a través de ella o ligarse con ella. La membrana plasmática es más delgada, y básicamente está compuesta de lípidos que aíslan a la célula del ambiente, sin embargo no es inerte, contiene proteínas especializadas que pueden enlazar iones o moléculas polares del ambiente y transportarlas a la célula.

La selectividad en el transporte de la célula proviene de la membrana plasmática y los cuatro mecanismos de transporte principales (Figura 1.2) para metales traza en organismos acuáticos son los siguientes:

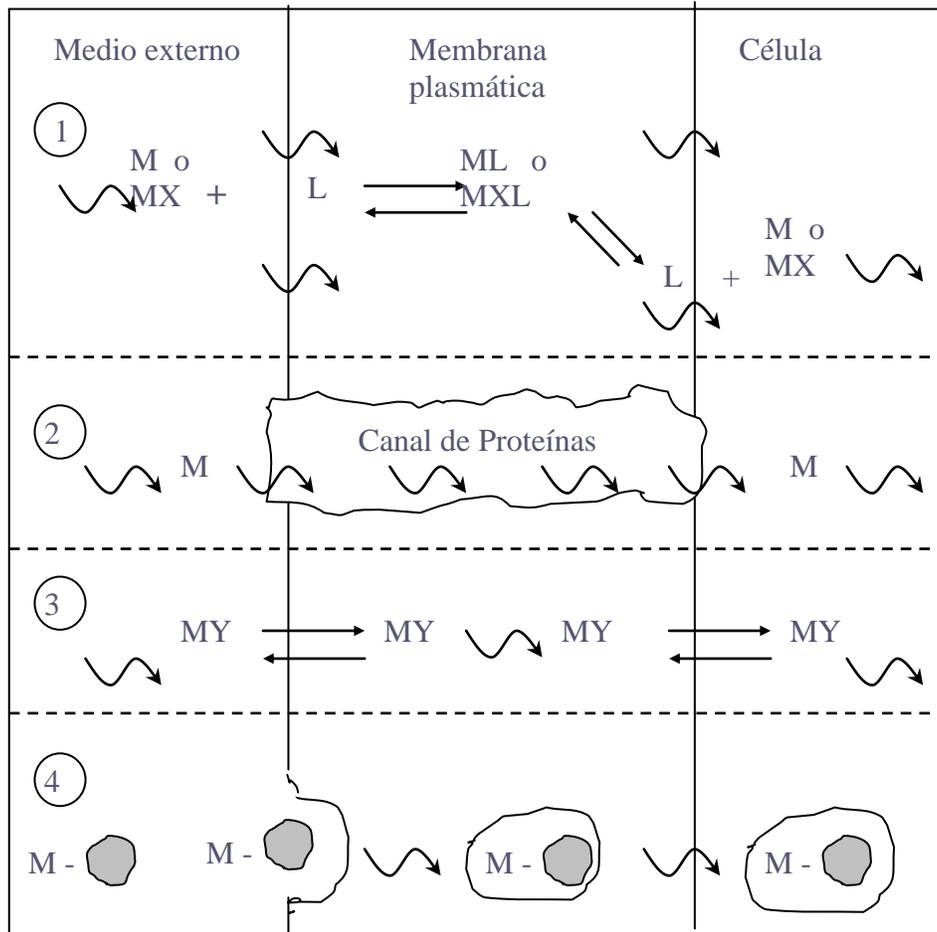


Figura 1.2 Representación esquemática del transporte del metal a través de la membrana plasmática de un organismo. L, X e Y son ligandos. (Tomada de Tessier et al., Cap 6, 200, 1993).

1. Transporte mediado por un transportador. Algunas proteínas (L) forman un complejo soluble con el metal (ML) que se difunde a través de la membrana para después ser liberado en el citosol.

2. Transporte a través de canales proteicos. Los iones metálicos pueden ser transportados dentro de las proteínas y pasar a través de la membrana plasmática.

3. Transporte por difusión pasiva. Las formas metálicas que son liposolubles se pueden disolver en la membrana y de esta manera atravesarla fácilmente.

4. Transporte por endocitosis. La membrana plasmática es un fluido que puede invaginar una partícula que contenga al metal e incorporarlo en forma de una vesícula intracelular.

Una vez que el metal ha entrado en el organismo, si la fracción de metal absorbido que se almacena es mayor que la fracción liberada al medio ambiente, se produce el fenómeno de acumulación, ya que la concentración neta del contaminante en el organismo es el resultado de la diferencia entre la cantidad de sustancia absorbida y la liberada a su medio ambiente (Ravera, 2001). Pero si el flujo es balanceado interna y externamente, se considera que el metal es regulado, eliminado o excluido.

1.3. Alimentación y crecimiento

Las comunidades de invertebrados bentónicos contienen una amplia variedad de especies que representan la diversidad de hábitats y mecanismos de alimentación. La mayoría son filtradores que toman los metales traza del agua o de la materia particulada con la que están en contacto. La concentración de un metal que se determina en un organismo vivo ha sido explicada por Ravera (2001), si un ecosistema recibe un contaminante externo, el organismo que vive en él comienza a absorber el contaminante, proveniente del agua o de la comida, y lo concentra en su cuerpo. Cuando la concentración del contaminante en el medio disminuye, se produce la correspondiente liberación del contaminante hacia fuera del organismo.

Este mismo efecto es producido cuando se transfiere el organismo contaminado a un ambiente no contaminado, o cuando su masa crece a mayor velocidad que la velocidad de absorción de contaminante. Este último proceso es conocido como dilución biológica.

Existen dos estrategias básicas mediante las cuales los organismos limitan los problemas causados por el influjo del metal, la primera es eliminación (o exclusión) y la segunda es el almacenamiento del exceso del metal en forma inerte.

1.4. Mecanismos de desintoxicación

Algunas sustancias tóxicas que no pueden ser rápidamente liberadas o excretadas, pueden ser temporalmente neutralizadas por varios mecanismos desintoxicantes, que permiten que algunas especies puedan vivir e incluso reproducirse en medios contaminados. Este mecanismo explica la presencia de las metalotioneínas MT, que han sido encontradas en algunos mamíferos, aves, peces, moluscos y algas (Ravera, 2001) estas proteínas son capaces de formar enlaces con el cadmio, lo que le da cierto carácter de desintoxicante. Otro mecanismo de defensa de los organismos hacia la toxicidad causada por los metales traza se debe a que estos elementos se acumulan en gránulos intracelulares de fosfato cálcico que secuestran metales pesados en peces e invertebrados acuáticos como son los moluscos.

1.5. Mecanismos de regulación de la concentración de metales traza en los organismos acuáticos

Sería inapropiado elegir como indicador biológico de determinado metal, a aquellas especies que tienen la habilidad de regular la concentración de metal en sus tejidos. La mayoría de las plantas acuáticas caen en esta categoría, ya que la vía de entrada del metal es una absorción pasiva del agua que la rodea y que contiene al metal. Sin embargo, el funcionamiento de los mecanismos de tolerancia representan un costo energético para los organismos, como por ejemplo: reservas de energía que podrían ser utilizadas para su crecimiento son utilizadas para incrementar la síntesis de desintoxicantes.

Las rutas involucradas en la regulación del metal en los diferentes organismos acuáticos especialmente los pequeños, son la eliminación y la exclusión del metal del organismo. Esta última con frecuencia es más evidente en algunos tejidos específicos como las agallas, pero pueden ocurrir en cualquier superficie del cuerpo, por difusión o por su asociación a secreciones (productos extracelulares, mucosidades, etc.).

En general, para los metales que juegan un rol bioquímico esencial como el cobre, zinc y oro, puede existir un mecanismo de regulación, mientras que para los no esenciales como el mercurio, el cadmio y la plata, existe una evidencia de acumulación.

1.6. Factores Biológicos

La variación biológica puede ser entendida después de observar en los ambientes las diferencias en la concentración del metal en el organismo. Varios procesos biológicos pueden afectar la concentración de metal encontrada en los organismos acuáticos.

Los factores biológicos más importantes que se deben considerar en la elección de un biomonitor son:

- La velocidad de incorporación, regulación y acumulación del metal.
- La alimentación.
- El crecimiento.
- La variación estacional del organismo en cuestión (su ciclo de vida).

La combinación del uso de invertebrados bentónicos como biomonitores y el sistema de monitoreo tradicional de la calidad del agua permiten una comprensión de la medida de la contaminación del agua. Ya que los sistemas acuáticos naturales generalmente son sujetos a condiciones de cambio y nunca están prácticamente en equilibrio químico. Una correcta interpretación del impacto ambiental ha sido

considerar los flujos de los compuestos y su intercambio entre los procesos bióticos vía interfacial y la escala relativa de tiempo del proceso.

El uso efectivo de un biomonitor depende del desarrollo de modelos que permitan relacionar la concentración del metal contaminante en el ambiente acuático y la encontrada en el organismo escogido como biomonitor. Algunos organismos son versátiles y muestran una acumulación para una amplia gama de metales, mientras que otros parecen estar restringidos a metales específicos. Por esta razón un organismo específico puede ser buen indicador de la presencia de un metal, y al mismo tiempo no serlo para otro.

La concentración del metal en el organismo, determina el modo de acumulación que es característico de la especie. Esto refleja el producto neto de la combinación de gran cantidad de procesos incluyendo la forma en que el metal llega al organismo, la eliminación, el almacenamiento y la transformación del metal (Langston y Spence 1993).

Existen técnicas analíticas que permiten muestrear y preservar las especies de los metales como se encuentran en los sitios de muestreo como lo son la filtración, diálisis, ultra filtración y recientemente la técnica de Gradientes de Difusión en Capa Fina (DGT).

A estas técnicas se les conoce como de determinación *in situ* y tienen implicaciones inherentes al método de muestreo, manejo de la muestra y método de análisis. La técnica de diálisis determina la concentración total disuelta de metales y se fundamenta en la difusión de metales a través de una membrana de tamaño de poro determinado. La difusión de metales ocurre por las diferencias en las concentraciones, entre el exterior y el interior de un dializador. Para igualar las concentraciones, se dejan tiempos largos (horas, días) hasta lograr el equilibrio. Así el dializador colecta *in situ* los metales traza disueltos que logren pasar a través del poro de la membrana y representa el promedio de la concentración de los mismos en

ese tiempo de exposición. Los dializadores permiten tener un muestreo continuo, menores riesgos de artefactos en las reacciones redox e incluso disminuir la mezcla de las muestras. La principal ventaja es la menor manipulación de la muestra.

Los dializadores son considerados como aditamentos de muestreo adecuados para determinar *in situ* elementos disueltos en cuerpos de agua naturales (ríos, lagos, mares, etc.) o artificiales. La determinación de diálisis *in situ* se fundamenta en el transporte de las sustancias por difusión molecular a través de un filtro de membrana de material y espesor determinados. Los metales traza (Pb, Cd, Cu, Fe, Zn, Mn, etc.) y elementos mayores (Ca, Na, Mg, etc.) necesitan de tiempo para difundirse a través de la membrana e igualar la concentración entre el agua natural y la contenida en las celdas del muestreador. Este tiempo necesario es llamado tiempo de equilibrio y es el período mínimo que los dializadores deben permanecer en el agua para permitir colectar una muestra en que las concentraciones y especies químicas de las sustancias (elementos traza, aniones, pH) sean representativas del medio que se desea estudiar. Es claro que solo logran pasar por difusión a través de la membrana las sustancias, entre ellas los elementos traza, de tamaño menor al diámetro de poro de la membrana de difusión. Por ejemplo, si la membrana tiene un tamaño de poro de 0.20 μm , solo lograrán pasar o difundirse las especies químicas de tamaño menor a ese diámetro.

En general se puede decir que el agua obtenida con los muestreadores del tipo dializadores se filtra *in situ* por difusión hasta alcanzar el equilibrio en la concentración de las sustancias comparando el agua recolectada con el dializador con respecto al agua natural.

En este proyecto se va a implementar el biomonitoreo y el uso de los dializadores para relacionar la concentración de metales traza en los organismos macrobentónicos y la columna de agua tomando en cuenta las variables biológicas de variación estacional y ciclo de vida del organismo.

CAPÍTULO II

ANTECEDENTES

En el año de 1900, los europeos fueron los primeros en adoptar estrategias de biomonitoreo, posteriormente en los Estados Unidos se crearon numerosas organizaciones que tratan de implementar el uso de biomonitores en ríos y lagos.

El ejemplo más importante del monitoreo de metales utilizando moluscos es el “Mussel Watch Programme” creado por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Bajo este programa, algunas zonas de las costas del Atlántico y Pacífico y estuarios de los Estados Unidos han sido monitoreados analizando la acumulación de contaminantes en tejidos blandos de moluscos. Los moluscos de agua dulce también han sido utilizados para evaluar la disponibilidad de metales traza y contaminantes orgánicos, pero han recibido mucha menor atención que las especies marinas, incluso se ha sugerido una mayor investigación de los moluscos de agua dulce como biomonitores.

Langston (1993) cita a algunos moluscos que se han estudiado por que tienen potencial como acumuladores de metales como Cd, como son: *Macoma balthica*, *Littorina littorea* y *Ostrea edulis*. Por otro lado, algunos bivalvos como el *Mytilus edulis*, muestran la habilidad de controlar la acumulación de metales esenciales como el cobre y el zinc acompañados de arsénico, esto trae como consecuencia una mala estimación de los niveles de contaminación por estos metales. Sin embargo, el alcance que tiene la mayor parte de los moluscos como biomonitores, puede proveer de información acerca de los costos y efectos, o incluso la identificación de la fuente de contaminación de grandes áreas y en periodos de tiempo largos.

La entrada de cadmio del bivalvo *Macoma balthica*, muestra un comportamiento exponencial que posteriormente alcanza un estado de equilibrio en la concha, mientras que la incorporación en el tejido blando es aparentemente lineal con el tiempo y posteriormente alcanzará el estado de equilibrio, siendo esto en un lapso de

tiempo mucho mayor que el observado en la concha. Por consiguiente, la liberación de cadmio de la concha, también ocurrirá con mayor rapidez que en el tejido blando, ya que los ligandos intracelulares enlazan al cadmio con mucha mayor fuerza.

2.1. Fuentes y rutas de incorporación de metales en los moluscos

Phillips sugiere que la mayor parte de la carga neta de los metales en el molusco *Mytilus edulis*, se deriva de la ingestión de fitoplancton. Lo cual indica que los metales acumulados por productores primarios, pueden contribuir significativamente a la contaminación de la cadena trófica. Sin embargo, no se puede dejar de considerar que la incorporación pueda ocurrir directamente del agua (Langston, Spence, 1993).

Las bacterias que concentran metales en solución son una fuente disponible de alimentación, por lo tanto éstas pueden actuar como intermediario en la transferencia de metales pesados en la cadena alimenticia, como en el caso de la *Pseudomona atlantica* a *Macoma balthica* (Langston, 1993).

2.2. Parámetros alométricos de la concentración de metales traza en los moluscos

Debido a que la concentración de metales en los organismos está en función de la acumulación neta, el cambio en el tamaño en el organismo puede influenciar potencialmente la concentración del tejido o del cuerpo.

La acumulación de metales no esenciales en organismos es más rápida en individuos pequeños, mientras que el proceso de eliminación es independiente del tamaño. La razón es que se espera una relación lineal entre la edad o el crecimiento del organismo y la acumulación de sustancias en los organismos. Las nuevas y exhaustivas investigaciones acerca de los efectos del metal en el tamaño del organismo se han realizado en moluscos.

Boyden (1977) describe la influencia del tamaño del organismo en el contenido de elementos (Y) usando una ecuación parabólica (ec. 1):

$$Y = \alpha W^{\beta} \quad (1)$$

Donde W es el peso del organismo, α y β son parámetros metabólicos de la ecuación exponencial que relaciona el flujo de la energía con el peso. La transformación logarítmica de la ecuación (1) nos genera una relación lineal entre el contenido o concentración del metal y el peso (ec. 2):

$$\text{Log } Y = \log \alpha + \beta \log W \quad (2)$$

Donde la pendiente de la ecuación es β . Aplicando el criterio que cuando la pendiente (β o m) es >1 existe acumulación del metal y es proporcional al crecimiento del organismo; $m \approx 1$ hay regulación del metal y $m < 1$ el metal es diluido o eliminado a través de algún mecanismo.

Boyden (1977) trabajó relacionando el contenido de metal y el peso de diferentes especies de moluscos: *Ostrea edulis*, *Crassostrea gigas* (ostras), *Mercenaria mercenaria*, *Venerupis decussata* (almejas), *Chlamys opercularis*, *Pecten maximus* (conchas), *Mytilus edulis* (musgo), *Crepidula fornicata*, *Patella spp.*, *Littorina littorea*, *Buccinum undatum*, *Scaphander lignarius* (gasterópodos) y observó que las pendientes obtenidas para cadmio, cobalto, cobre, hierro, manganeso, níquel, plomo y zinc, eran cercanas a 1 o menores que 1 (Langston, Spence, 1993).

2.3. Estudios anteriores en los sitios de muestreo

Desde 2005, en el Laboratorio de Elementos Traza de la Facultad de Ciencias Químicas se han realizado algunos estudios preliminares para identificar organismos acuáticos (peces, anfibios y moluscos) con potencial como bioindicadores de contaminación por metales pesados en agua en ríos de la Huasteca Potosina.

El primer estudio preliminar se realizó sobre los géneros *Cyprinidae* (peces) y *Bufo* (anfibios) como monitores de contaminación por metales pesados en ríos de la Huasteca Potosina. Este trabajo fue realizado por Dávila y Carranza (2005) en los ríos Coy en Tamuín, Valles (estaciones El Bancote, La Calera y Vado Santa Rosa) en Ciudad Valles y Amajac en Tamazunchale, se buscó la relación entre el contenido (masa de metal) o la concentración de Cu, Pb, Cd y Zn con el peso seco total en peces y anfibios predominantes en estos cuerpos de agua. Se reportó que estas especies pueden ser buenos monitores de contaminación ya que el género *Cyprinidae* mostró una mayor capacidad de acumular predominantemente Pb y el género *Bufo* Cd y Pb.

Posteriormente, en los mismos sitios de estudio González y Carranza (2005) también estudiaron organismos principalmente gasterópodos (moluscos) del género *Pachychillus* y determinaron que bioconcentran Pb, Cu y Zn, mientras que organismos del género *Littoridina* bioconcentran para Pb y Zn, y finalmente los del género *Fossaria* lo hacen para Zn. González y Carranza (2005) identificaron y recolectaron algunos organismos acuáticos como caracoles, conchas, larvas y peces de los Ríos Amajac y Moctezuma en el municipio de Tamazunchale, S.L.P, en los ríos Choy y Coy en Tamuín, S.L.P. y el río Valles en Cd. Valles, S.L.P.

Rivera (2005) en su proyecto de desarrollo de la carrera de Lic. en Química, determinó que organismos de los géneros *Littoridina*, *Pachychillus* y *Polymesoda* pueden ser muy adecuados como bioindicadores de la contaminación por Zn>Cu>Pb>Cd. Esta característica se identificó a través de la correlación entre la biomasa (g) del organismo y su contenido ($\mu\text{g}/\text{individuo}$) o su concentración ($\mu\text{g}/\text{g}$) de metal. Así como, con la concentración del metal disuelto en el agua, en los sitios en que se recolectaron los organismos. Este estudio fue preliminar al presente trabajo debido a que se analizaron organismos de una sola colecta, por lo tanto una sola época del año y el número de individuos recolectados fue limitado a unos cuantos ejemplares (n=10). En los sitios de colecta de organismos al mismo tiempo se determinaron parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua (Tabla 3.1) para

evaluar la contaminación de los ríos estudiados pues estos son la fuente principal de agua para todos los usos (agrícola, urbano e industrial) pero al mismo tiempo reciben aportes directos de aguas residuales, residuos sólidos de las poblaciones, la industria y la agricultura.

Tabla 3.1 Parámetros fisicoquímicos determinados por Rivera en el 2005.

Sitio	pH	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)	Temperatura en el agua (°C)
R. Amajac	7.8	0.637	13	13.23*	29.2
R. Valles "El Bancote"	8.03	0.606	18	7.47	26
"Los Nopales"	8.29	0.595	22	8.84	28
"La Calera"	8.23	0.604	21	0.39	27
R. Coy	8.35	0.656	31	0.61	29

*Valor no confirmado en muestreos posteriores.

De igual manera se identificó que entre los organismos bentónicos en los ríos que se eligieron para los estudios preliminares son predominantes los moluscos. Así, con ayuda de la guía denominada "Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)" (CNA, UNAM) se hizo una identificación preliminar de las principales especies las cuales se estudiaron en el presente trabajo. La identificación de los géneros y especies de moluscos presentes se basó en sus características morfológicas y en sus lugares de origen.

CAPÍTULO III

JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

3.1. Justificación

Los estudios preliminares sugieren que los organismos bentónicos en los ríos Axtla, Amajac, Valles y Coy en la Huasteca Potosina están predominantemente conformados por varias especies de moluscos (gasterópodos y bivalvos). Que estos organismos se observan en diferentes épocas el año y que están presentes tanto en ríos donde se detectaron descargas de aguas residuales municipales y agrícolas, como en aquellos donde no hay fuentes de contaminación puntuales. Además, se determinó que algunas especies (o géneros) de estos organismos presentan capacidad para bioconcentrar metales como Pb, Cd, Cu y Zn. Por tal razón pueden presentar potencial como organismos monitores de la contaminación por estos elementos. Finalmente, los organismos moluscos se observaron en las diferentes épocas del año lo que sugiere que están expuestos durante su ciclo de vida a los contaminantes, una característica deseable en los organismos monitores de contaminación.

Por otro lado, los ríos de la Huasteca Potosina se caracterizan por ser de aguas duras, ricas en CaCO_3 lo cual favorece el desarrollo de los organismos moluscos y explica su predominancia entre los organismos bentónicos.

Por lo anterior, se hizo necesario realizar un estudio detallado en estos sitios de estudio para identificar las especies predominantes de moluscos, las concentraciones de metales disueltos a las que están expuestos de forma que se pueda concluir acerca de su potencial como organismos monitores de contaminación por metales pesados. Además de que existen pocos estudios de este tipo en nuestro país y la mayoría se enfoca a costas y lagunas o se realizan bajo condiciones de laboratorio.

3.2. Objetivo General

Identificar organismos acuáticos macrobentónicos (moluscos) con potencial como monitores de la contaminación por metales pesados (Pb, Cu, Cd y Zn) en cuatro ríos de la Huasteca Potosina.

3.3. Objetivos Particulares

1. Identificación de los organismos acuáticos macrobentónicos (moluscos) predominantes en los ríos a estudiar y en las diferentes temporadas de muestreo.
2. Estimar la variabilidad de las concentraciones de Pb, Cu, Cd y Zn en el agua de los sitios de estudio en diferentes estaciones en el año.
3. Determinar la concentración de Pb, Cu, Cd y Zn en tejido blando de los organismos macrobentónicos colectados en los sitios de estudio.
4. Proponer las especies de moluscos que presentan potencial para acumular metales Pb, Cu, Cd y Zn del agua en base a un análisis de regresión de sus contenidos en el tejido blando y su peso.
5. Determinar los factores de bioconcentración entre el contenido de Pb, Cu, Cd y Zn en los organismos con la concentración de estos en el agua de los ríos de donde se recolectaron.

CAPÍTULO IV

METODOLOGÍA

4.1. Descripción y ubicación geográfica de los sitios de estudio

La zona de estudio es la Huasteca Potosina (al este del estado de San Luis Potosí) la cual pertenece a la Cuenca del Río Panuco. Donde el clima predominante es el semicálido con tendencias a un clima templado húmedo y subhúmedo, con una temperatura media anual mayor a 18 °C y con una temperatura del mes más frío menor a 18 °C lo cual se ve reflejado en los cuerpos de agua. Esta zona se eligió por ser rica en carbonatos y materia orgánica lo cual propicia el desarrollo de moluscos y bivalvos encontrándose gran cantidad de estos.

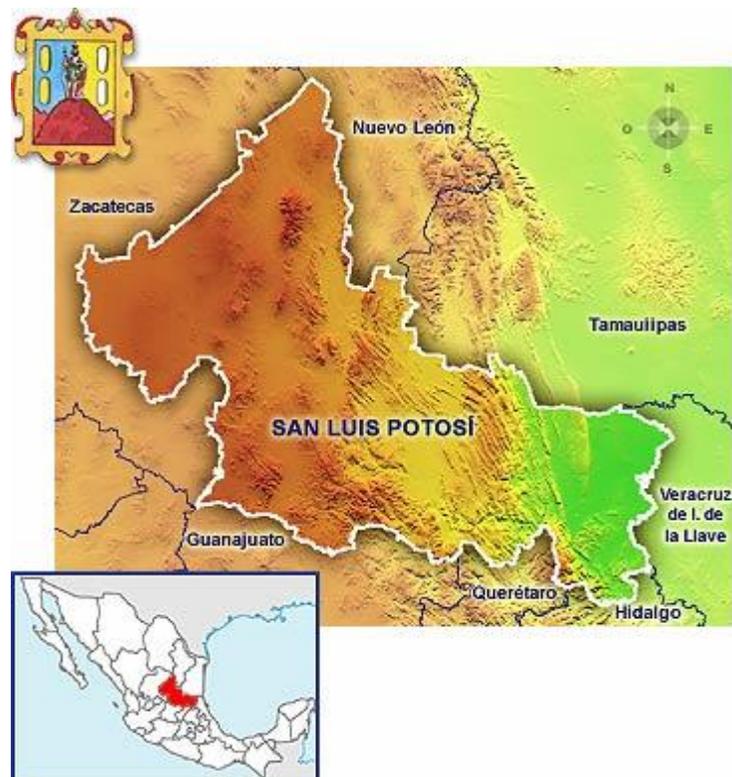


Figura 4.1. Mapa del Estado de San Luis Potosí.

En esta zona se encuentran diversos ríos destacando los ríos Amajac en el municipio de Tamazunchale, Axtla en el municipio de Axtla de Terrazas, río Valles en Cd. Valles y río Coy en el municipio de Tamuín debido a que son sistemas calcáreos y cuentan con características similares como lo son pH, temperatura, oxígeno disuelto, presencia de materia orgánica, etc, Estos ríos bajo estudio son la fuente de abastecimiento de agua y que se encuentran en municipios donde existe mayor población y su cauce pasa muy cercana a estos siendo la principal fuente de contaminación la descarga de aguas negras municipales, residuos de pequeñas industrias, residuos agropecuarios y ganaderos y fuentes naturales, lo que propicia la presencia de algunos metales pesados. En total fueron 4 ríos los elegidos los cuales se mencionan a continuación (Figuras 4.2, 4.3, 4.4 y 4.5) para ubicar los sitios de muestreo:

1. **Río Amajac**, en el municipio de Tamazunchale. Localizado en la parte sureste del estado, coordenadas: 98°48' de longitud oeste y 21°16' de latitud norte.

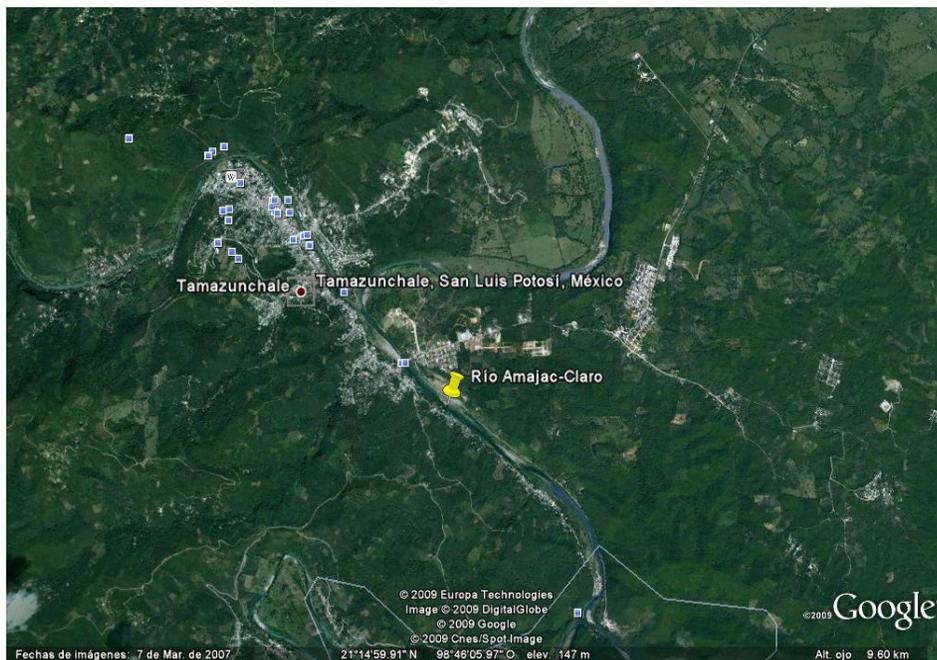


Figura 4.2. Localización geográfica del río Ajamac, Tamazunchale, S.L.P.

-
2. **Río Axtla**, en el municipio de Axtla. Localizado en la parte oriente de la capital de estado, en la zona Huasteca, coordenadas: 98°52' de longitud oeste y 21°26' de latitud norte.

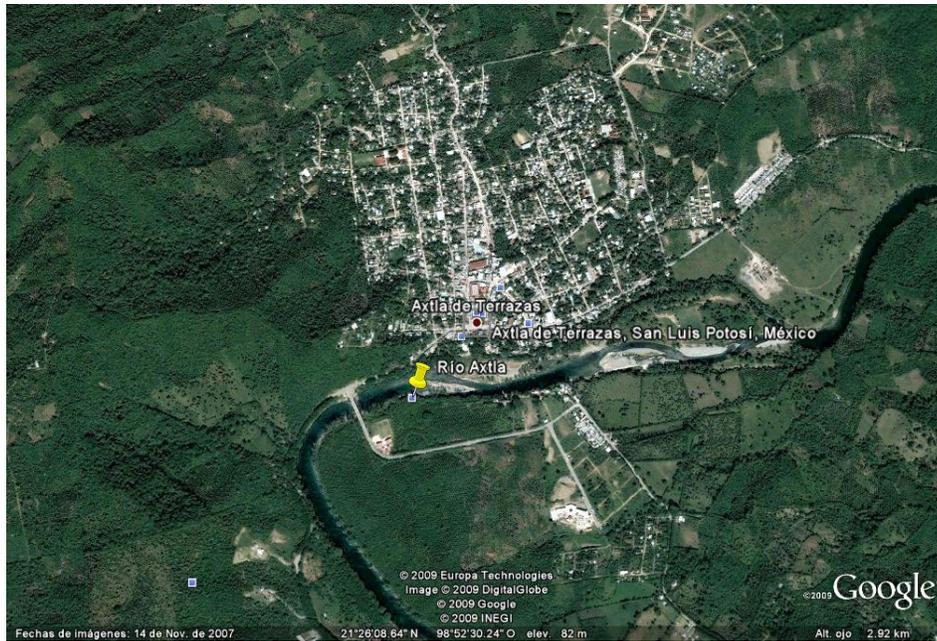


Figura 4.3. Localización geográfica del río Axtla, Axtla de Terrazas, S.L.P.

3. **Río Coy**, en el municipio de Tamuín. Sus coordenadas geográficas son: 21°46' a 22°24' de latitud norte; 98°24' a 98°27' de longitud oeste.

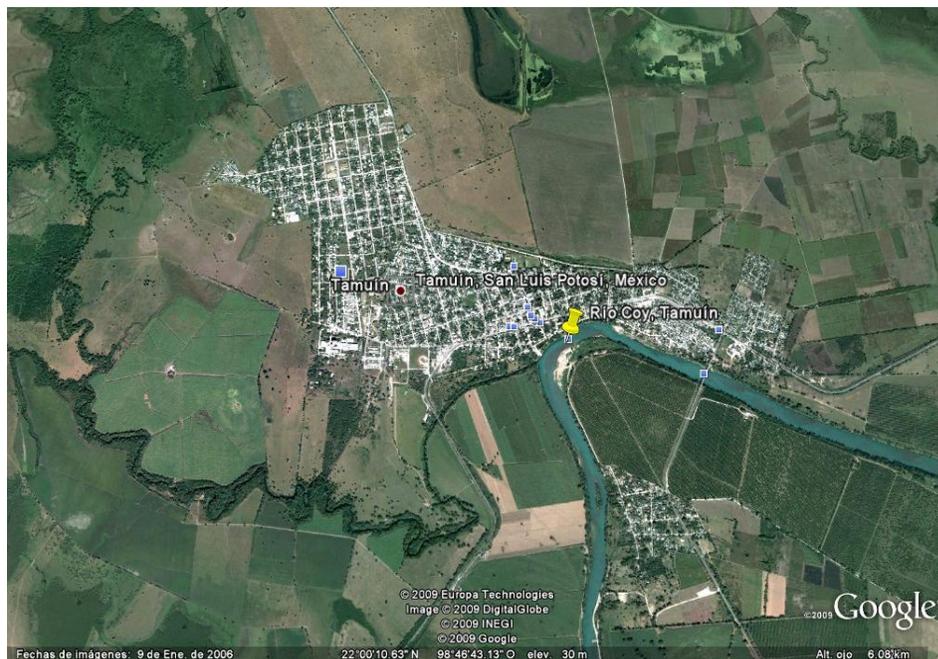


Figura 4.4. Localización geográfica del río Coy, Tamuín, S.L.P.

-
4. **Río Valles**, en Cd. Valles localizado en la parte este del estado, coordenadas: 99°01' de longitud oeste y 21°59' de latitud norte. Estaciones: "La Bomba", "Santa Rosa", "Lomas del Yuejat" y "Los Nopales"

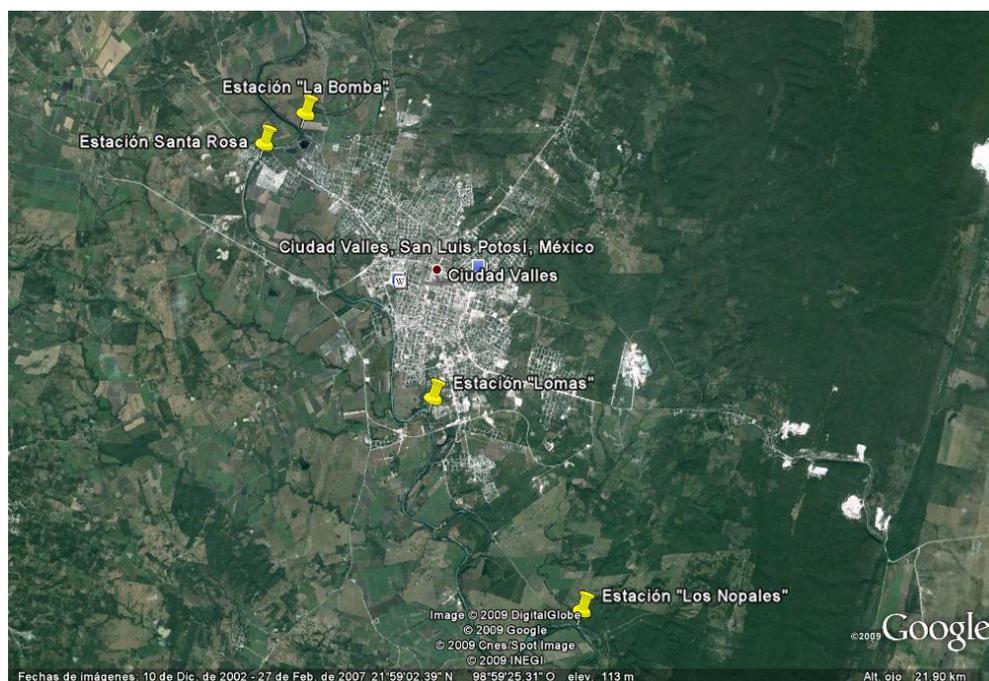


Figura 4.5 Localización geográfica del río Valles, Cd. Valles, S.L.P.

Se determinaron 3 muestreos en el proyecto para observar la diversidad de las especies, la concentración de metales en el agua y en los organismos bajo condiciones ambientales diferentes ya que en la Huasteca Potosina están muy marcadas la época seca y la época de lluvia. Debido a esto el muestreo de enero es la época seca donde los niveles de los ríos son bajos y hay estiaje, mientras que el mes de junio es época de lluvia y finalmente el mes de diciembre es la época después de las lluvias.

4.2. Lavado y preparación del material utilizado

Todo el material de vidrio, teflón, polipropileno y polietileno de alta densidad (HDPE) utilizado durante en el desarrollo de este trabajo, fue lavado con jabón libre de fosfatos (Extran), enjuagado con abundante agua desionizada y sumergido durante 24 h en HNO₃, al 15 % v/v. Posteriormente, el material se retiró de la solución ácida y

fue enjuagado seis veces con agua desionizada y secado en una campana de flujo laminar a temperatura ambiente al abrigo del polvo. A excepción del material para Carbón Orgánico Disuelto (COD), donde se emplearon viales ámbar y puntas de pipeta el cual recibió un tratamiento previo con persulfato de potasio de la siguiente manera: en una solución de 14g/L de persulfato de potasio se sumergen los viales y puntas los cuales se calientan a 60°C durante 2 ½ h, posteriormente se enjuagan abundantemente con agua desionizada. Mientras que el material para la colecta de aniones solamente se lavó con extrán libre de fosfatos y se enjuagó muy bien de 4 a 6 veces con agua desionizada. El material se etiquetó debidamente y se resguardo del polvo hasta su utilización.

4.3. Dializadores

Los dializadores son considerados como aditamentos de muestreo adecuados para determinar in situ elementos disueltos en cuerpos de agua naturales (ríos, lagos, mares, etc) o artificiales. La determinación de diálisis in situ se fundamenta en el transporte de las sustancias por difusión molecular a través de un filtro de membrana de material y espesor determinados. Los metales traza (Pb, Cd, Cu, Zn, Mn, etc) y elementos mayores (Ca, Na, Fe, Mg, etc) necesitan de tiempo para difundirse a través de la membrana e igualar la concentración entre el agua natural y la contenida en las celdas del muestreador. Este tiempo necesario es llamado tiempo de equilibrio y es el período mínimo que los dializadores deben permanecer en el agua para permitir coleccionar una muestra en que las concentraciones y especies químicas de las sustancias (elementos traza, aniones, pH) sean representativas del medio que se desea estudiar. Es claro que solo logran pasar por difusión a través de la membrana todas las sustancias, entre ellas los elementos traza, de tamaño menor al diámetro de poro de la membrana de difusión. El agua así coleccionada deberá presentar concentraciones de los elementos representativos del sitio de muestreo. Los dializadores permiten tener un muestreo continuo, menores riesgos de artefactos en las reacciones redox e incluso disminuir la mezcla de muestras (Crispín, 2006).

Siguiendo el procedimiento descrito por Crispín y Alfaro (2006) para el muestreo con dializadores, se colectaron muestras de la columna de agua empleando dializadores de acrílico de 20.5 cm de ancho por 35 cm de alto. Los cuales tienen 30 pares de celdillas separadas 1 cm una de la otra (Figura 4.6) y una profundidad de 0.5 cm que colecta un volumen aproximado de 3-4 mL. La cubierta del dializador tiene ventanas que coinciden con las aberturas de las celdillas las cuales van colocadas con tornillos de acero inoxidable.

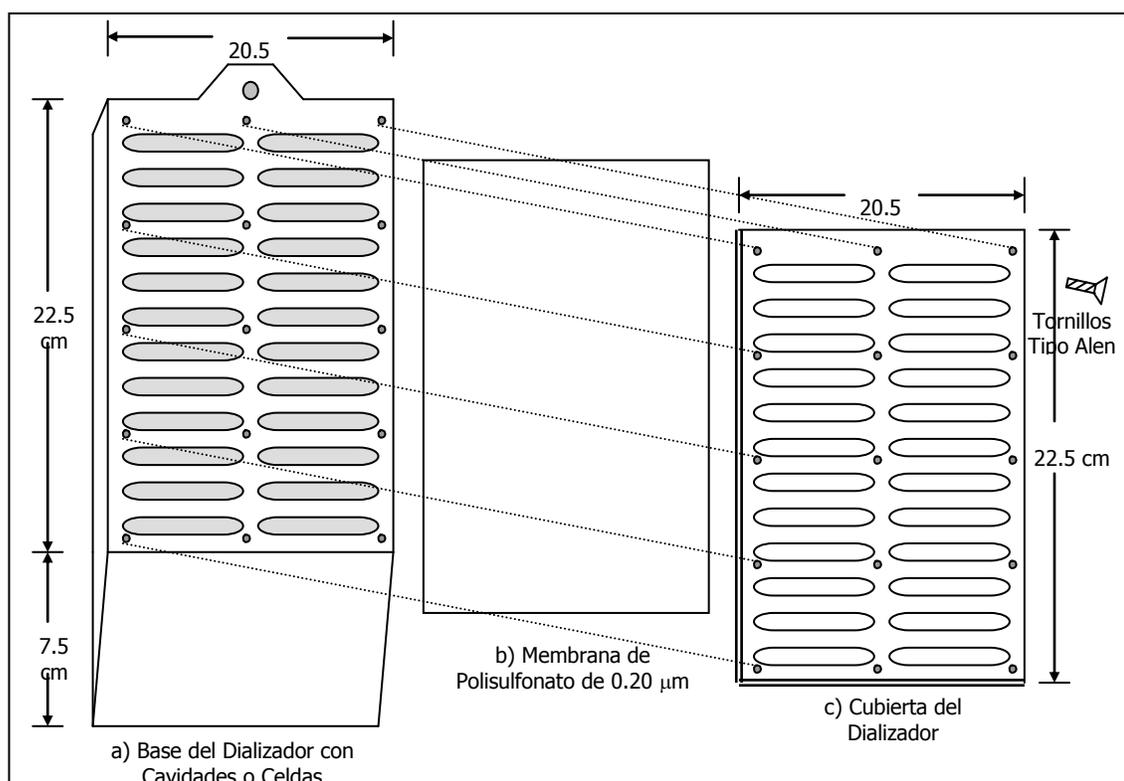


Figura 4.6. Componentes de los dializadores. Tomado de Crispín y Alfaro (2006).

4.3.1. Preparación de los dializadores

El lavado de los dializadores se realiza con HNO₃ al 15% por 24 hrs, se enjuagan con agua desionizada y se dejan sumergidos en agua desionizada por 1 o 2 días para desorber el ácido. Posteriormente se enjuagan nuevamente con agua desionizada y se dejan secar al abrigo del polvo. Posteriormente se prepararon como se indica a continuación.

El material utilizado en la preparación de los dializadores, debe manejarse de preferencia bajo campana de flujo laminar, colocando una bolsa de polietileno limpia o nueva encima de la mesa de trabajo sobre la cual se hará la preparación. Se utilizaron guantes de polietileno o látex sin polvo.

Hay que evitar tocar (aun con los guantes) las caras internas de las cavidades del dializador. Tomarlos solo de los bordes y esquinas. Las membranas se deben manipular con cuidado, por las orillas utilizando pinzas de nylon limpias. Evitando también manipular el agua que se utiliza para llenarlos, vaciando directamente del recipiente al dializador.

Se cortaron las membranas de polisulfonato de 0.20 μm de diámetro de poro (Pall Co HT 200) a utilizar de las medidas apropiadas, para cubrir completamente las cavidades y la superficie a utilizar de la base del dializador. Las membranas se pusieron a hidratar en un recipiente con agua desionizada ultrapura 3 días antes del montaje del dializador. Cambiando el agua de lavado de los filtros al menos por la mañana y por la tarde durante este tiempo.

Se colocó la base del dializador de Plexiglas completamente horizontal sobre la mesa de trabajo, con las cavidades hacia arriba. Se fue vaciando el agua desionizada libre de metales ayudándose con un frasco lavador (pizeta) o con un vaso de precipitados de 500 mL (lavado con ácido y libre de metales) a las cavidades hasta que quedaron completamente llenas. Cuidando de llenarlas todas para que no faltara ninguna. Posteriormente, la membrana se colocó con cuidado de adelante hacia atrás cuidando que no se formaran burbujas, si era así, se retiraba la membrana y se volvían a llenar las cavidades de agua y colocando nuevamente la membrana. Finalmente se ajustó la tapa del dializador sobre la base procurando no mover la membrana al colocar los tornillos para no forzar y evitar dañar la cuerda de enroscado. Estos fueron apretados ligeramente para asegurar que no hubiese pérdida de agua de las celdas. Una vez colocados todos los tornillos propiamente, se levantó el dializador ya preparado y se revisa por la parte de atrás del dializador que no se hayan producido burbujas o vaciado alguna celda. Si quedan burbujas de aire

apreciables, el dializador debe desarmarse, reemplazar la membrana y empezar nuevamente a armarlo.

Por último, se colocaron dos cinchos o abrazaderas de polietileno alrededor del dializador tanto para ayudar a que no haya pérdidas de agua del dializador como para favorecer su instalación en los sitios de muestreo. A unas bolsas de polietileno se agregaron con un pizeta unas gotas de agua, se introdujeron los dializadores individualmente empacando muy bien. Esto es para mantener el dializador en una atmósfera húmeda hasta su exposición en el agua en los sitios de muestreo. El transporte hacia los sitios de muestreo fue en hieleras colocando poliestireno (unicel) u otro empaque para amortiguar y evitar el daño de las membranas durante el transporte.

4.4. Muestreo de agua

Con base al análisis previo sobre la concentración de Fe, Zn, Cu, Pb y Cd en algunos de los sitios de muestreo (Crispín, 2006), y para conocer la concentración actual de metales totales disueltos en los ríos, se colectaron muestras de agua filtradas en cada uno de los sitios de estudio en las tres temporadas de muestreo (enero, junio y diciembre de 2006). Se colocaron dializadores a una profundidad de 1 a 2 m bajo el espejo del agua, tanto en junio y diciembre de 2006 en el Río Valles (Estación Santa Rosa y Lomas), Río Axtla, Río Amajac-Claro y Río Coy.

Se recolectaron muestras de agua para el análisis de metales totales disueltos en botellas de HPDE de 125 mL. Las muestras de agua fueron filtradas en campo a través de filtros de 0.22 μm (Millipore, Fluoruro de polivinilideno) en un sistema de filtración en donde se filtraron 15 mL y fueron conservadas a 4°C y transportadas al laboratorio. Las muestras de agua recuperadas para la determinación de la concentración de metales totales por AAHG, se conservaron en recipientes limpios de HPDE de 15 mL y se les añadió previamente 3 μL de HNO_3 0.02 N /mL de muestra.

4.4.1. Colecta de las muestras de agua en dializadores

Se prepararon viales o botes de 4mL de polietileno de alta densidad (HDPE) para recolectar las muestras de agua de los dializadores. Se ha demostrado que este material además del teflón cuando son adecuadamente lavados con ácido no contamina con metales y se pueden utilizar con confianza para la preservación y almacenamiento de las muestras.

Los viales o botes a utilizar fueron preacidificados en el laboratorio con una solución de HNO₃ al 10% v/v grado ambiental para los metales, con el objeto de conservar la muestra sin que se precipiten los metales o sean adsorbidos en las paredes del recipiente. De esta forma los metales se preservan en solución hasta su análisis. Antes de coleccionar las muestras de los dializadores, en el laboratorio se añadió el ácido a los viales o botes en una proporción de 20 µL de HNO₃ en solución al 10% (v/v) / mL de muestra, de forma que la concentración final de ácido en la muestra fuera de 0.2% (v/v).

Se recomienda agregar el ácido a las botellas que se destinarán para el muestreo de los dializadores, en el laboratorio preferentemente bajo campana de flujo laminar. Etiquetar claramente cada una de los viales, colocarlos en bolsas con sello (Ziploc®) e identificar cada una de las bolsas. Esto se puede preparar inclusive una semana antes de llevar los viales al sitio del muestreo. Una vez que se retiraron los dializadores del después de 48 hrs de haber estado expuestos, se coleccionaron 5 muestras (3 mL/celda) de las soluciones de las celdas y se colocaron individualmente en los botes preacidificados manteniendo las muestras a temperatura baja y en hieleras durante su transporte al laboratorio.

4.5. Colecta de organismos

Se coleccionaron en cada una de los sitios y estaciones de muestreo de 20 a 25 organismos, en frascos o bolsas de polietileno parcialmente llenos con agua del sitio, ya que los moluscos se adhieren a las paredes y de esa forma su transporte es más seguro. Se trató de distinguir las diferentes especies al recolectarlos y en cada uno de los sitios de muestreo se separaron y etiquetaron.

Para la identificación de los organismos, estos se colocaron en recipientes con algodón humedecido con agua del sitio, separando los ejemplares más frágiles de los más pesados, para evitar que se dañaran cuando se mueven.

Una vez en el laboratorio, los organismos colectados se lavaron abundantemente con agua corriente y con una solución de EDTA 0.01 M para la desorción del metal de la superficie del organismo, así como obligar a los organismos a vaciar su contenido intestinal. Transcurrido este tiempo se enjuagan con agua desionizada. Y finalmente se colocan en recipientes y se preservan a -20° C.

4.5.1 Separación y liofilización de los organismos

Los organismos se separaron cuidadosamente en tejido blando y concha utilizando pinzas de teflón o material recubierto con teflón, se colocaron en frascos de plástico (HDPE) previamente pesados de 7 mL con tapa y posteriormente también se pesan ya con el tejido blando o la concha. Una vez realizado esto, se vuelven a preservar a -20°C para después colocarlos en un liofilizador (Labconco Modelo 7522900) a -45°C durante 6 horas, y posteriormente se determina el peso seco tanto del tejido blando como de la concha. Las muestras fueron conservadas en frascos de plástico con tapa, a temperatura ambiente y al abrigo del polvo y de la luz.

4.5.2 Digestión ácida del tejido blando de organismos a temperatura ambiente para la determinación de Cd, Cu, Pb y Zn totales

Este método es muy apropiado para la digestión de metales totales que se volatilizan a las temperaturas normales de ebullición, ya que se realiza en un sistema cerrado y a temperatura ambiente (Matthes, 1988; Loring D.H. y Rantana, 1992). El material animal seco fue digerido en recipientes de plástico (HDPE) de fondo plano de 7,15 y 60 mL de capacidad a temperatura ambiente. El procedimiento se describe a continuación:

-
1. El peso total del tejido blanco liofilizado se colocó en los recipientes de plástico (HDPE).
 2. Se añadió 100 μL de HNO_3 concentrado (Anachemia) por cada 2 mg de muestra. Los recipientes, se cerraron con su tapa correspondiente y se dejaron en reposo al abrigo de la luz y del polvo, durante cinco días a temperatura ambiente.
 3. Se adicionó 40 μL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 30%) por cada 2 mg de muestra para optimizar la oxidación de la materia orgánica y se continuó con la digestión un día más en las mismas condiciones, hasta que se observó un aspecto traslúcido en las muestras.
 4. El volumen de las muestras se ajustó con agua desionizada para tener una concentración final de HNO_3 al 10 % v/v.

Para verificar la confiabilidad del método, se realizó digestión de los blancos de reactivos correspondientes bajo las condiciones descritas para todas las muestras problema.

4.6. Análisis de agua.

En esta sección se describen los métodos y técnicas empleadas para la determinación de metales totales (Cu, Cd, Pb y Zn) en las muestras. En las muestras de agua obtenidas se analizó además Carbón Orgánico Disuelto (COD), aniones (F^- , Cl^- , NO_3^- y SO_4^{2-}) y elementos mayores (Ca, Na, Fe, K y Mg). Se realizaron mediciones de campo de las características fisicoquímicas del agua: temperatura, conductividad, turbidez y pH con una sonda Horiba U-10, Water Quality Checker.

4.6.1 Medición de Carbón Orgánico Disuelto (COD)

Los viales para la colecta de las muestras para COD fueron acidificados previamente en el laboratorio a un pH <3 con HCl al 10%. Las muestras obtenidas permanecieron a 4°C y al abrigo de la luz para evitar la proliferación de bacterias o algas. Y fueron analizadas dentro de las 72 h posteriores a la recolección de la muestra. El análisis se llevó a cabo en el laboratorio de Catálisis de la Facultad de Ciencias Químicas en un equipo TOC-500A SHIMADZU (Total Organic Analyzer). En este equipo se

inyectan 26 μL de muestra que pasa por un tubo de combustión con un catalizador de platino a 680°C en donde los compuestos orgánicos se convierten a CO_2 . La previa acidificación de la muestra asegura que el carbón inorgánico ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$) se convierta a CO_2 el cual se elimina de la muestra burbujeando O_2 , de manera que el CO_2 desprendido de la calcinación es generado por la combustión de C orgánico el cual es secado en un condensador y posteriormente pasan por un detector de IR no dispersivo donde se genera una señal eléctrica que a su vez genera un pico. El área bajo el pico es directamente proporcional a la concentración de carbón orgánico total de la muestra de reacción.

4.6.2 Cuantificación de Aniones

Las muestras para aniones se preservan en tubos eppendorff sin acidificar. En las muestras de agua intersticial se van a determinar los siguientes aniones: fluoruros (F^-), cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-) fosfatos (PO_4^{3-}) y sulfatos (SO_4^{2-}). La cuantificación se realizó por HPLC en un Cromatógrafo de iones ALLTECH con un sistema de Detección Isocrática, detector de conductividad Alltech modelo 650 con Sistema supresor modelo 640, bomba Alltech modelo 626 y columna Allsep A-2 con precolumna. Se utilizó como fase móvil $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ (1.7/0.8 M) a un flujo de 1 mL/min con una inyección de 20 μl de muestra. La fase móvil es burbujeada constantemente con Helio. Se emplearon estándares de fluoruros, cloruros, nitratos y sulfatos para la construcción de las curvas de calibración. Los estándares fueron de 1-20 mg/L con excepción de cloruros y sulfatos cuyo punto más alto de la curva fue de 40 y 80 mg/L respectivamente.

4.6.3 Cuantificación de metales en agua.

Las muestras para metales fueron almacenadas en botes de HDPE de 4 ml y acidificadas con HNO_3 grado ambiental al 0.5%. Para la confiabilidad del método, se determinó la concentración de estos mismos metales mencionados en una muestra certificada de agua (TM-DWs, National Water Research, Canadá), y en muestras fortificadas de concentración conocida.

4.6.3.1. Análisis de Cu, Cd, Pb y Zn

La cuantificación de Cu, Cd, Pb y Zn en las muestras de agua filtradas, dializadores y geles; fue determinada por Espectrofotometría de Absorción Atómica, con Horno de Grafito (AAHG; Perkin Elmer, Modelo 3110 y Varian, Modelo Spectra 220Z con horno GTA 110Z) utilizando lámparas de cátodo hueco multielemento. El método de AAHG, se basa en hacer pasar un haz de luz monocromática de una frecuencia tal que puede ser absorbido por el analito que se encuentra presente en forma de vapor atómico. La medida de la intensidad luminosa antes y después de su paso por el vapor atómico permite determinar el porcentaje de absorción. La cantidad de absorción aumenta con la concentración del elemento en la muestra.

4.6.3.2 Curvas de calibración

Se elaboraron curvas de calibración graficando el área de pico o altura máxima de absorción contra la concentración del analito. Los estándares de Cu, Cd, Pb y Zn se prepararon a partir de una solución de concentración intermedia de 100 µg/L, la cual a su vez se preparó a partir de una solución patrón de 1000 mg/L de cobre (Cu), cadmio (Cd), plomo (Pb) y zinc (Zn) en una matriz de HNO₃ al 0,5%.

Se utilizó Mg(NO₃)₂ 0.05mg/L como modificador de matriz, el cual fue adicionado tanto al blanco de calibración, como a los estándares, muestras de estudio y muestras certificadas los cuales fueron analizados por triplicado. El rango de las curvas de calibración se presenta en la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Longitudes de onda y rango de curva de calibración para los metales analizados.

Metal	Longitud de onda λ	Rango de curva de calibración
Cu	324.8	20-100 ppb
Cd	228.8	1-10 ppb
Pb	283.3	10-80 ppb
Mn	279.5	20-100 ppb
Zn	213.9	<10 ppb

4.6.4. Análisis de elementos mayores

Los elementos mayores (Ca, Na, Fe, K y Mg) se determinaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica de Flama (AAF; VARIAN SpectAA 220Fs) con lámparas de cátodo hueco multielemento.

Para el análisis de Ca y Na se agregó como supresor de iones KCl en una concentración de 2500 y 2000 $\mu\text{g/mL}$ respectivamente. Mientras que para K se utilizó NaCl de 1000 $\mu\text{g/mL}$ y para Mg se agregó Lantano (La) de 10000 $\mu\text{g/mL}$. Los rangos de concentración empleados en las curvas de calibración se presentan en la tabla 4.2.

Tabla 4.2. Longitudes de onda y rango de curva de calibración para los elementos mayores.

Elemento	Longitud de onda λ	Rango de curva de calibración
Ca	422.7	0.01-3 mg/L
Na	589.0	0.002-1 mg/L
Fe	248.3	0.06-15 mg/L
K	766.5	0.03-2 mg/L
Mg	285.2	0.003- 1 mg/L

En estos análisis no se utilizó ningún estándar certificado para evaluar el porcentaje de exactitud pero se empleo adición estándar para realizar el cálculo del porcentaje de recuperación.

4.7. Análisis de metales en los organismos

La cuantificación de Cu, Cd, Pb y Zn en los organismos se realizó en las digestiones ácidas de tejido blando.

Los resultados fueron expresados en concentración total (μg del metal/g de peso seco) de tejido blanco o en contenido (μg del metal/individuo), tomando en cuenta el peso exacto de la muestra y el volumen final de aforo, así como las diluciones que se realizaron durante el análisis.

4.7.1. Tejido blando

La cuantificación de Cu, Cd, Pb y Zn en las muestras de la digestión acida del tejido blando fue determinada por Espectrofotometría de Absorción Atómica, con Horno de Grafito (AAHG; Perkin Elmer, Modelo 3110 y Varian, Modelo Spectra 220Z con horno GTA 110Z). Se tomaron primeramente 100 µL de muestra que fueron colocados en las celdillas para el análisis, etiquetando apropiadamente el número de muestra y el metal a analizar. Las lecturas se hicieron primeramente sin dilución con las curvas de calibración mencionadas en la Tabla 4.1. Aquellas muestras que no se encontraban dentro del rango de la curva de calibración fueron diluidas con HNO₃ al 5%. Se analizaron por triplicado el blanco y cada una de las muestras. En estos análisis no se utilizó un estándar certificado de tejido blanco para evaluar el porcentaje de recuperación pero se empleo mezcla de muestras, a la cual se le agregó una concentración conocida del elemento para realizar el cálculo del porcentaje de recuperación en cada uno de los metales.

CAPÍTULO V

RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados de parámetros fisicoquímicos, la concentración de metales totales disueltos en agua (muestras filtradas y de dializadores) en los diferentes ríos. Además las especies identificadas y los resultados de la cuantificación de la concentración de Cu, Cd, Pb y Zn en el tejido blando de estas.

5.1. Parámetros de la calidad del agua en los sitios de estudio

Se realizaron mediciones de campo de los parámetros fisicoquímicos del agua en los diferentes ríos. En las tablas 5.1 y 5.2 se presentan los datos obtenidos en el muestreo realizado en junio 2006 y diciembre 2006 respectivamente así como también los rangos de concentración de Cl^- , SO_4^{2-} y metales totales disueltos en las muestras filtradas de agua.

De acuerdo a la información que se muestra en las tablas, las variaciones de pH pueden estar relacionadas con los diferentes procesos químicos que se llevan a cabo en el agua, sin embargo también pueden deberse a los aportes de sustancias químicas como descargas de aguas residuales directas, públicas o de las pequeñas industrias lo cual fue observado en los sitios de muestreo.

El comportamiento del pH en las estaciones de muestreo en las dos temporadas varió entre 7.5 y 8.5. El criterio establecido por la NOM-127-SSA1-1994 para agua potable es de 6.5-8.5. Se observó que en el muestreo de diciembre de 2006 se rebasa este límite debido a algunas descargas residuales que se observaron durante el muestreo de agua y a que su caudal había disminuido comparado con lo que se observó en el mes de junio de 2006.

Tabla 5.1 Parámetros determinados en muestras de agua filtradas en los sitios de muestreo en junio de 2006.

Sitio	pH	Conductividad (mS/cm)	Temperatura (°C)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	COD (mg/L)	Metales (µg/L)			
							Cu	Pb	Cd	Zn
Río Axtla	8.4	0.26	23.2	5.54±1.63	3.12±0.99	13.99±1.53	75.23±9.13	4.41±0.71	3.73±0.63	164.36±10.76
Río Amajac, Tamazunchale	8.71	0.443	28.7	1.42±0.286	49.01±4.53	18.77±0.77	44.97±6.57	2.64±0.54	1.60±0.50	110.13±8.03
Río Coy, Tamuín	8.38	1.31	30.2	8.36±1.87	153.06±4.48	6.05±0.53	194.33±30.22	5.77±1.06	ND	224.72±11.61
Río Valles (Lomas)	7.89	1.14	29.2	0.66±0.09	305.97±17.43	10.34±1.65	428.703±4.69	7.80±2.70	2.70±0.80	396.06±30.16
Río Valles (Nopales)	8.58	1.23	30.6	ND	ND	ND	16.06±7.49	5.77±0.57	2.01±0.31	263.25±12.35
Río Valles (Santa Rosa)	8.08	1.24	28.9	ND	ND	ND	122.54±30.54	6.62±1.12	1.65±0.15	323.50±11.70
Río Valles (Bomba)	8.31	1.23	28.4	1.22±0.39	261.80±14.50	13.10±3.55	28.57±5.31	4.19±0.69	1.88±0.28	2009.57±92.57
NOM-127-SSA1-1994	6.5-8.5	NA	NA	250	400	NA	2000	25	5	5000
NOM-001-ECOL-1996	NA	NA	40	NA	NA	NA	6000	400	200	20000

Los resultados se presentan como la variación de la concentración determinada. Los valores de las NOM son los límites máximos permisibles
 ND: No detectable. NA: No aplica.

Tabla 5.2 Parámetros determinados en muestras de agua en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.

Sitio	pH	Conductividad (mS/cm)	Temperatura (°C)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	COD (mg/L)	Metales (µg/L)			
							Cu	Pb	Cd	Zn
Río Axtla	8.86	0.376	20.9	ND	17.36±0.93	17.26±6.74	13.75±1.05	2.50±0.20	1.50±0.10	173.40±9.10
Río Amajac, Tamazunchale	8.9	0.363	20.7	ND	27.46±2.32	20.27±1.14	24.10±4.80	1.35±0.15	1.70±0.10	96.10±9.80
Río Coy, Tamuín	8.7	0.93	18.6	ND	263.45±43.44	59.64±1.19	169.40±9.60	3.80±0.50	1.35±0.15	208.35±4.05
Río Valles (Lomas)	7.89	0.675	18.8	ND	188.34±17.61	14.35±0.85	584.15±58.45	1.15±0.15	1.70±0.10	510.05±53.25
Río Valles (Nopales)	8.75	0.639	18.4	ND	219.33±15.81	11.11±1.48	56.00±0.09	6.55±0.95	1.90±0.09	198.75±15.05
Río Valles (Santa Rosa)	8.75	0.688	18.6	ND	201.96±3.62	24.54±4.12	204.65±7.65	5.00±0.50	1.60±0.10	259.60±25.00
Río Valles (Bomba)	8.96	0.659	19.4	ND	227.05±8.70	32.67±12.19	20.65±2.95	3.00±0.30	1.40±0.10	1456.60±82.30
NOM-127-SSA1-1994	6.5-8.5	NA	NA	250	400	NA	2000	25	5	5000
NOM-001-ECOL-1996	NA	NA	40	NA	NA	NA	6000	400	200	20000

Los resultados se presentan como la variación de la concentración determinada. Los valores de las NOM son los límites máximos permisibles.
 ND: No detectable. NA: No aplica.

De acuerdo a la NOM-001-ECOL-1996 en ríos para la protección de la vida acuática y uso público urbano el límite permisible para la Temperatura es de 40°C. En el muestreo de junio de 2006 el rango de Temperatura fue de 23.2-30.6 °C mientras que en diciembre de 2006 de 18.4-20.9° C; los cuales no rebasan los límites permisibles de la norma. La diferencia puede estar asociada a que en los meses de mayo y junio se presenta la temporada de calor.

El ion cloruro está ampliamente distribuido en la naturaleza, principalmente formando parte de cloruro de sodio. Aunque suele encontrarse ligado mayoritariamente al catión sodio, también a calcio y magnesio. El límite permisible en el agua en la NOM-127-SSA1-1994 para el contenido de cloruro es de 250 mg/L. En los sitios de muestreo estudiados no se rebaso este límite y cabe mencionar que en el segundo muestreo no fue posible determinar por Cromatografía este anión debido a problemas con el supresor del equipo y tampoco por ningún otro método debido a que el volumen de la muestra era muy pequeño.

Los sulfatos de manera natural se originan en cuerpos de agua que cuenten con un lecho calcáreo rico en yesos y puede alterarse por aportes de aguas residuales, ya sea industrial o doméstica pues existe una amplia gama de productos de uso común como detergentes o shampoo. Los resultados muestran mayores concentraciones de sulfatos en el muestreo de Diciembre 2006 esto quizá debido a descargas de aguas residuales y poco caudal en los ríos. Sin embargo no se rebasa el límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-1994 de 400 mg/L en agua para uso y consumo humano puesto que no existen normas que establezcan una concentración máxima de estos para las aguas naturales. Es importante recalcar que en el muestreo de Junio de 2006 en el sitio Lomas perteneciente al Río Valles la concentración encontrada fue de 305.97 ± 17.43 mg/L de SO_4^{2-} muy cercano al límite permisible y que en este lugar fue donde se observo la mayor parte de descargas hacia el río por lo que no se descarta que las concentraciones aumenten y rebasen los límites establecidos.

El Carbón Orgánico Disuelto (COD) es un indicador de la materia orgánica. En general, los compuestos orgánicos de carbono son el resultado de los procesos de descomposición de materia orgánica superior como lo son las plantas. Cuando el agua se pone en contacto con suelos de alto contenido orgánico, algunos compuestos son drenados como COD. El COD es de extrema importancia en el transporte de los metales en los sistemas acuáticos, ya que los metales forman fuertes complejos para mejorar la solubilidad y al mismo tiempo la reducción de la biodisponibilidad. Tanto la NOM-127-SSA1-1994 como la NOM-001-ECOL-1996 no establecen límites máximos permisibles para COD. En los datos obtenidos en el muestreo de junio 2006, el sitio con mayor concentración de COD es el Río Amajac en Tamazunchale (18.77 ± 0.77 mg/L), mientras que el Río Coy en Tamuín (59.64 ± 1.19 mg/L) para el muestreo de diciembre 2006. Esto se vio reflejado en la turbidez de los ríos en diciembre y se asocia al arrastre de plantas, suelo y materia orgánica.

Tabla 5.3 Concentración de metales determinados en muestras de agua en los sitios de muestreo en Enero de 2006.

Sitio	Metales ($\mu\text{g/L}$)			
	Cu	Pb	Cd	Zn
Río Axtla	18.25 ± 2.34	ND	1.69 ± 0.23	123.32 ± 9.32
Río Amajac, Tamazunchale	53.36 ± 1.53	ND	1.09 ± 0.54	98.54 ± 5.23
Río Coy, Tamuín	225.63 ± 25.31	14.35 ± 1.65	2.34 ± 0.88	196.38 ± 6.23
Río Valles (Lomas)	180.91 ± 14.25	8.7 ± 1.12	0.5 ± 0.02	285.54 ± 12.78
Río Valles (Nopales)	136.79 ± 9.18	8.59 ± 1.43	ND	165.84 ± 10.25
Río Valles (Santa Rosa)	94.18 ± 5.45	8.75 ± 0.97	0.23 ± 0.03	213.52 ± 8.21
Río Valles (Bomba)	69.02 ± 3.15	ND	ND	1541.3 ± 82.46

ND: No detectable

5.2 Concentración de metales disueltos

En cuanto a la concentración de metales pesados en los ríos de la Huasteca Potosina las tablas 5.1, 5.2 y 5.3 muestran la concentración determinada de los datos obtenidos por AAHG. Estos se compararon con los límites máximos permisibles de la NOM-127-SSA1-1994 y NOM-001-ECOL-1996.

Para el muestreo de enero y junio de 2006, el Río Coy en Tamuín fue el que presentó una mayor concentración de Cu respecto a los otros sitios $225.63 \pm 25.31 \mu\text{g/L}$ y $194.33 \pm 30.22 \mu\text{g/L}$ respectivamente, otro sitio fue la estación Lomas del Río Valles ($428.70 \pm 4.69 \mu\text{g/L}$), sin embargo ninguno de los dos sitios rebasa los límites máximos permisibles de las normas; $2000 \mu\text{g/L}$ para la NOM-127-SSA1-1994 y $6000 \mu\text{g/L}$ para la NOM-001-ECOL-1996.

Respecto al muestreo de diciembre de 2006, nuevamente el sitio Lomas en el Río Valles presenta mayor concentración para Cu ($584.15 \pm 58.45 \mu\text{g/L}$) y la estación Santa Rosa ($204.65 \pm 7.65 \mu\text{g/L}$) también sobresale, esto se puede observar en la grafica de Cu para los tres muestreos en los sitios de estudio (Figura 5.1).

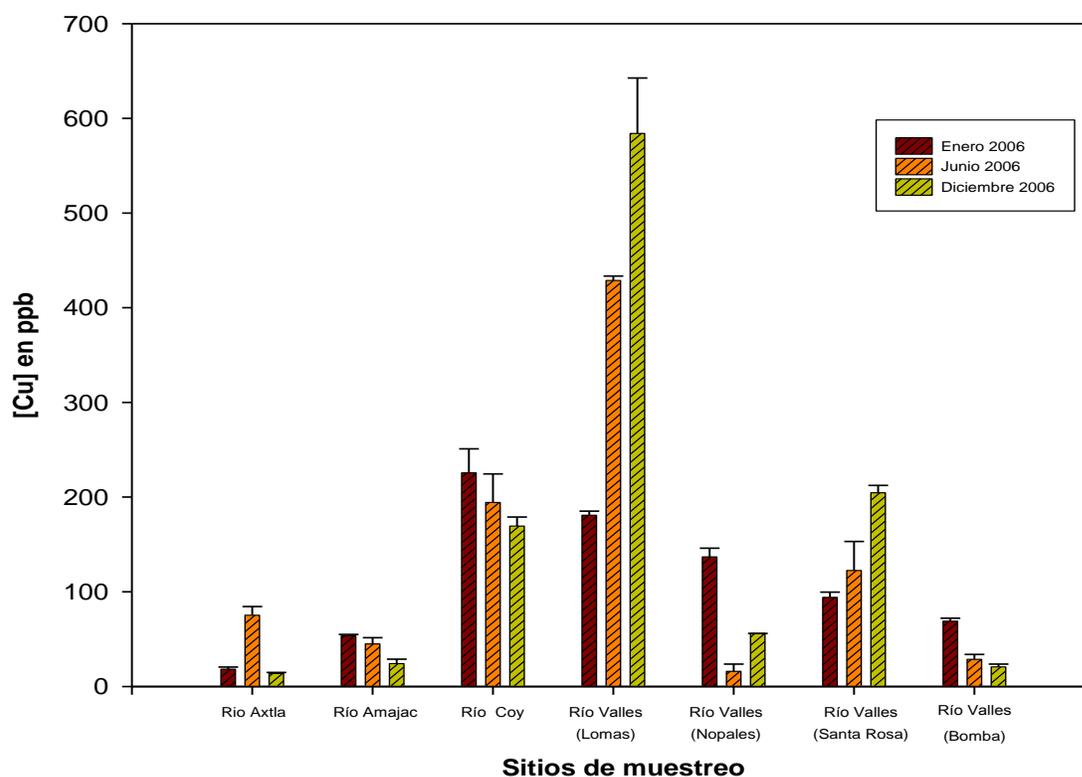


Figura 5.1. Concentración de Cu para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.

En la figura 5.2 observamos que en el muestreo de enero 2006 la concentración de Pb es mayor a la determinada en los otros muestreos, resaltando el Río Coy en Tamuín con $14.35 \pm 1.65 \mu\text{g/L}$ de Pb; aun así no se rebasa el límite máximo permitido por la NOM-127-SSA1-1994 que es de $25 \mu\text{g/L}$. Los otros tres sitios que muestran mayor concentración pertenecen al Río Valles; Lomas ($8.7 \pm 1.12 \mu\text{g/L}$), Nopales ($8.59 \pm 1.43 \mu\text{g/L}$) y Santa Rosa ($8.75 \pm 0.97 \mu\text{g/L}$) sin rebasar los límites máximos permisibles de la norma, aunque no se descarta la posibilidad que en estos sitios se encuentre una mayor concentración de este metal cuando se realizan las descargas.

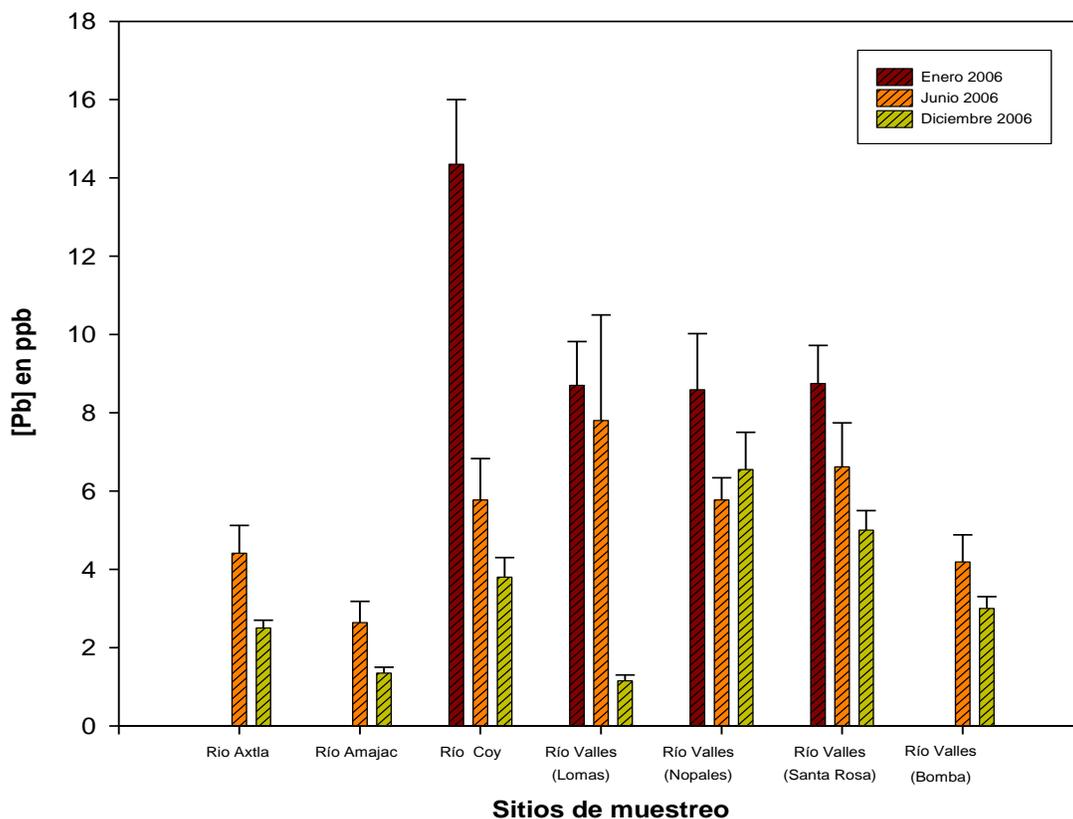


Figura 5.2. Concentración de Pb para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.

De todos los sitios de muestreo el que resalta en la concentración de Zn es el Río Valles en la estación la Bomba, esto lo podemos ver en la figura 5.3 donde observamos que para las tres temporadas de muestreo la concentración es elevada

respecto a los otros sitios ($1541.3 \pm 82.46 \mu\text{g/L}$ para enero, $2009.57 \pm 92.57 \mu\text{g/L}$ para junio y $1456.60 \pm 82.30 \mu\text{g/L}$ en diciembre); sin embargo, no rebasan los límites máximos permisibles de las normas con que se compararon. La elevada concentración de Zn se puede asociar a los ductos que tiene la potabilizadora de Cd. Valles para la captación del agua o también a las trampas que atrapan el exceso de hojas o basura que puede afectar al bombeo; pues se observó que ya están un poco oxidados y no hay gran mantenimiento. Otra razón podría ser las escorrentías río arriba de las zonas de riego donde hay gran uso de fertilizantes.

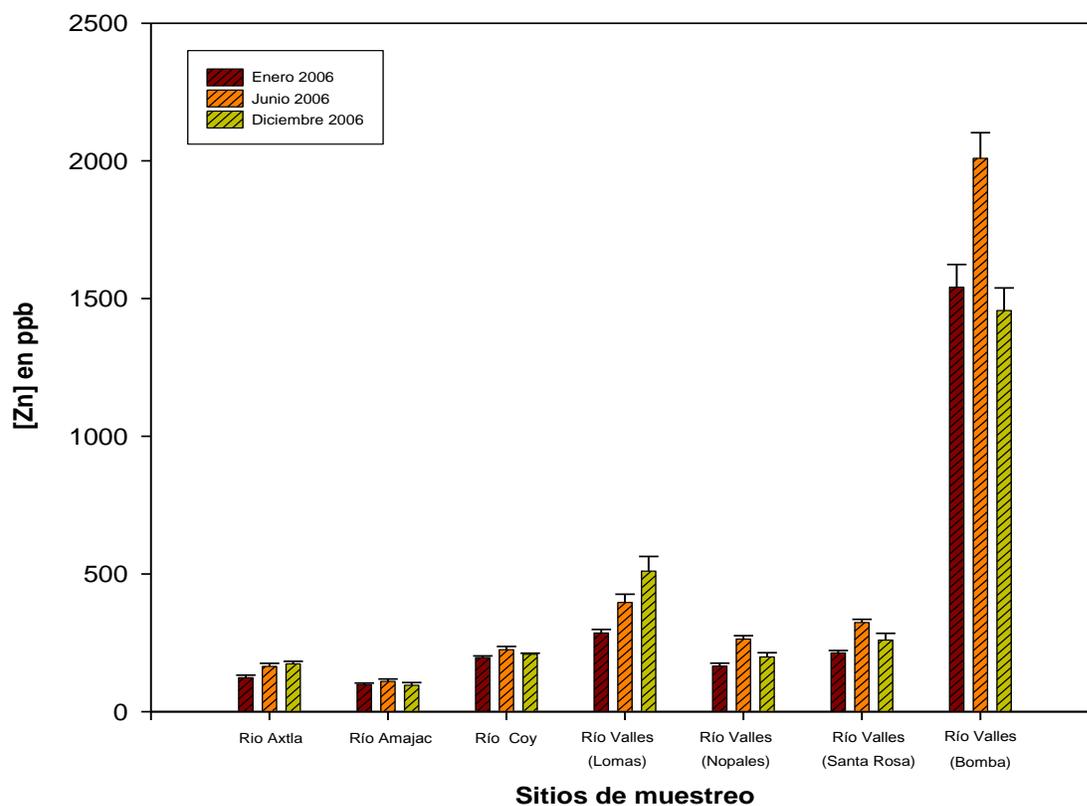


Figura 5.3. Concentración de Zn para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.

Para el elemento Cd el río Axtla mostró mayor concentración en junio de 2006 ($3.7 \pm 0.63 \mu\text{g/L}$), asociado probablemente a las descargas de la Juguera de Huichihuayán y de las escorrentías que trae a su paso por diversas comunidades. Comparada la concentración con los límites máximos permisibles de las normas no

rebase los 5 $\mu\text{g/L}$ para la NOM-127-SSA1-1994 y 200 $\mu\text{g/L}$ para la NOM-001-ECOL-1996. En la figura 5.4 se observa que este elemento no mostró gran variación en los sitios de estudio y que en ningún sitio se rebasaron los límites máximos permisibles establecidos en las dos normas con las que se compararon.

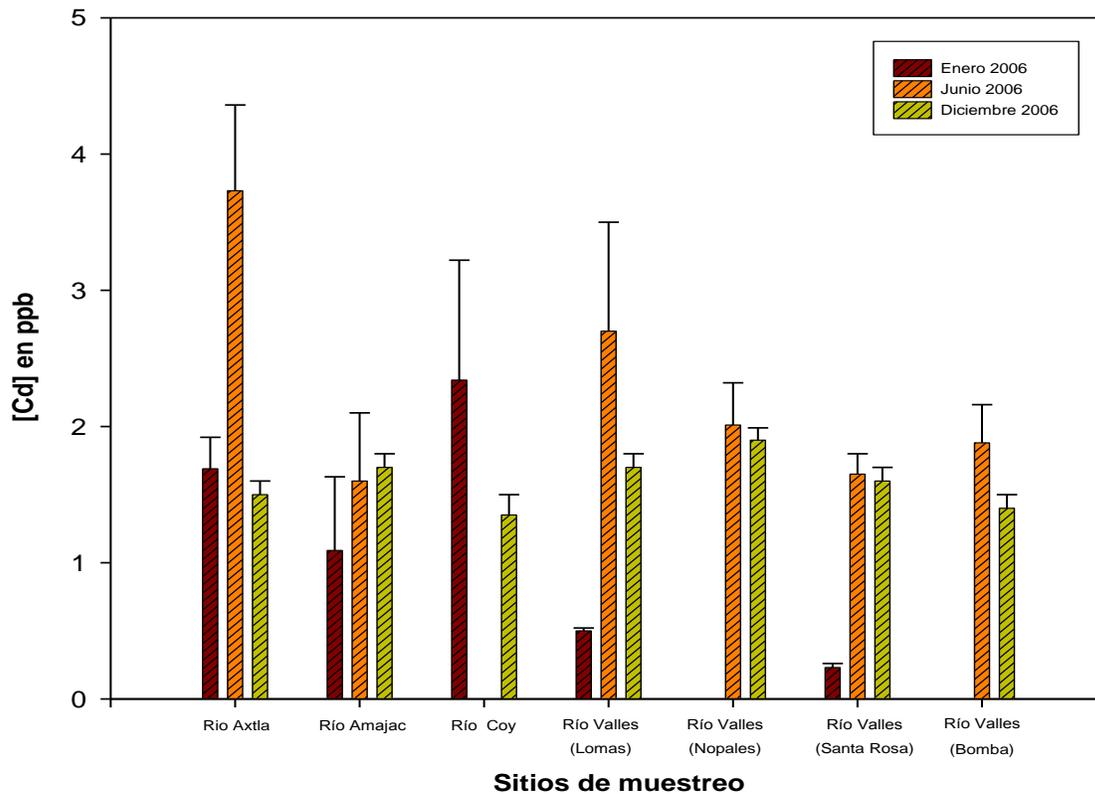


Figura 5.4. Concentración de Cd para las diferentes temporadas de muestreo enero, junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio.

Es necesario indicar que los metales sirvieron también para cuantificar los metales disueltos con los que los organismos podrían estar en contacto. Sin embargo, es importante señalar que éstas concentraciones pueden variar en los ríos como consecuencia de la temporada de estiaje (enero), lluvias (junio) y después de las lluvias (diciembre) así como a su adsorción sobre las partículas en suspensión y su sedimentación o a través de reacciones de precipitación, disolución, procesos de oxidación, reducción, etc. en la columna de agua.

Como se discutirá posteriormente, las concentraciones de metales totales disueltos pueden variar en la columna de agua entre los sitios de muestreo donde se colectaron los organismos. Lo anterior se puede ver reflejado en variaciones en las concentraciones de metales en los organismos colectadas en los diferentes ríos de la Huasteca Potosina.

5.3. Elementos mayores

Para el río Axtla podemos observar de acuerdo a la figura 5.5 que la concentración de Na en las tres temporadas de muestreo no presenta una variación significativa y que es mayor que la concentración de K (Figura 5.6). Lo mismo sucede en el río Amajac de Tamazunchale el cual resalta por tener la mayor concentración de Na (135.74 ± 0.0092 mg/L) en el muestreo de enero.

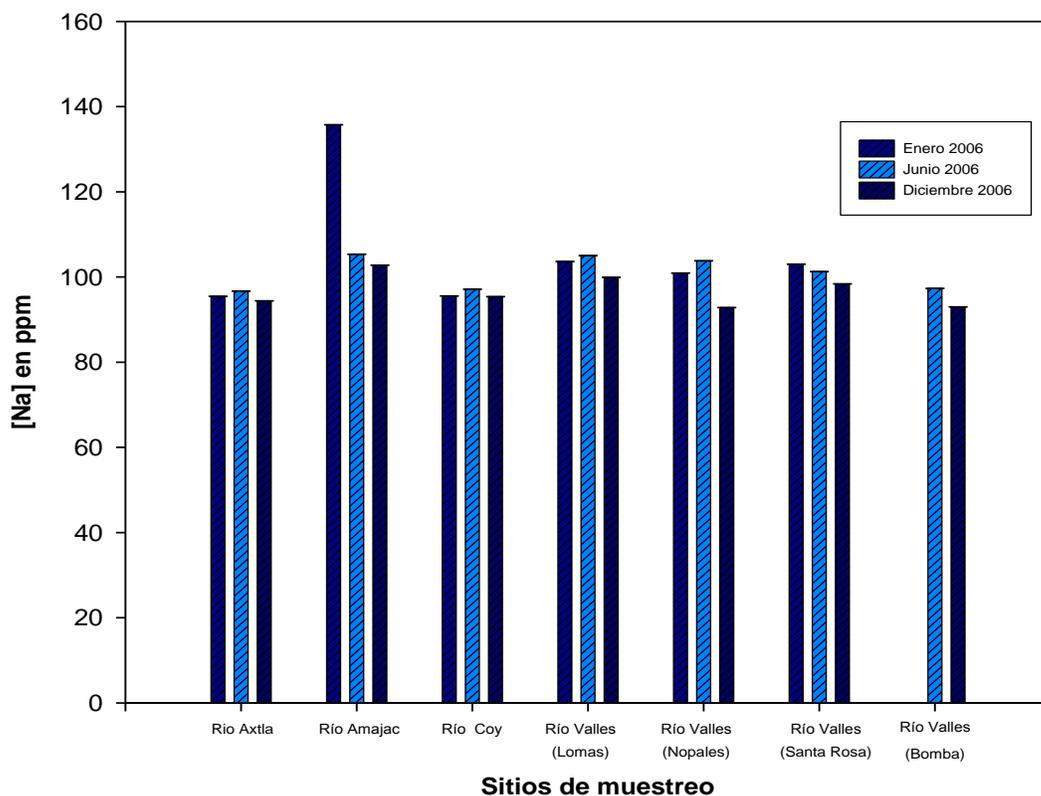


Figura 5.5. Concentraciones de Na en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.

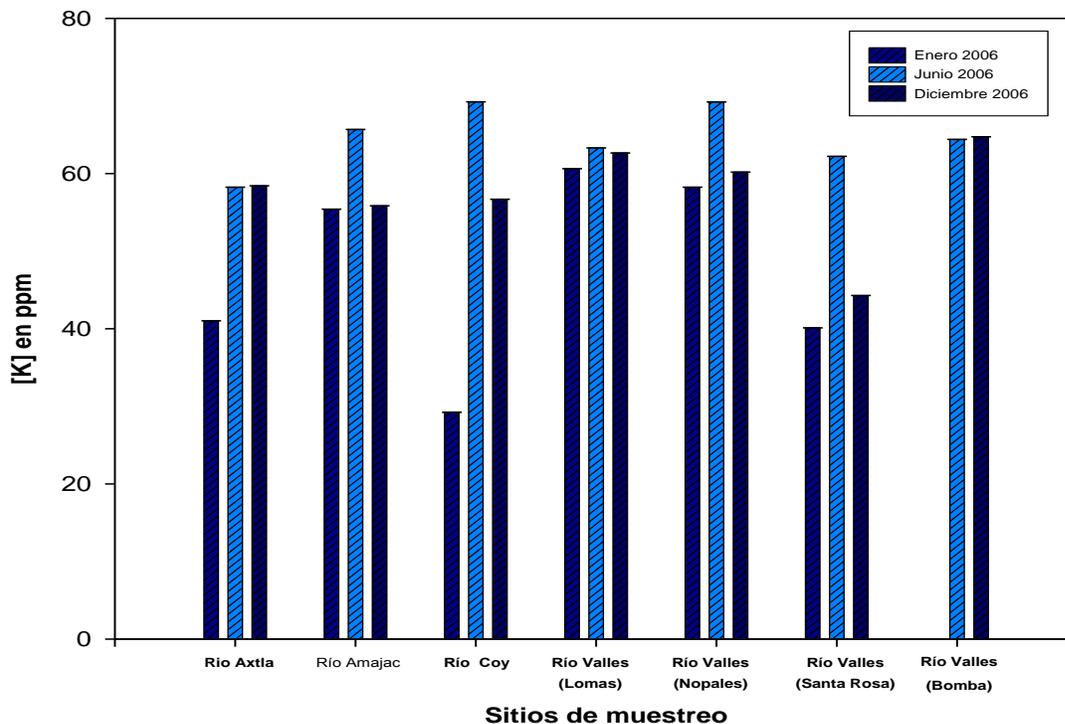


Figura 5.6. Concentraciones de K en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.

Estas figuras junto con la fig. 5.7, 5.8 y 5.9 muestran que la concentración de elementos mayores para estos dos sitios (Río Axtla y Amajac) se comporto de la siguiente manera: $\text{Na} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Fe}$.

En cambio el río Coy en Tamiún y las estaciones en el río Valles el comportamiento fue distinto $\text{Ca} > \text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Fe}$. Destacando en la figura 5.6 y 5.7 el río Coy en Tamiún con una concentración de 69.23 ± 0.003 mg/L de K y 168.94 ± 0.0012 mg/L de Ca.

Mientras que en la figura 5.8 se aprecia que el río Axtla y Amajac presentan las menores concentraciones de Mg en las tres temporadas de muestreo, el río Coy y Valles en sus estaciones tienen una similitud en concentración siendo el sitio la Bomba donde se encontró la mayor concentración 38.64 ± 0.0014 mg/L de Mg.

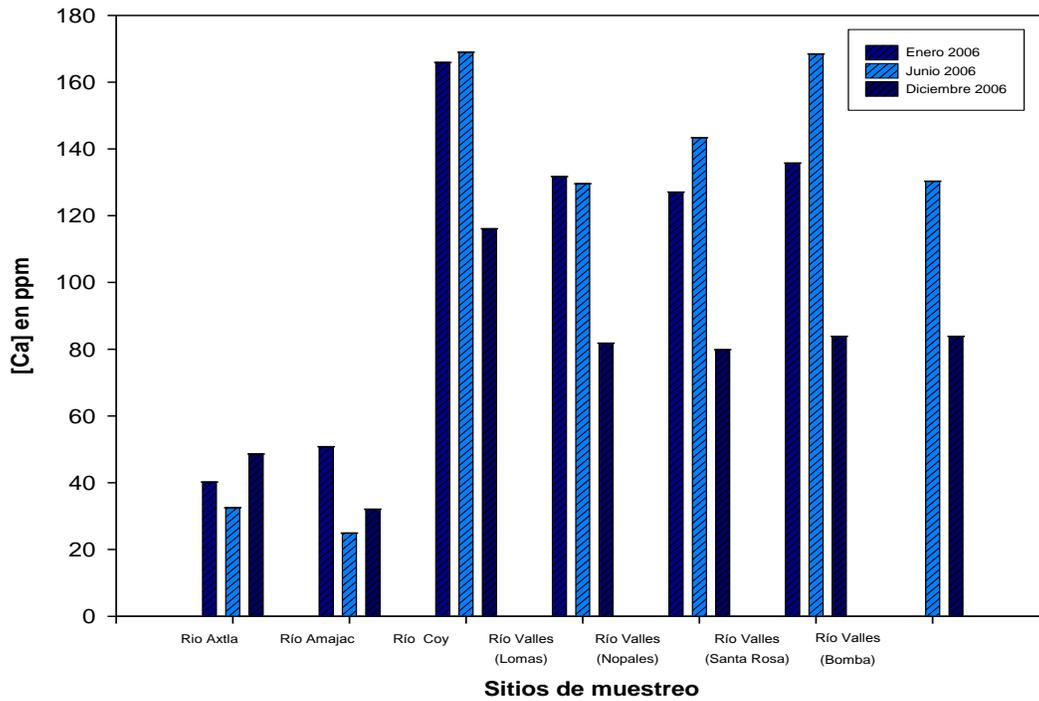


Figura 5.7. Concentraciones de Ca en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.

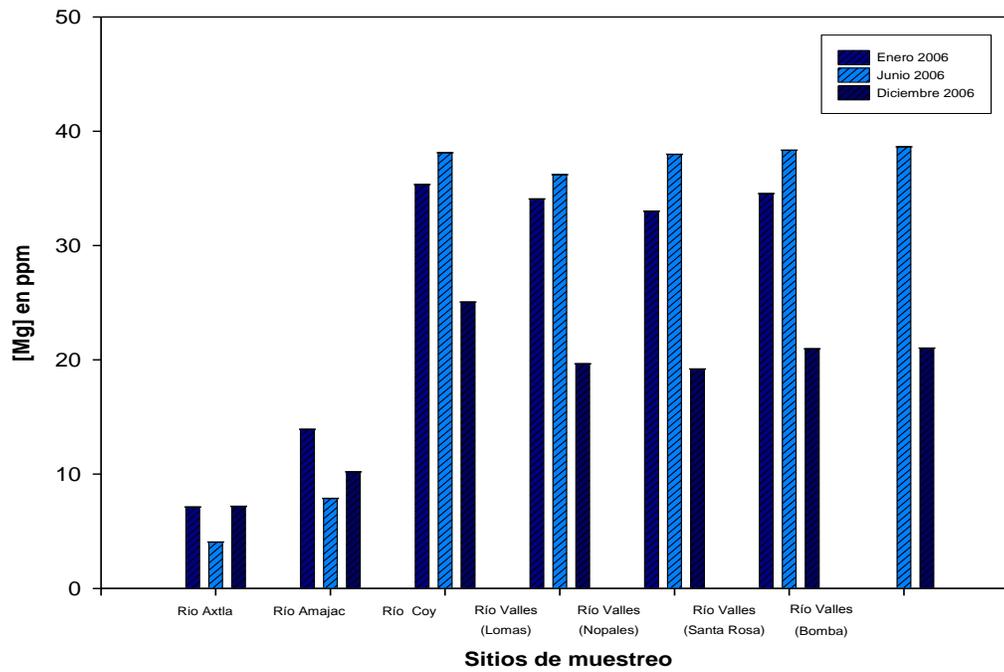


Figura 5.8. Concentraciones de Mg en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.

Finalmente para los elementos mayores en las muestras filtradas se determinó Fe donde el río Coy en Tamuín tuvo la mayor concentración (2.062 ± 0.0021 mg/L) y sobresale en la figura 5.9.

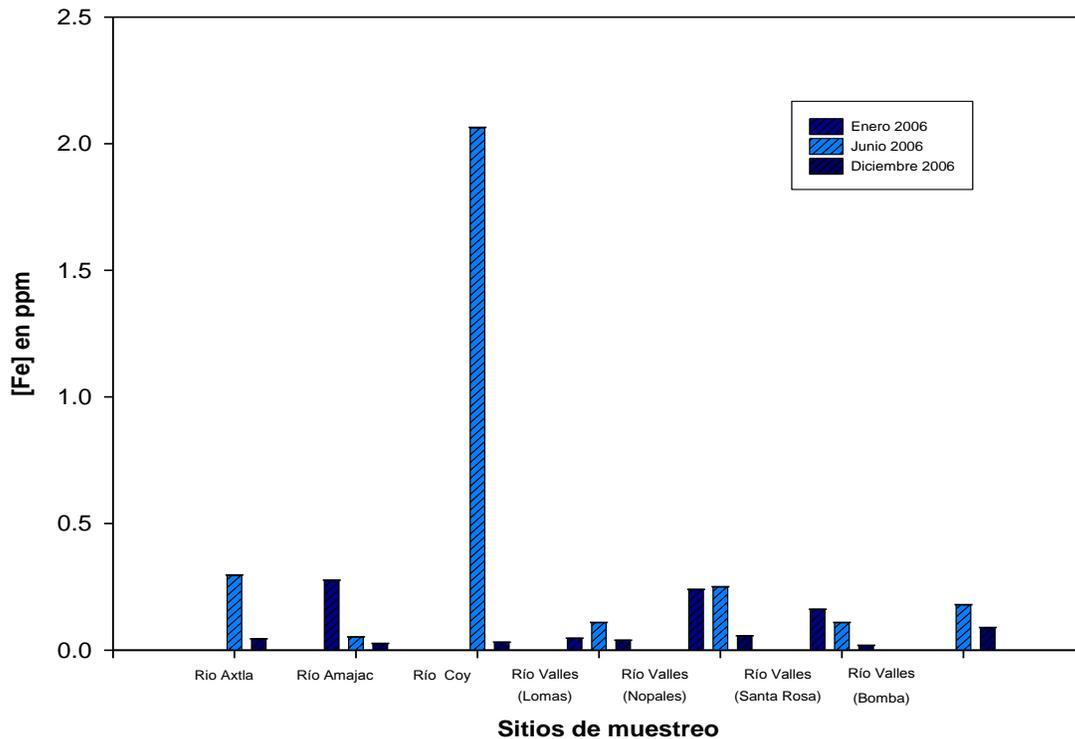


Figura 5.9. Concentraciones de Fe en las diferentes temporadas de muestreo en los sitios de estudio.

Cabe resaltar que las concentraciones más elevadas de los elementos mayores fue en junio de 2006 debido probablemente a todos los arrastres de materia orgánica y partículas con al aumento del caudal de los ríos por la temporada de lluvias.

La determinación de elementos mayores nos proporcionó información necesaria para realizar la comparación con los dializadores y la asociación de los elementos con el agua o la materia orgánica.

5.4. Determinación de las características fisicoquímicas de la calidad del agua mediante el uso de dializadores.

5.4.1 Metales disueltos

Los sitios donde se colocaron dializadores fueron el río Axtla, Amajac, Coy y en el río Valles estación Lomas y Bomba al ser estos los sitios que presentaban la profundidad requerida para sumergir los dializadores. La tabla 5.4 nos muestra los resultados obtenidos para junio 2006 y la tabla 5.5 para diciembre 2006.

Tabla 5.4 Concentración de metales determinados en dializadores en los sitios de muestreo en junio de 2006.

Sitio	Metales ($\mu\text{g/L}$)			
	Cu	Pb	Cd	Zn
Río Axtla	13.81 \pm 3.61	2.80 \pm 0.99	1.06 \pm 0.23	154.35 \pm 5.42
Río Amajac, Tamazunchale	11.98 \pm 4.36	6.24 \pm 0.70	1.87 \pm 0.69	103.81 \pm 2.51
Río Coy, Tamuin	82.34 \pm 3.8	ND	2.45 \pm 0.27	213.05 \pm 4.36
Río Valles (Lomas)	137.6 \pm 12.9	10.23 \pm 1.06	1.38 \pm 0.75	431.17 \pm 8.25
Río Valles (Bomba)	12.32 \pm 4.19	2.54 \pm 0.62	1.50 \pm 0.43	1845.65 \pm 51.22

Promedio de las celdas \pm desviación estándar con n=7. ND: No detectable.

Tabla 5.5 Concentración de metales determinados en dializadores en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.

Sitio	Metales ($\mu\text{g/L}$)			
	Cu	Pb	Cd	Zn
Río Axtla	9.85 \pm 0.08	4.53 \pm 0.05	1.06 \pm 0.05	165.18 \pm 1.15
Río Amajac, Tamazunchale	206.61 \pm 15.19	10.82 \pm 0.52	2.37 \pm 0.09	95.35 \pm 3.16
Río Coy, Tamuin	3.41 \pm 0.05	3.44 \pm 0.38	1.38 \pm 0.37	195.87 \pm 4.21
Río Valles (Lomas)	230.20 \pm 5.43	12.54 \pm 0.46	1.47 \pm 0.04	498.39 \pm 8.56
Río Valles (Bomba)	83.04 \pm 2.86	8.43 \pm 0.08	1.25 \pm 0.21	1368.70 \pm 42.01

Promedio de las celdas \pm desviación estándar con n=7. ND: No detectable.

Los valores obtenidos se graficaron para hacer una comparación entre los dos muestreos y resaltar los sitios donde se encontraron las mayores concentraciones, siendo el río Valles estación Lomas el que presentó mayor concentración de metales a excepción del Cd.

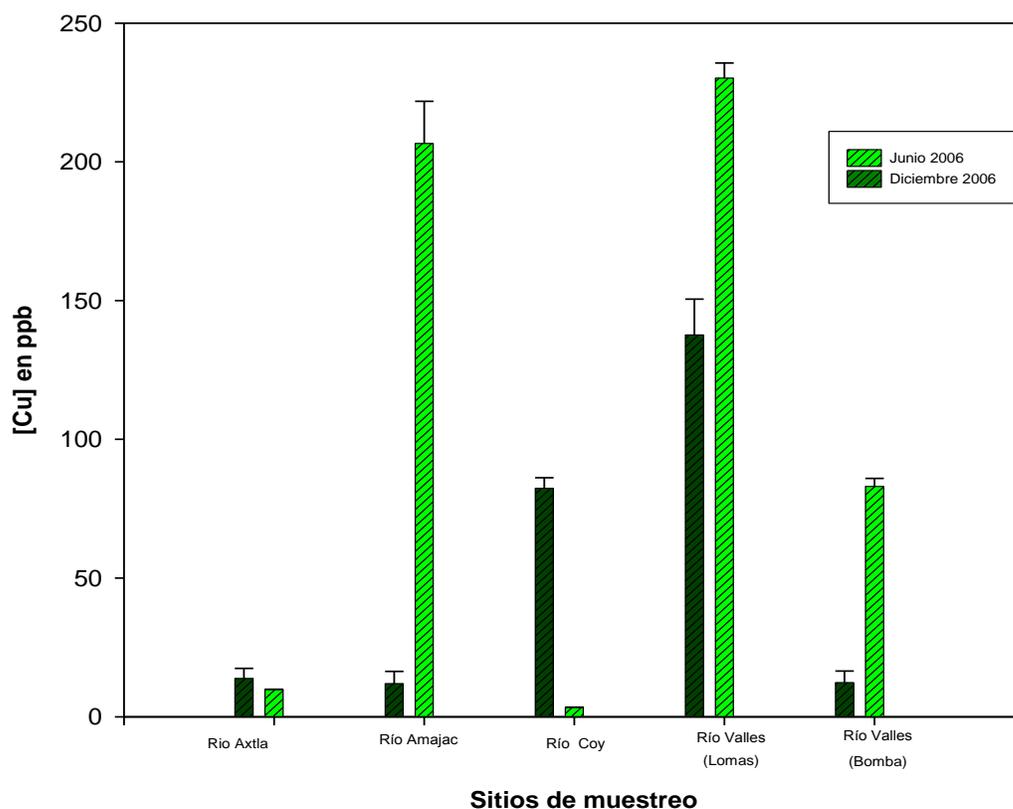


Figura 5.10. Concentración de Cu para los muestreos de junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio donde se colocaron dializadores.

En la figura anterior (5.10) destacan el río Amajac con 206.61 ± 15.19 mg/L y el río Valles estación Lomas con 230.20 ± 5.43 mg/L de Cu. Este mismo sitio resalta en Pb con una concentración de 12.54 ± 0.46 mg/L en diciembre de 2006 y 1845.65 ± 51.22 mg/L de Zn para junio de 2006.

Los sitios donde se encuentra mayor concentración de Cd son el río Coy en Tamuín (2.54 ± 0.23 mg/L) y el río Amajac en Tamazunchale, (2.37 ± 0.09 mg/L) esto lo podemos apreciar en la figura 5.11.

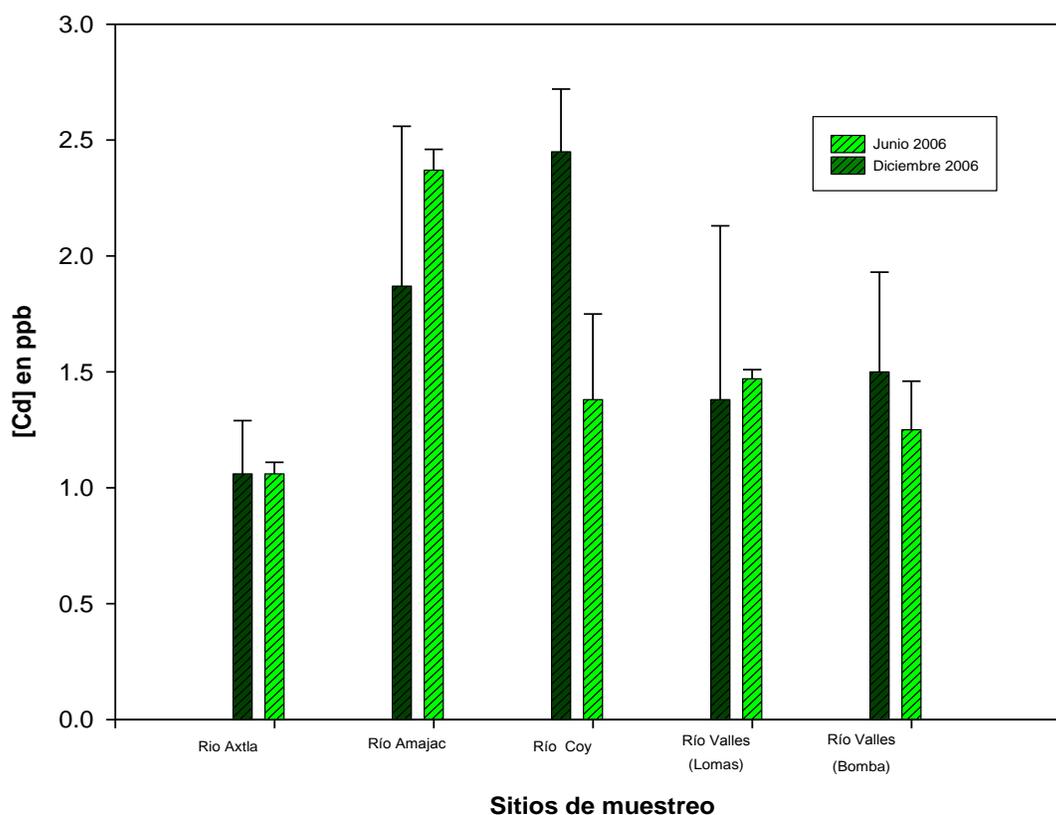


Figura 5.11. Concentración de Cd para los muestreos de junio y diciembre de 2006 en los sitios de estudio donde se colocaron dializadores.

Estas concentraciones reportadas no rebasan los límites máximos permisibles establecidos en las normas que anteriormente utilizamos. Una observación importante es que el dializador colocado en la estación Lomas en el río Valles se encontraba cerca (aproximadamente 1.5 m) de un arroyo de descarga de aguas residuales siendo este el principal factor por el cual las concentraciones son elevadas.

Comparando las muestras filtradas y las del dializador encontramos cierta similitud pero probablemente haya habido contaminación en las muestras filtradas debido a que hay mayor manipulación de las mismas al tomar la muestra, filtrarla, transportarla y hacer el análisis en el laboratorio lo que acarrea además error significativo.

5.4.2 Elementos mayores

El río Axtla y Amajac presentaron el mismo comportamiento que las muestras filtradas en los elementos mayores: Na>K>Ca>Mg>Fe. De igual manera el río Coy y el río Valles en sus estaciones Ca>Na>K>Mg>Fe en el muestreo de junio 2006. Esto se presenta en la tabla 5.6, destacando los sitios con mayor concentración de estos elementos.

Tabla 5.6. Concentración de elementos mayores determinados en dializadores en los sitios de muestreo en junio de 2006.

Sitio	Elementos Mayores (ppm)				
	Mg	Ca	Na	Fe	K
Río Axtla	4.21±0.11	29.14±0.94	89.80±1.78	1.53±0.13	62.6±0.33
Río Amajac, Tamazunchale	13.41±0.54	44.28±1.40	106.36±1.80	2.64±0.10	66.50±2.81
Río Coy, Tamuin	43.38±0.58	181.02±2.24	93.70±2.14	3.95±0.10	78.35±1.03
Río Valles (Lomas)	50.14±5.51	155.50±2.64	103.61±1.61	2.67±0.19	64.95±2.48
Río Valles (Bomba)	45.94±1.79	158.86±1.93	95.31±6.39	7.4±1.85	70.00±0.49

Nota: Promedio de las celdas ± desviación estándar con n=7

Para el muestreo de diciembre 2006 varió el orden de los elementos para el río Axtla y Amajac, Na>Ca>K>Mg>Fe, en el río Coy se mantuvo igual y para el río Valles en sus estaciones el comportamiento también cambio su orden Na>Ca>K>Mg>Fe. Estas variaciones se observaron en la tabla 5.7.

Todos estos elementos forman parte de procesos biogeoquímicos en las aguas naturales y con los resultados obtenidos comprobamos que las aguas de estos ríos son de origen calcáreo por los altos contenidos de Ca; un elemento esencial para la formación de las conchas de los organismos macrobentónicos, así como el Na que proviene de rocas y suelos. El Mg y Ca nos proveen información sobre la dureza del agua (alcalinidad), el Fe está ampliamente distribuido en la naturaleza y forma parte de diversos procesos importantes en la naturaleza mientras que el K es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas. Estos van a estar asociados a la materia orgánica, partículas o como iones en las aguas superficiales.

Tabla 5.7. Concentración de elementos mayores determinados en dializadores en los sitios de muestreo en diciembre de 2006.

Sitio	Elementos mayores (mg/L)				
	Mg	Ca	Na	Fe	K
Río Axtla	2.62±0.80	45.01±1.89	89.84±0.85	1.63±0.27	27.07±0.74
Río Amajac, Tamazunchale	7.78±0.12	34.74±0.78	98.19±0.85	1.15±0.10	32.08±1.85
Río Coy, Tamuin	33.73±0.46	120.78±0.86	92.20±1.39	2.13±0.003	53.87±0.86
Río Valles (Lomas)	27.78±1.44	82.45±1.93	95.87±0.88	1.63±0.27	37.13±0.87
Río Valles (Bomba)	29.20±0.67	83.00±0.97	93.01±0.55	1.53±0.17	29.33±0.93

Nota: Promedio de las celdas ± desviación estándar con n=7

5.5 Organismos macrobentónicos identificados en los ríos de la Huasteca Potosina

En cada estación de muestreo se colectaron bivalvos y gasterópodos (moluscos). Se preservan varios ejemplares y se realizó una previa identificación bajo el documento “Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)” publicado por la Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). La Comisión Nacional del Agua (CNA) y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). La identificación de las especies fue llevada a cabo en para su el Instituto de Biología de la UNAM bajo el mando de la Dra. Edna Naranjo quien es la curadora de la colección nacional de moluscos.

Para la identificación de las especies se consideró que los moluscos son el grupo invertebrado con mayor número de especies, presentan concha dura y calcárea, tamaño, forma y características constantes. Se tomaron en cuenta las siguientes características: 1) terminología de la concha; 2) ornamentaciones; 3) rango en tamaños; 4) morfología; 5) dirección de enrollamiento; 6) giros y suturas y 7) opérculo. Y finalmente en base de datos de la colección nacional se busco especies con estas características haciendo comparaciones y utilizando un microscopio para diferenciarlas. Con este trabajo realizado en una estancia en el Instituto de Biología de la UNAM se logró la identificación de 11 especies pertenecientes al *phylum*

Mollusca, Clases: Gasterópoda y Bivalva y las familias encontradas fueron: Physidae, Pachychilidae, Corbiculidae, Thiaridae y Unionidae.

- 1) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PHYSIDAE
Género: *Physa*

Fueron recolectados entre las rocas y poca corriente en el Río Amajac en el municipio de Tamazunchale.



Figura 5.12. Género *Physa*

- 2) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PACHYCHILIDAE
Especie: *Pachychilus moctezumensis* (Pilsbry y Hinkley, 1909).
Tomados sobre las rocas sumergidas con algo de corriente en el Río Axtla, en el municipio de Axtla de Terrazas.



Figura 5.13. *Pachychilus moctezumensis*

-
- 3) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PACHYCHILIDAE
Especie 1: *Pachychilus atratus* (Pilsbry y Hinkley, 1909).
Especie 2: *Pachychilus suturalis* (Pilsbry y Hinkley, 1909).
Especie 3: *Pachychilus sp.*

La recolecta de las 3 especies se realizó buscando sobre las rocas en zonas con corriente, se encuentran juntas y a simple vista es difícil diferenciarlas. *P. suturalis* y *P. sp.* estuvieron presentes las 3 temporadas de muestreo en el Río Axtla en el municipio de Axtla de Terrazas.

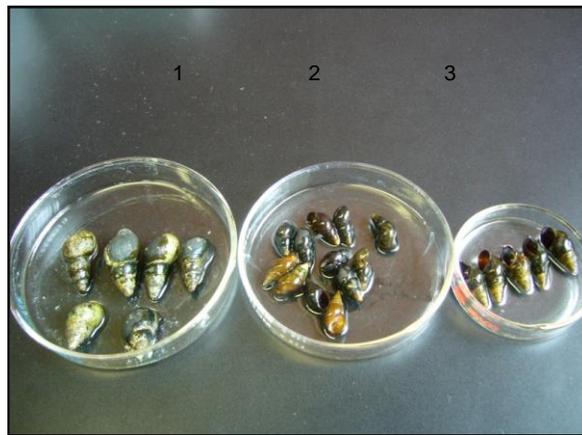


Figura 5.14. 1) *Pachychilus atratus*, 2) *Pachychilus suturalis*, 3) *Pachychilus sp.*

- 4) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PACHYCHILIDAE
Especie: *Pachychilus sp.*

Se encuentran adheridos a las rocas a una profundidad de 50 cm en el Río Amajac en el municipio de Tamazunchale.



Figura 5.15. *Pachychilus* sp

- 5) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PACHYCHILIDAE
Especie: *Pachychilus vallesensis* (Pilsbry y Hinkley, 1909).

Recolectados en el Río Valles, estaciones Santa Rosa y Los Nopales en el municipio de Cd. Valles; en fondo rocoso-arenoso con poca corriente y algunos sobre las rocas.



Figura 5.16. *Pachychilus* sp

-
- 6) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: PACHYCHILIDAE
Especie: *Pachychilus monachus* (Pilsbry y Hinkley, 1909).

Su colecta es a mano en un fondo rocoso a una profundidad de 15 cm, siendo estos muy abundantes y la mayoría cubiertos de una capa dura de arcilla. Encontrados en el río Coy en el municipio de Tamuín.



Figura 5.17. *Pachychilus monachus*

- 7) Clase: Bivalva (Conchas)
Familia: CORBICULIDAE
Especie: *Corbicula fluminea* (Müller, 1774).

Encontrada en la superficie de rocas lamosas así como adherida a plantas y en fondo rocoso-arenoso. Río Valles en estaciones Santa Rosa y Los Nopales. Municipio de Cd. Valles.



Figura 5.18. *Corbicula fluminea*

-
- 8) Clase: Gasterópoda (caracoles)
Familia: THIARIDAE
Especie: *Thiara (melanoides) tuberculata* (Müller, 1774).

Fue encontrado en el Río Coy en el municipio de Tamuín y también en el Río Valles en la estación Los Nopales en el municipio de Cd. Valles.



Figura 5.19. *Thiara (melanoides) tuberculata*

- 9) Clase: Bivalva (Almejas)
Familia: UNIONIDAE
Especie: *Friersonia iridella* (Pilsbry y Frierson, 1907)

Encontradas en rocas lisas y lamosas en medio de la corriente. Río Valles en el municipio de Cd. Valles.



Figura 5.20. *Friersonia iridella*

5.5.1 Variabilidad de organismos en las temporadas de muestreo

En la Tabla 5.8 se muestran las especies más comunes y que se encontraron en mayor abundancia durante la recolección de organismos bentónicos en cada una de las temporadas de muestreo.

Tabla 5.8 Especies más importantes recolectadas en los ríos de estudio para las tres temporadas de muestreo.

Sitio	Enero 06	Junio 06	Diciembre 06
Río Axtla	<i>Pachychillus sp</i>	<i>Pachychillus sp</i> <i>Pachychillus moctezumensis</i>	<i>Pachychillus sp</i>
Río Amajac-Claro	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	<i>Physa</i>	<i>Pachychilus sp</i>
Río Valles	<i>Pachychillus vallesensis</i> (Santa Rosa)* <i>Corbicula fluminea</i> (Nopales)* <i>Thiara (melanoides) tuberculata</i> (Nopales)	<i>Corbicula fluminea</i> (Santa Rosa)* <i>Corbicula fluminea</i> (Nopales)* <i>Thiara (melanoides) tuberculata</i> (Nopales)	<i>Pachychillus vallesensis</i> (Santa Rosa)* <i>Friersonia iridella</i> (Nopales)* <i>Thiara (melanoides) tuberculata</i> (Nopales)
Río Coy	<i>Pachychilus monachus</i>	<i>Pachychilus monachus</i>	<i>Pachychilus monachus</i>

*Estaciones del río Valles

El río Amajac en Tamazunchale fue el que presentó 3 especies diferentes en las temporadas de muestreo y en el río Valles variaron las especies encontradas de acuerdo a la estación de muestreo. En el río Axtla se encontró la especie *Pachychillus sp* en las tres temporadas de muestreo y solo en junio *Pachychillus moctezumensis*. Para el río Coy *Pachychillus monachus* mientras que para el río Valles estación Los Nopales *Thiara (melanoides) tuberculata*. Se tomó en cuenta la especie predominante en estos sitios y la que estuviera presente en las tres temporadas de muestreo lo cual fue una ventaja para poder identificar a los organismos y cumplir con los requisitos para ser un buen biomonitor.

5.5.2. Análisis de regresión entre el contenido de metales y el peso seco del tejido blando en los organismos

La transformación logarítmica de los datos e interpretación fue a través de correlaciones de acuerdo con la ecuación propuesta por Boyden (1977): $\log Y = \log \alpha + \beta \log W$. Donde Y = Contenido o concentración del metal, W = Peso seco, β = pendiente y α = ordenada al origen. La ecuación anterior se aplica tanto a la interpretación de la concentración del metal en los organismos como a su contenido (μg de metal / individuo). Siguiendo el criterio que cuando la pendiente (β o m) es >1 existe acumulación del metal; $m \approx 1$ hay regulación del metal y $m < 1$ es dilución.

Al graficar los datos de peso seco del tejido blando y el contenido de metal del organismo y aplicar la transformación logarítmica obtenemos la pendiente de la ecuación como se muestra en las figuras 5.21 para Cu y 5.22 para Zn y aplicamos los criterios antes establecidos.

Posteriormente se consideraron únicamente las regresiones estadísticamente significativas (nivel de confianza del 95%) y aquellas que presentaron $m > 1$ pues son los organismos que acumulan metales y de mayor importancia para cumplir con nuestro objetivo de considerarlos biomonitores de metales traza. En la tabla 5.9 se muestra solamente las especies que acumulan Cu y Zn al considerar los datos de la pendiente, resultado de la aplicación de la ecuación de Boyden así como el número de muestras y el sitio donde fue recolectado.

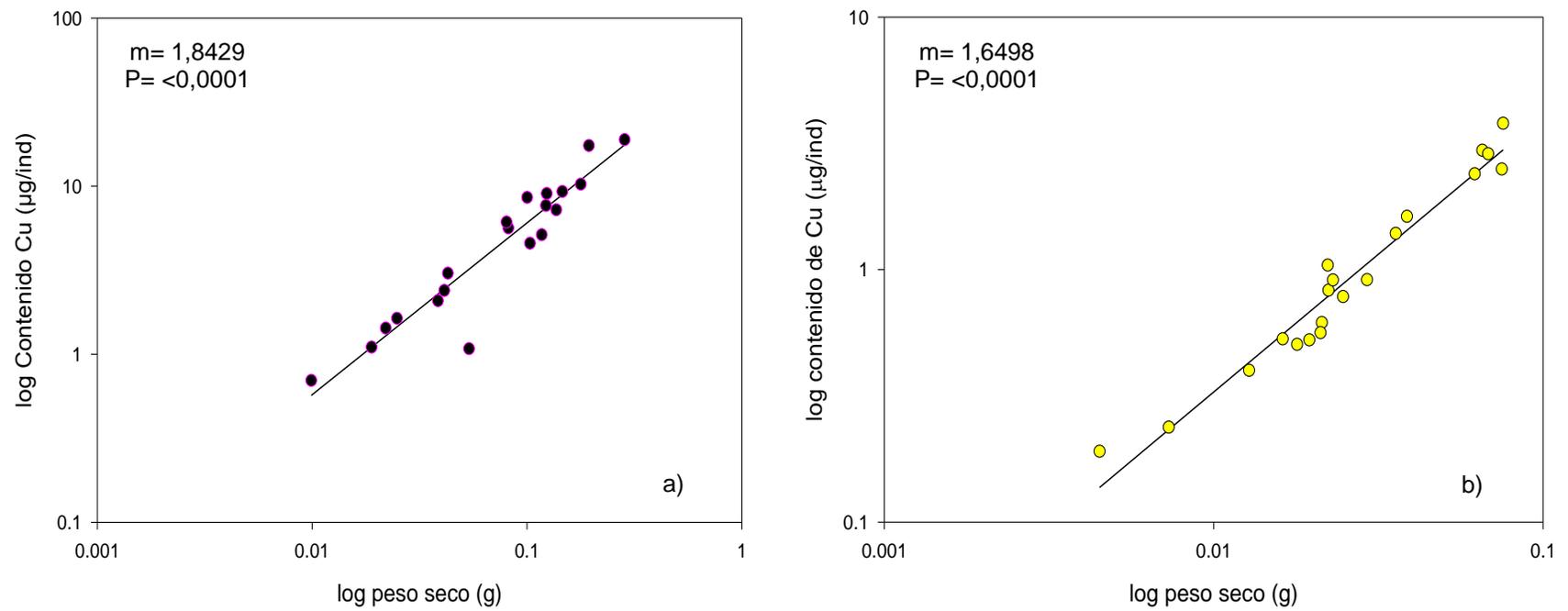


Figura 5.21. Relación entre log peso seco (g) de los organismos y el log contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$) en a) *Pachychillus monachus* colectados en el río Coy, Tamuín y b) *Corbicula fluminea* colectados en Río Valles en junio de 2006.

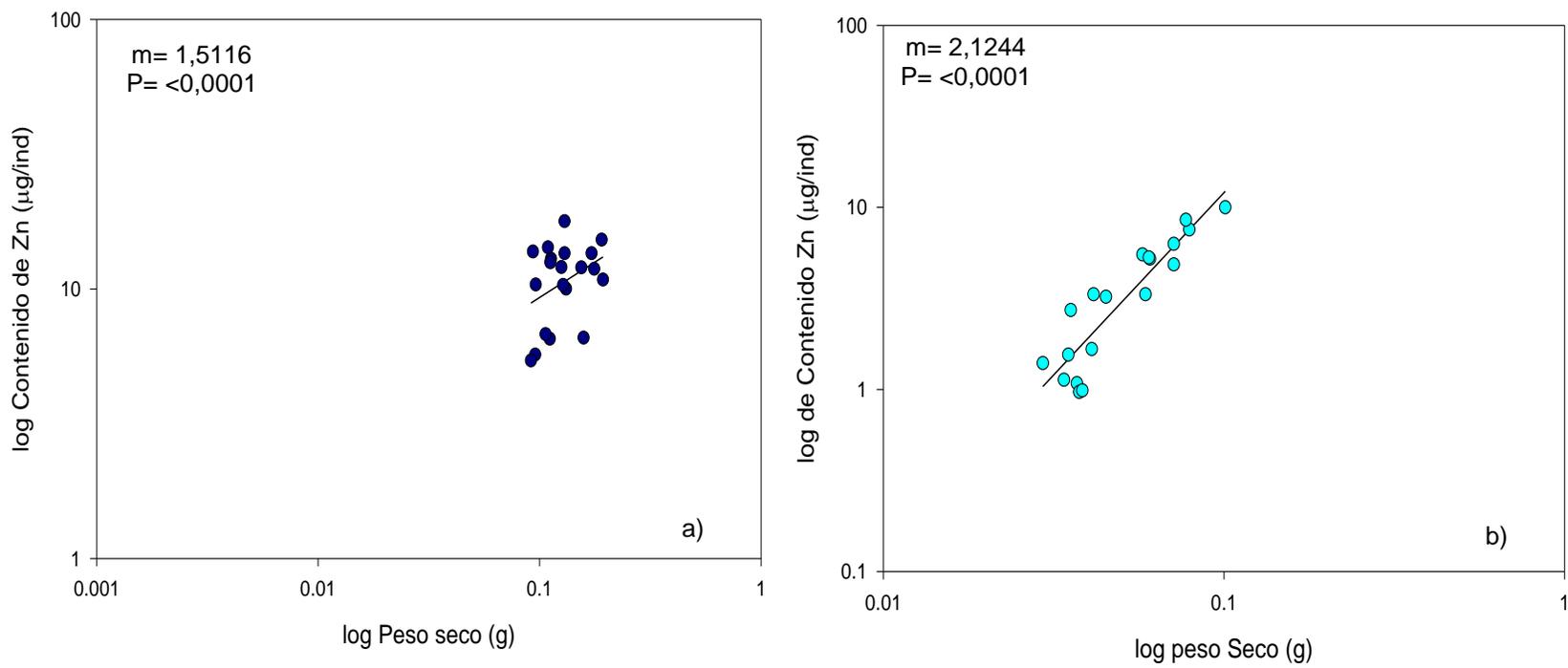


Figura 5.22. Relación entre log peso seco (g) de los organismos y el log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$) en a) *Pachychillus monachus* colectados en el río Coy, Tamuín y b) *Corbicula fluminea* colectados en Río Valles en junio de 2006.

Tabla 5.9 Análisis de regresión de las especies que mostraron $m > 1$ en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina.

Sitio	Metal	Especie	m	r	N	P
Río Coy	Cu	<i>P. monachus</i>	1.8429	0.9526	20	<0.0001
	Zn		1.8854	0.9234	20	0.0005
Río Axtla	Cu	<i>Pachychillus sp</i>	1.8031	0.8642	20	<.0001
Río Valles Santa Rosa	Cu	<i>P. vallesensis</i>	1.8375	0.8806	20	<0.0001
Río Valles Los Nopales	Cu	<i>T. (melanoides)</i>	1.8339	0.9234	19	0.0003
Río Valles Los Nopales	Cu	<i>C. fluminea</i>	1.6498	0.9724	20	<.0001
Los Nopales	Zn		1.8507	0.9533	20	<.0001

Una vez analizadas las pendientes de todas las especies (Anexo 1), clasificamos la información y deducimos que *Pachychillus vallesensis* diluye Pb; *Corbicula fluminea* y *Thiara (melanoides) tuberculata* regulan Cd y que la acumulación de metal en los organismos es de la siguiente manera para Cu: *Pachychillus monachus*>*Pachychillus vallesensis*>*Thiara (tuberculata) melanoides*>*Corbicula fluminea* y para Zn: *Thiara (melanoides) tuberculata*>*Pachychillus monachus*>*Corbicula fluminea*.>*Pachychillus vallesensis*.

CAPÍTULO VI

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1. Variación estacional de la concentración de Pb, Cd, Cu y Zn disueltos en los sitios de muestreo

Los metales pesados llegan al agua de los ríos a través de la emisión de fuentes naturales o de actividades humanas, por descargas puntuales o a través de la contaminación difusa. El origen natural incluye el desgaste de los suelos y el material parental por erosión. Así mismo, los metales pueden contaminar los ecosistemas acuáticos durante la precipitación de la lluvia ácida o a través de los procesos de movilización de estos elementos en el suelo y que eventualmente pueden alcanzar los cuerpos de agua. La contaminación de los ríos por origen antropogénico se puede atribuir en su mayoría a la agricultura. Este origen es particularmente importante por los nutrientes y los componentes tóxicos que esta actividad aporta. Pero la mayor contribución de elementos traza a los ríos proviene de las descargas de aguas residuales, por esta razón las autoridades de protección ambiental de varios países han estado incrementando los requerimientos sobre los límites máximos permisibles de elementos traza en las descargas residuales vertidas sobre los ríos y otros sistemas (Hart y Hines, 1995).

Como se ha explicado, los sitios de estudio se localizan en ríos de la Huasteca Potosina que se caracterizan porque la calidad de sus aguas está definida por el origen calcáreo de los minerales con lo que estas corrientes están en contacto. Lo anterior se comprobó mediante el análisis fisicoquímico del agua en los ríos Coy, Axtla, Amajac y Valles. Los diversos aportes provienen de la descarga incontrolada de residuos a los ríos por encontrarse cerca de las poblaciones, los depósitos de basura cercanos o en los cuerpos de agua, el lixiviado de desechos (basureros). Sumando a esto, las principales actividades son la agricultura y ganadería las cuales por el uso de fertilizantes y medicamentos realizan aportes significativos de contaminantes a las corrientes de agua.

Como se mencionó en el capítulo V (Resultados) existen en nuestro país normas mexicanas como la NOM-001-ECOL-1996 para la protección de la vida acuática y uso público urbano y la NOM-127-SSA1-1994 donde se establecen los criterios de calidad de agua para uso y consumo humano; estos criterios incluyen a los metales pesados. En los sitios que se estudiaron, las concentraciones de metales en el agua no se rebasaron estos límites. Sin embargo, las guías de concentración estipuladas en las normas deben servir para el seguimiento de la calidad del agua y para el control exhaustivo de las aportaciones y descargas que llegan a los ríos en esta región del Estado de San Luis Potosí.

Los resultados muestran que las concentraciones de Cu, Cd, Pb y Zn son generalmente mayores en época de lluvia (junio) que en estiaje (enero) y después de las lluvias (diciembre), probablemente debido a la mayor ocurrencia de fenómenos de escurrimiento. Así mismo, durante los períodos de lluvia se favorecen los fenómenos de mezcla de material suspendido en la columna de agua y el caudal de los ríos, aumenta inundando zonas de agricultura, ganado y poblaciones (casas, alcantarillas, zonas de recreo, etc.).

El orden de concentración de metales para el río Axtla, Amajac, Coy y estaciones del río Valles fue el siguiente: $Zn > Cu > Pb > Cd$. A excepción de la estación Lomas (Río Valles) donde el elemento que presentó mayor concentración fue el Cu, siendo el orden $Cu > Zn > Pb > Cd$. Fue este sitio donde se observó descargas residuales provenientes de un arroyo cercano que parece más bien funcionar para este fin. Se observaron además descargas clandestinas que no se encuentran a simple vista sino que están ocultas y se detectan por el impacto que estas causan en el entorno inmediato a su descarga. En la Figura 6.1 se indican las concentraciones determinadas en los diferentes sitios de muestreo que monitorearon y la variación de la concentración encontrada de los metales en las diferentes campañas de muestreo.

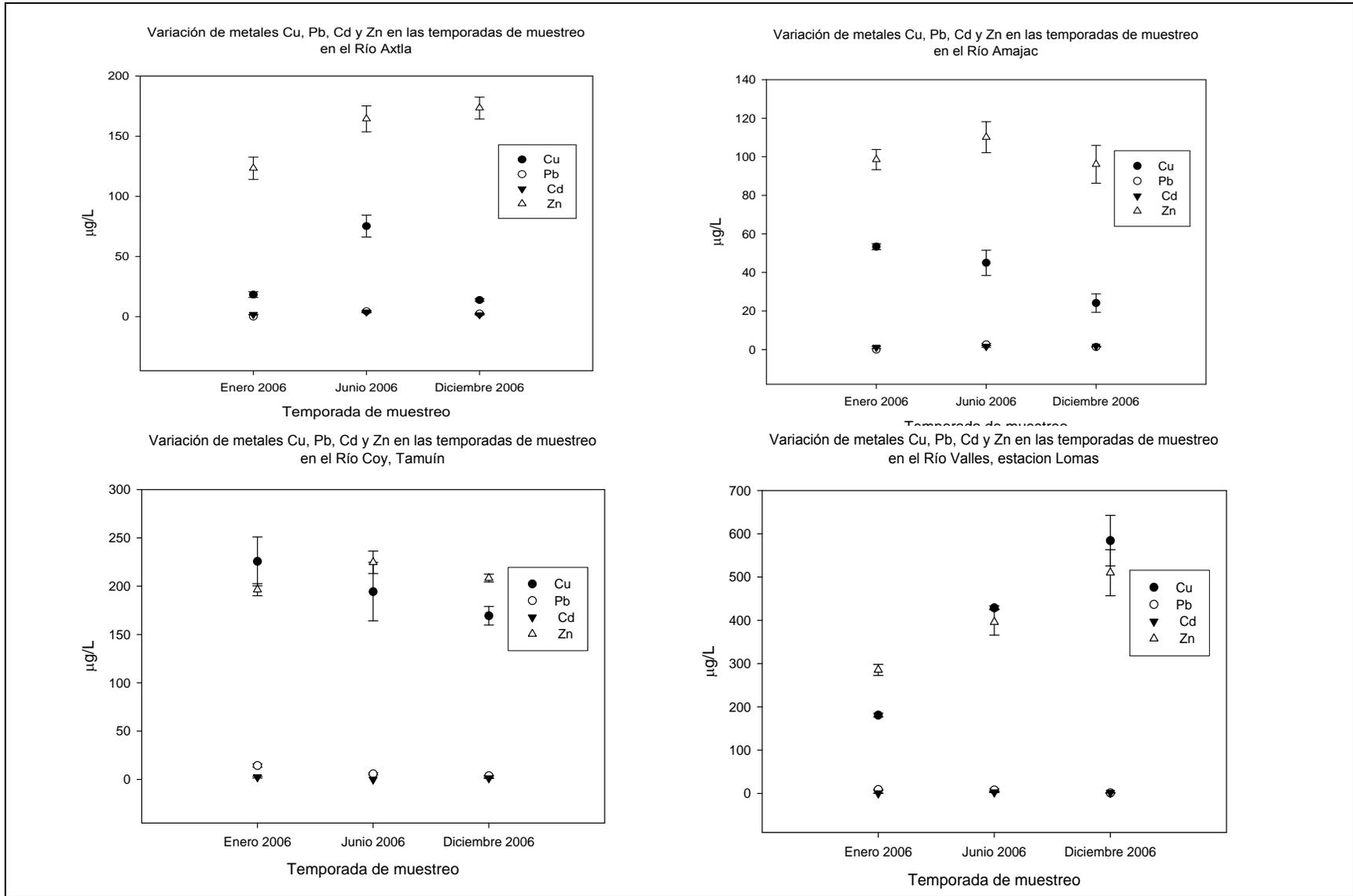


Figura 6.1. Variación de metales en las temporadas de muestreo en los diferentes ríos de la Huasteca

6.2. Acumulación de Cu, Pb, Cd y Zn en el tejido blando de los moluscos

La evaluación del contenido de metales pesados en los organismos acuáticos se realiza especialmente entre los de hábitos bentónicos y filtradores, y se les emplea frecuentemente como indicadores de contaminación. Esta evaluación es posible, ya que las tasas de absorción y excreción les permite retener en su cuerpo concentraciones de contaminantes proporcionalmente mayores a las del medio que les rodea (Villanueva y Botello, 1988) además de que pasan prácticamente todo su ciclo de vida en los cuerpos de agua donde se les localiza.

Los moluscos por tener hábitos filtradores, ingieren material del agua y sedimento (de fondo o en suspensión), haciendo que se acumulen elevadas concentraciones de contaminantes en sus tejidos. Gran parte de los metales acumulados por los organismos acuáticos tienen origen en los alimentos y materiales en suspensión que se encuentran en el agua y que concentran metales. Por esta razón, aunque se utilizan diferentes parámetros, tales como los factores de bioconcentración (FBC) que se utilizan para definir el impacto que estos contaminantes tienen en los organismos acuáticos, su interpretación se debe hacer con precaución. Los FBC describen la habilidad de los organismos para acumular los metales pesados que están disueltos en el agua más que los metales que provienen de las partículas que ingiere. Los estudios con organismos acuáticos han considerado que la bioacumulación de los metales pesados varía dentro de un rango de parámetros incluyendo tipo de organismo, tiempo de exposición, concentración, salinidad y temperatura (Baiqueiro-Cardenas y col. 2007).

En este trabajo se determinó que organismos que se colectaron en los diferentes sitios de muestreo acumulan en mayor proporción Cu y Zn. El orden general de concentración que se determinó en el tejido blando de estos organismos fue: Zn>Cu>Pb>Cd. Los resultados se presentan en las graficas, en el Anexo 2 y muestran la relación lineal entre el log peso seco correspondiente al tejido blando y el log del contenido del metal en el organismo.

Los resultados indican que la especie *Pachychillus sp* fue la que presentó mayor acumulación de los metales. Sin embargo, estos resultados no son concluyentes ya que al realizar la identificación de los organismos colectados se pudo constatar que en realidad en ese grupo de organismos estaban presentes varias especies del mismo género. Se intentó clasificar adecuadamente estos organismos, sin embargo, su identificación fue la que mayor dificultad causó y se optó por simplemente definirlos por el género.

El Zn es considerado como micronutriente y fue el mayormente acumulado por los organismos que se estudiaron. Su papel parece estar relacionado con procesos enzimáticos. Para los organismos que se estudiaron no se sabe cuál puede ser su función bioquímica precisa.

La acumulación de Zn en las especies de moluscos que se determinaron fue en el siguiente orden: *Thiara (melanoides) tuberculata* > *Pachychillus monachus* > *Corbicula fluminea* > *Pachychillus vallesensis*. En la figura 6.2 se muestra la relación lineal entre el contenido de Zn en los organismos para la especie *Thiara (melanoides) tuberculata* y su peso. Se determinó que la pendiente de la recta es mayor que uno por lo que se considera, de acuerdo con el modelo alométrico de Boyden, que esta es una especie acumuladora.

El Cu tiene el papel de activador enzimático formando parte de la hemoglobina y la hemocianina. Lo anterior puede explicar las concentraciones que se determinaron en los organismos. La absorción de los metales pesados por los organismos es un proceso pasivo, principalmente para el Cu, en el que se presenta sinergismo con el Zn, confirmándose así que la biodisponibilidad de los metales pesados en los organismos es muy variable, aún en organismos del mismo nivel trófico (Baiqueiro-Cardenas y col. 2007). Para el Cu se observó que la acumulación en las especies se dio en el siguiente orden: *Pachychillus monachus* > *Pachychillus vallesensis* > *Thiara (melanoides) tuberculata* > *Corbicula fluminea*.

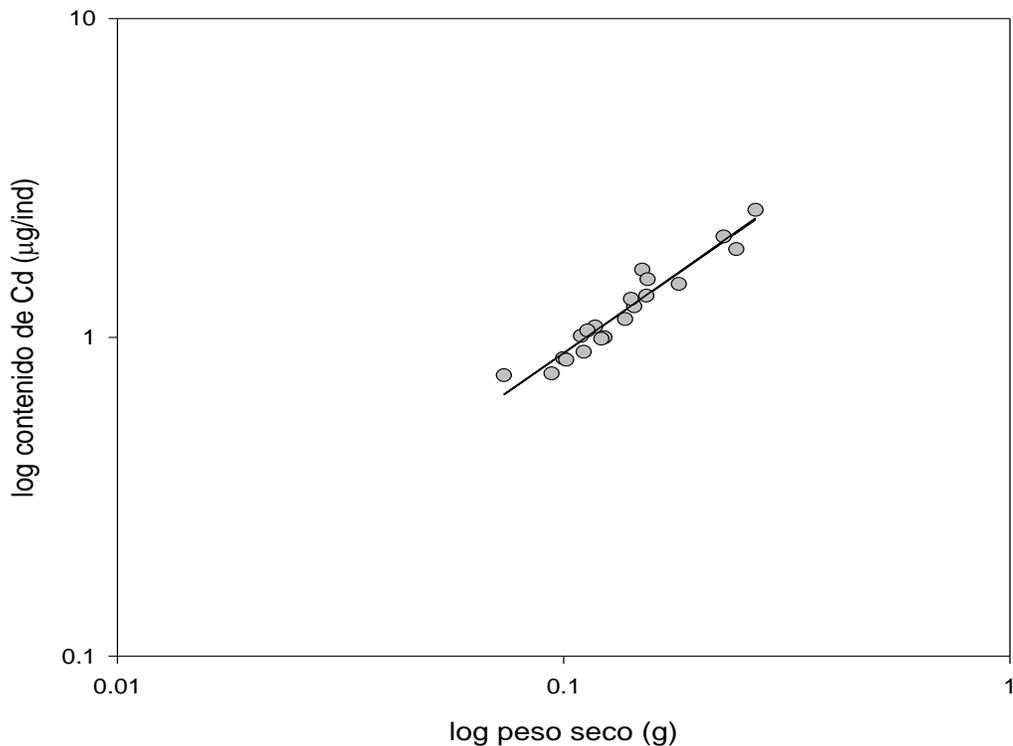


Figura 6.2 Acumulación de Zn en la especie *Thiara (melanoides) tuberculata* colectada en la estación Los Nopales, en el Río Valles, Diciembre de 2006.

La tolerancia y adaptabilidad de los moluscos, en particular algunos bivalvos, los han situado como los organismos preferidos en el monitoreo de la presencia de contaminantes e indicadores de la calidad de los ecosistemas. Los bivalvos como filtradores y algunos gasterópodos como herbívoros responden, cada uno, a una fracción particular del cuerpo de agua debido a que son organismos sedentarios y mantiene una larga vida.

Esto hace resaltar que *Corbicula fluminea* es un bivalvo. Y que en el muestreo de junio y diciembre a pesar de encontrar especies pequeñas acumuló Pb (Figura 6.3) mientras que a su vez regula Cd.

La disponibilidad de los metales para los organismos acuáticos se ve influenciada por varios factores externos que dependen de la época del año, el pH, la dureza del agua, la concentración y la composición de la materia particulada (González y col.

2002). En el Anexo 1 se indican los valores de pendiente para diferentes relaciones lineales entre el contenido de los metales en el tejido blando de los organismos y su peso. Estos valores indican que existen diferencias en la acumulación para algunos elementos como Zn y Cu por los organismos, con respecto de las diferentes campañas de muestreo (enero, junio y diciembre, 2006) en que se observa variaciones de la calidad del agua. Por ejemplo, notar la acumulación de Cu por la especie *Pachychillus monachus*.

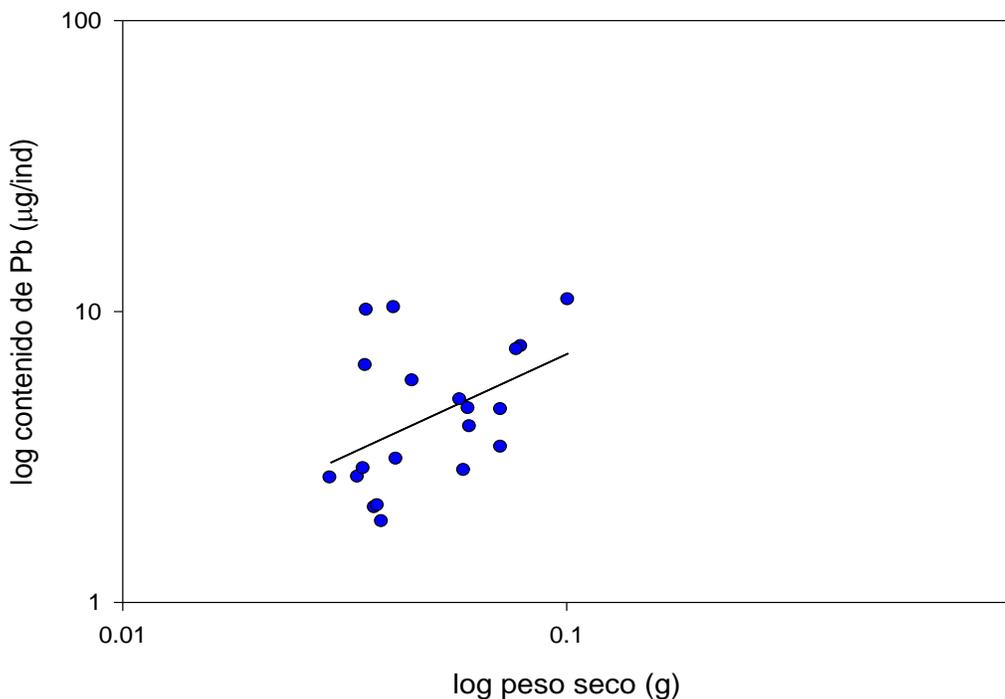


Figura 6.3 Acumulación de Pb en la especie *Corbicula fluminea* colectada en la estación Santa Rosa, en el Río Valles, Junio, 2006.

Una de las características de estos organismos es su facilidad para concentrar una gran variedad de compuestos provenientes de las aguas a las cuales se encuentran expuestos. Su contaminación proporciona una medida integrada en el tiempo, de la biodisponibilidad del metal, que corresponde a la fracción de su carga total que es de relevancia ecotoxicológica directa (Rainbow y Phillips, 1993).

6.3. Factores de bioconcentración de metales por los organismos colectados en los ríos.

La bioconcentración es el proceso por el cual los organismos, especialmente los acuáticos, pueden incorporar y concentrar sustancias en sus tejidos, directamente del medio (agua) que les rodea, El potencial de bioconcentración puede medirse directamente a través del factor de bioconcentración (FBC ó BCF por sus siglas en inglés, Bioconcentration Factor), el cual es la cifra que expresa la relación entre la concentración de la sustancia en un organismo y la concentración de la misma en el ambiente. Se calcula dividiendo la concentración en los tejidos entre la concentración de exposición o en el medio circundante (Instituto Nacional de Ecología, 2009).

Algunos contaminantes inorgánicos entre ellos los metales son asimilados por los organismos más rápidamente que otros. Esto se ve reflejado en el BFC. Es por esto que se determinó el factor de bioconcentración para estimar la relación de equilibrio de la concentración de Cu, Cd, Pb y Zn a la concentración de los metales disueltos en agua en los ríos que se estudiaron. El FBC se calcula como (Crosby, 1998):

$$FBC = C_{org} / C_{agua}$$

Donde, C_{org} ($\mu\text{g/g}$) es la concentración del metal en el organismo y C_{agua} , ($\mu\text{g/L}$) es la concentración del metal total disuelto en el agua. Para el cálculo del FBC se consideraron aquellas especies que acumularon Cu y Zn. Para esto, se tomaron los datos de la concentración de Cu y Zn en el organismo ($\mu\text{g/g}$) y la concentración de metales totales disueltos en el agua de las muestras filtradas y/o de los dializadores ($\mu\text{g/L}$). La tabla 6.1 muestra los resultados obtenidos.

Tabla 6.1. Factores de bioconcentración de Cu y Zn para las especies que acumulan estos metales en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina.

Sitio	Especie	FBC para Cu (L/g)	FBC para Zn (L/g)
Río Axtla	<i>Corbicula fluminea</i>	2.869±0.913	1.052±0.394
Río Valles-Santa Rosa	<i>Pachychillus vallesensis</i>	0.837±0.369	0.4785±0.265
Río Valles- Nopales	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	1.197±1.179	1.593±0.497
Río Coy	<i>Pachychillus monachus</i>	49.90±21.65	0.736±0.228

Para la especie *Pachychillus monachus* se observa con el FBC que para Cu hay mayor concentración del metal en el organismo que en el agua por lo que se tiene un FBC alto (49.90±21.65 L/g), mientras que para Zn sucede lo contrario, la concentración de este metal en el agua es mayor que en los organismos. Esto también sucede para *Pachychillus vallesensis* donde la concentración en el agua es mayor a la encontrada en los organismos dando valores de FBC menores a 1. Mientras que para *Corbicula fluminea* (Cu) y *Thiara (melanoides) tuberculata* (Zn) la concentración es mayor en los organismos que en el agua.

Esto nos indica que a mayor valor de FBC los organismos van a tener una mayor concentración de estos metales en ellos aunque la concentración en el agua sea menor, esto quiere decir que el organismo es capaz de incorporar el metal y lo bioconcentra. Debido a que la concentración de metales que se determina en los organismos representa lo que los organismos han acumulado durante el tiempo que han estado expuestos a ese medio, aunque se presenten variaciones de las concentraciones de los metales en el agua, la concentración en los organismos no debería variar tan rápidamente, a menos que sean capaces de regular la concentración de metales que captan del medio.

Si el FBC es bajo no quiere decir que el organismo no incorpore el metal sino que probablemente sea capaz de depurarlo (eliminarlo) al aumentar la concentración en

el agua o son capaces de regular dentro de su organismos la concentración de los metales que captan del medio.

El FBC toma valores que varían en un rango muy amplio y dependen de la naturaleza química del compuesto y también del tipo de organismo. Por ejemplo Falusia y Olanipekun (2007) consideran que para el crustáceo (*Carcinus sp*), valores de FBC menores a 1 indican no biacumulación mientras que los valores mayores a 1 indican que este organismos es capaz de acumular los metales.

No se encontraron valores establecidos para los moluscos pues la variabilidad del FBC va depender de la exposición (tiempo, concentración de metales, etc), de la toxicidad del metal, así como de las funciones biológicas del organismo.

6.4. Relación del contenido en el organismo con una forma específica del metal

Debido a la capacidad que tienen los metales pesados para formar complejos con la materia orgánica, tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos. Este fenómeno es tal vez uno de los problemas más graves que los metales pesados presentan como contaminantes del medio acuático (Villanueva y Botello, 1988).

La movilidad de los gasterópodos les permite evadir condiciones adversas del ambiente y fuentes puntuales de contaminación, pero en ocasiones son atraídos hacia éstas, en particular cuando las cargas de materia orgánica son altas (Baiqueiro-Cardenas y col. 2007). En este estudio se observó que los organismos encontrados en el Río Coy eran más abundantes cerca de una descarga de aguas residuales municipales que se vierten al río sin tratamiento.

Asimismo, la bioacumulación depende de la biodisponibilidad del contaminante: 1) la movilización de los metales en las aguas intersticiales y su especiación química; 2) transformación (p. ej., metilación) de metales como As, Hg, Pb y Sn; 3) control ejercido por los componentes de los sedimentos (p. ej., óxido de hierro y materia orgánica); 4) competencia entre metales, como Cu, Ag, Zn y Cd por posiciones de

ingreso en los organismos, y 5) los efectos de la bioperturbación, salinidad, coeficiente de redox y pH (Baqueiro-Cardenas y col. 2007).

Se estimó la especiación de los metales disueltos en el agua en los sitios de muestreo. Para ello se utilizó el modelo químico WHAM 1.0 y las concentraciones de metales totales disueltos, carbón orgánico disuelto y los parámetros fisicoquímicos que se determinaron en el agua para calcular el % de metal en su forma de ion libre solvatado y el % de metal asociado o formando complejos con la materia orgánica. Se encontró que la concentración del ion libre en el agua es muy baja tanto Cu, Pb y Cd es < 0.01%. Por lo que los iones se encuentran mayormente asociados a la materia orgánica 97.10 % para Cu y 99.99 % para Pb. Lo anterior significa que los metales están asociados a la materia orgánica en el agua y muy probablemente en el sedimento o en las partículas suspendidas.

La determinación de los contaminantes en los tejidos de los moluscos es un indicador indiscutible de su presencia en el medio, en particular cuando sus concentraciones no son constantes o muy elevadas y su detección en agua o sedimentos se dificulta. Asimismo, la disminución en el potencial reproductor, estado fisiológico o índice de condición de las poblaciones son indicadores de la presencia de contaminantes. Se ha visto que la acumulación de los contaminantes es selectiva y por lo tanto no todo el contaminante puede advertirse a través de los análisis de moluscos. Sin embargo, hay otros indicadores ambientales que pueden servir para la determinación de impacto ambiental por contaminación y diferentes actividades humanas; esto es, a través de los cambios en la estructura de una población de moluscos, ya sea por predominio o por debilitamiento debido a un desequilibrio en las capacidades de competencia en la comunidad. Lo cual puede lograrse mediante los siguientes mecanismos: 1. Reducción del predominio de una población por a) pérdida de competencia, b) disminución de presa (Gasterópodos), c) incremento en depredación, d) incremento en parasitismo y e) disminución en la capacidad reproductora. 2. Predominio de una población por a) relajamiento de la competencia, b) relajamiento en la depredación, c) incremento en presa. Tales factores deben ser

estudiados con relación al efecto de la contaminación y el comportamiento de las comunidades, ya que al tomar una población como indicador del estado de salud de un cuerpo de agua se pueden estar registrando señales erróneas de buena salud por el incremento de una especie altamente tolerante o adaptada a la contaminación y que por otro lado pudiera estar llevando a modificaciones en la estructura de las comunidades, con la consecuente pérdida de biodiversidad (Baqueiro-Cárdenas y col. 2007).

CAPÍTULO VII

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- i. Las concentraciones de metales totales disueltos en los ríos que se estudiaron no rebasan los límites máximos permitidos establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas para agua potable (NOM-127-SSA1-1994) y para la preservación de la vida acuática (NOM-001-ECOL-1996). De acuerdo con sus características fisicoquímicas, el agua de estos ríos es rica en carbonatos de calcio, su pH es mayor a 7; esto podría explicar en parte las bajas concentraciones de metales que esas condiciones normalmente se encuentran formando precipitados. Sin embargo, aún cuando la concentración de los metales no es superior a lo que marcan las normas, es necesario tener un control más detallado de las descargas residuales de la zona y monitorear junto con las instituciones las concentraciones de las mismas a los ríos.
- ii. El análisis de la concentración de metales pesados revelaron que la mayor concentración se detecta en las estaciones de muestreo cercanas a descargas de aguas residuales que llegan al río (Estación Lomas del Río Valles).
- iii. Se logro la identificación de 11 especies de moluscos: *Pachychillus monachus*, *Pachychillus vallesensis*, *Thiara (melanoides) tuberculata* y *Corbicula fluminea*, género *Physa*, *Friersonia iridella*, *Pachychillus moctezumensis*, *Pachychillus suturalis*, *Pachychillus atratus* y *Pachychillus sp.*
- iv. Las especies *Pachychillus monachus*, *Pachychillus vallesensis*, *Thiara (melanoides) tuberculata* y *Corbicula fluminea* son capaces de acumular Cu y Zn en su tejido blando.
- v. El comportamiento de acumulación en las especies se dio de la siguiente manera. Para Cu: *Pachychillus monachus*>*Pachychillus vallesensis*>*Thiara*

(*tuberculata*) *melanoides*>*Corbicula fluminea*. Para Zn: *Thiara (melanoides) tuberculata*>*Pachychillus monachus*>*Corbicula fluminea*.>*Pachychillus vallesensis*.

- vi. El bivalvo *Corbicula fluminea* acumula Pb y regula Cd. Se recomiendan estudios específicos sobre este bivalvo en los ríos Valles y Axtla como biomonitor por ser la única especie que parece acumular los elementos más tóxicos.
- vii. Las especies concentraron Cu, Cd, Pb y Zn en el tejido blando y solo se hizo un cuantificación previa de la concentración de estos metales en las conchas observando una alta concentración por lo que se recomienda hacer un estudio específico sobre la formación, estructura y función que desempeña la concha en el organismo, así como considerar la separación de este tejido de los organismos y estudiarlo por separado.
- viii. En el campo ambiental, se pueden considerar a los organismos acuáticos macrobentónicos *Pachychillus monachus* y *Thiara (melanoides) tuberculata* como buenos indicadores de contaminación por sus hábitos sedentarios, por su longevidad, por ser resistentes a las variaciones, ser abundantes en el área y pueden obtenerse fácilmente. Faltaría demostrar que forma química del metal son capaces de incorporar o si su capacidad de bioacumulación de metales tiene relación la actividad del ion libre o con la fracción lábil de los metales de forma que estos organismos se puedan utilizar como biomonitor u organismos centinelas en los ríos que se estudiaron considerando que el metal lo captan esencialmente del agua. Aunque también lo podrían captar del alimento (partículas o sedimentos).
- ix. Este estudio para otros organismos se debe dividir en varias secciones y es recomendable para varios alumnos pues es un trabajo exhaustivo de campo y en análisis de las muestras. Además es necesario el trabajo multidisciplinario para lograr la identificación de las especies y la biología de las mismas. Para

lograr los objetivos que se establezcan se requiere de tiempo y un plan de trabajo detallado y organizado.

- x. En cuanto a nuestro objetivo principal no utilizamos los organismos como indicadores de contaminación en los ríos de la Huasteca Potosina, pero si logramos la identificación de los mismos para su posterior uso y estudio siendo este un gran avance debido a que en nuestro país no existen estudios de este tipo, la mayoría se enfoca a lagunas, mar y en el laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

Barry T. Hart y Tina Hines. (1995) Chapter 9. Trace Metals in rivers, pp. 203-216.

C. K. Yap, A. Ismail, S.G. Tan y H. Omar (2003) "Acumulation, depuration and distribution of cadmium and zinc in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) under laboratory conditions. *Hydrobiología* 498: 151-160.

Crispín Espino, I., Alfaro de la Torre, C. (2006) *Uso de la resina Chelex-100-Ca vs Chelex-100-Na en la determinación de la concentración de metals traza con la técnica de gradients de diffusion en capa fina (DGT)*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias Químicas. Fac. de Ciencias Químicas. UASLP.

Croteau, M-N., L. Hare, y A. Tessier. (1998). "Refining and testing a trace metal biomonitor (Chaoborus) in highly acidic lakes. *Environmental Science and Technology*, 32 (9): pp. 1348-1353.

Croteau, M.N. (2002) "Metallothionein-like metal-binding protein in the biomonitor chaoborus: occurrence and relationship to ambient metal concentrations in lakes", *Environmental Toxicology and Chemistry.*, Vol. 21 No. 4, pp. 737-741.

D. Gay, W. Maher. (2003) "Natural variation of copper, zinc, cadmium and selenium concentrations in *Bembicium nanum* and their potencial use as a biomonitor of trace metals". *Water Research*, pp. 2173-2185.

Dávila Santos, Marissa; MC. Carranza Álvarez, C.; Dra. Alfaro de la Torre, M.C.; Dr. Acosta Rodríguez, I; González Zurita, J. (2005) "*Estudio preliminar de cyprinidae (peces) y bufo (anfibios) como monitores de contaminación por metales pesados en ríos de la Huasteca Potosina*". Facultad de Ciencias Químicas, UASLP; Universidad Autónoma de Aguascalientes.

Feminella, J. y K. M. Flynn. (1999) The Alabama Watershed Demonstration Project: Biotic Indicators of Water Quality. Alabama Cooperative Extension System., ANR-1167 (6 pp).

González, J.L., Díaz, C., Carrión, J.M. "Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd, Zn en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Universidad de Quintana Roo.

González Zurita, Jazmín; M.C. Carranza Álvarez, Candy Dra. Alfaro de la Torre, Ma. Catalina; Dr. Acosta Rodríguez, Ismael. (2005) "*Evaluación preliminar de monitores de la contaminación por metales pesados*". Facultad de Ciencias Químicas / Centro de investigación y Estudios de Posgrado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Landis, Hare y André Tessier. (1998) "The aquatic insect *Chaoborus* as a biomonitor of trace metals in lakes". *Limnol. Oceanogr.*, pp.1850-1859.

Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo Humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Langston, W. J. y S. K. Spence (1993) Biological Factors Involved in Metal Concentrations Observed in Aquatic Organisms, In Tessier A., Turner R.D., eds., *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, U. K.: John Wiley & Sons, pp. 407-477.

Ravera, O. (2001) Monitoring of the aquatic environment by species accumulation of pollutants: a review. *J. Limnol.*, 60 (Supl. 1):63-78.

Ravera, O., G. M. Beone, R. Cenci y P. Lodigiani. (2003) Metal concentrations in *Unio pictorum mancus* (Mollusca, Lamellibranchia) from of 12 Northern Italian lakes in Relation to their trophic level. J. Limno., 62(2): 121-138.

SEMARNAP, CNA, UNAM. (2000) Guía “Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)”, pp. 1-30,171,173,188.

Tessier, A., J. Buffle y P. G. C. Campbell. (1994) Uptake of Trace Metals by Aquatic Organisms, In Buffle J., De Vitre R. R, eds., Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems, Boca Raton: Lewis publishers, pp.197-230

Toro, J., J. P. Schuster, J. Kurosawa y col. (2003) Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. XVI Congreso de Sociedad Chileno de Ingeniería Hidráulica 2003 (11p).

Park, J. (1997) “ Trace metal contamination of sediments and organisms from the swan lake of galveston bay”, Environmental Pollution, vol. 98, no.2, pp. 209-221.

Pilsbry, H.A. (1907). The Nautilus. Vol. XXI. No. 3.

Villanueva, S., Botello, A., Paez-Osuan, F. (1988) “Evaluación de algunos metals pesados en organismos del río Coatzacoalcos y de la laguna del Ostión, Ver., México. Contaminación Ambiental 4, 19-31.

Warren, L.A. (1998) “Modelling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: The relative contributions of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations”, Limnol. Oceanogr., 43(7), pp. 1442-1454.

ANEXO 1

Correlaciones lineales de las especies identificadas en los ríos de la Huasteca Potosina por temporada de muestreo

Tablas A1. Correlaciones lineales de las especies identificadas en los ríos de la Huasteca Potosina por temporada de muestreo

Sitio	Especie	N	Cu		Pb		Cd		Zn	
			m	P	m	P	m	P	m	P
Enero 2006										
Río Axtla	<i>Pachychillus sp</i>	19	1.8031	0.001	0.8195	0.0001	1.0077	0.0426	2.2990	0.1793
Río Amajac	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	19	1.0234	0.001	0.4729	0.0013	ND	0.6648	ND	ND
Río Coy	<i>Pachychillus monachus</i>	20	1.8430	0.001	0.5600	0.0001	0.0361	0.0293	1.8854	0.0005
	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	19	1.7456	0.001	0.5909	0.0006	0.5320	0.0005	2.4839	0.0032
Río Valles-Santa Rosa	<i>Pachychillus vallesensis</i>	20	1.8375	0.001	0.7085	0.0145	0.1765	0.2566	1.3062	0.6303
Río Valles-Nopales	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	19	1.4665	0.0003	0.5827	0.0015	1.2202	0.0001	2.4314	0.0263
	<i>Corbicula fluminea</i>	19	1.6499	0.0001	0.5699	0.0029	ND	ND	ND	ND

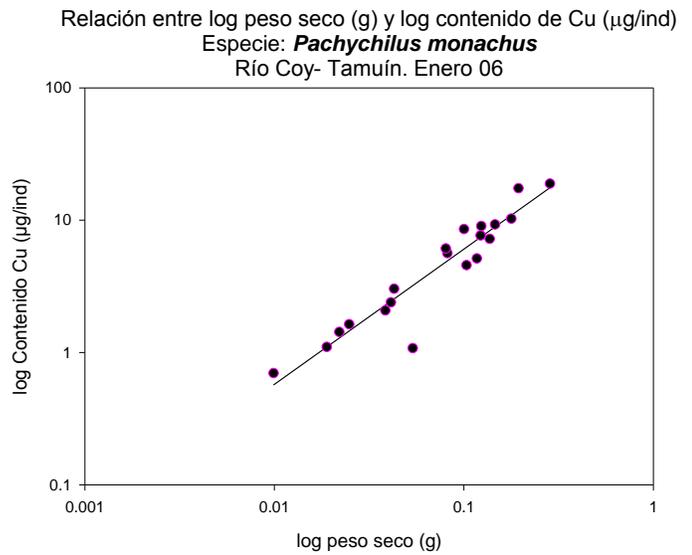
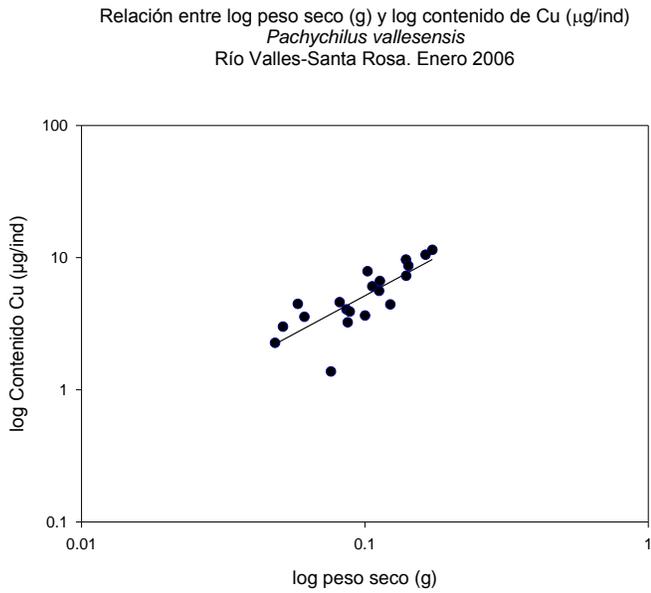
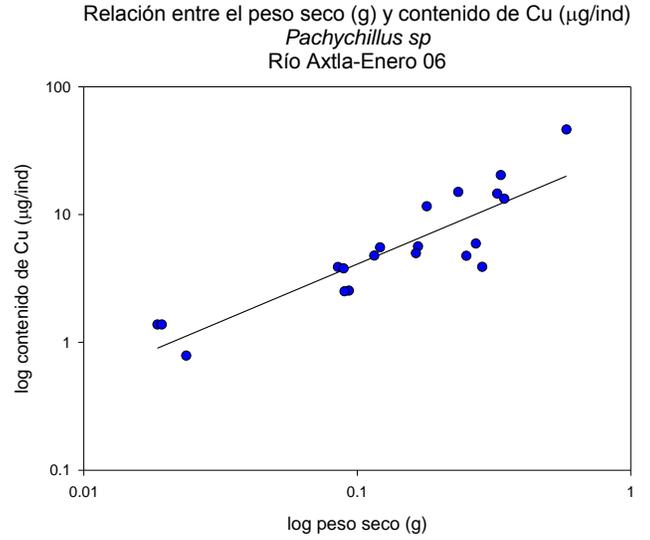
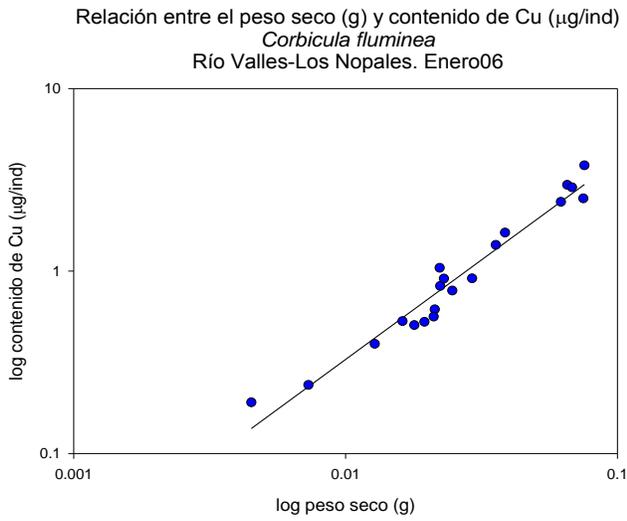
Sitio	Especie	N	Cu		Pb		Cd		Zn	
			m	P	m	P	m	P	m	P
Junio 2006										
Río Axtla	<i>Pachychillus sp</i>	20	1.4764	0.1167	2.0232	0.0001	0.9098	0.0001	2.3980	0.0001
Río Amajac	<i>Physa</i>	19	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.7150	0.3203
Río Coy	<i>Pachychillus monachus</i>	20	2.0829	0.1095	1.4187	0.1754	0.8718	0.0001	1.5118	0.0845
Río Valles-Santa Rosa	<i>Corbicula fluminea</i>	20	0.7115	0.0001	1.7992	0.0597	0.7574	0.0001	2.1245	0.0001
Río Valles-Nopales	<i>Corbicula fluminea</i>		0.3352	0.004	1.8666	0.0038	0.1380	0.0031	1.8507	0.0001
	<i>Frieria iridella</i>	20	0.5733	0.0002	1.8292	0.0001	0.6137	0.0001	2.0992	0.0001
	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	20	ND	ND	ND	ND	0.7050	0.0041	ND	ND

Sitio	Especie	N	Cu		Pb		Cd		Zn	
			m	P	m	P	m	P	m	P
Diciembre 2006										
Río Axtla	<i>Pachychillus sp</i>	20	2.1018	0.0032	1.7220	0.0025	1.9599	0.0001	2.3855	0.0001
	<i>Corbicula fluminea</i>	18	1.3110	0.2814	1.5928	0.0001	0.7844	0.0001	1.7518	0.0172
	<i>Pachychillus moctezumensis</i>	20	2.0281	0.0061	ND	ND	1.0544	0.0001	1.6909	0.2887
Río Amajac	<i>Pachychillus sp</i>	17	1.3290	0.6012	1.7435	0.0821	0.8438	0.0001	1.9441	0.0175
Río Coy	<i>Pachychillus monachus</i>	20	2.1758	0.0087	ND	ND	0.9415	0.0001	2.0005	0.0041
Río Valles-Santa Rosa	<i>Pachychillus vallesensis</i>	20	1.8192	0.2202	1.3380	0.2194	1.0146	0.0001	1.3877	0.6518
Río Valles-Nopales	<i>Thiara (melanoides) tuberculata</i>	19	1.8339	0.0001	1.3659	0.0663	0.9400	0.0001	2.3400	0.0033

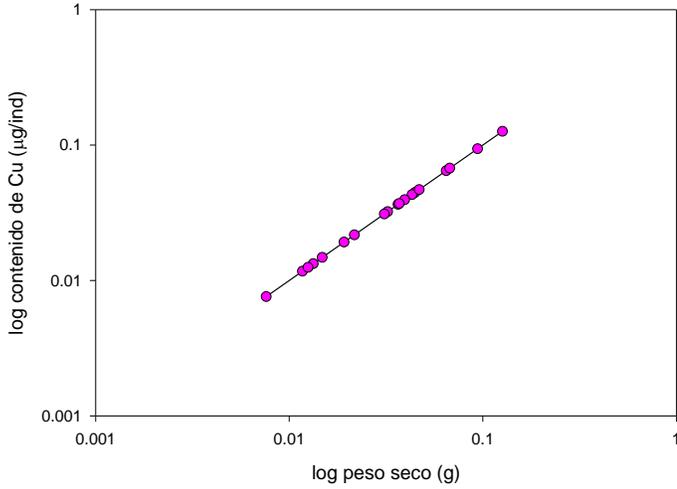
ANEXO 2

Gráficos de relación entre log peso seco (g) y log contenido de metales ($\mu\text{g}/\text{ind}$) por temporada de muestreo

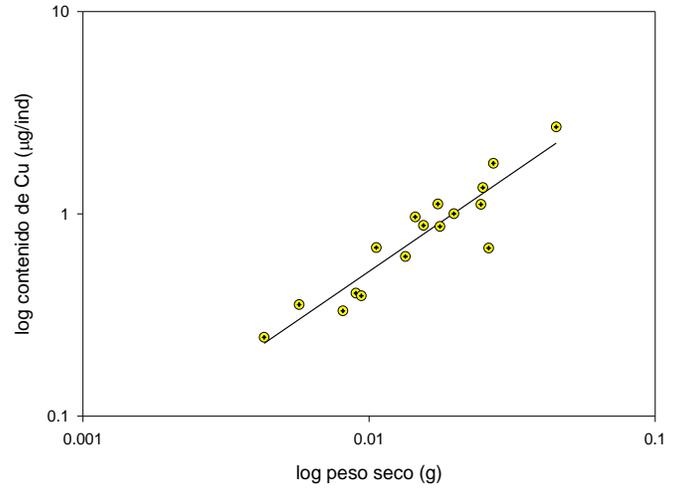
Figuras A1. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en enero de 2006.



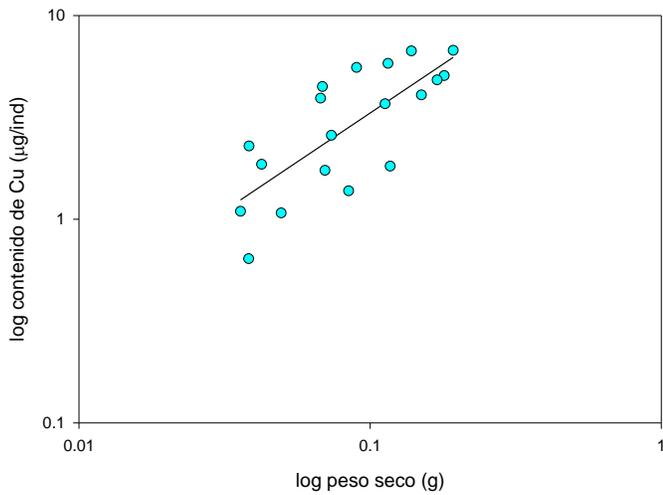
Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Especie: *Thiara (melanoides) tuberculata*
Río Amajac-Claro- Enero 06



Relación entre el log peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Especie: *Thiara (melanoides) tuberculata*
Río Coy-Tamuín. Enero 2006

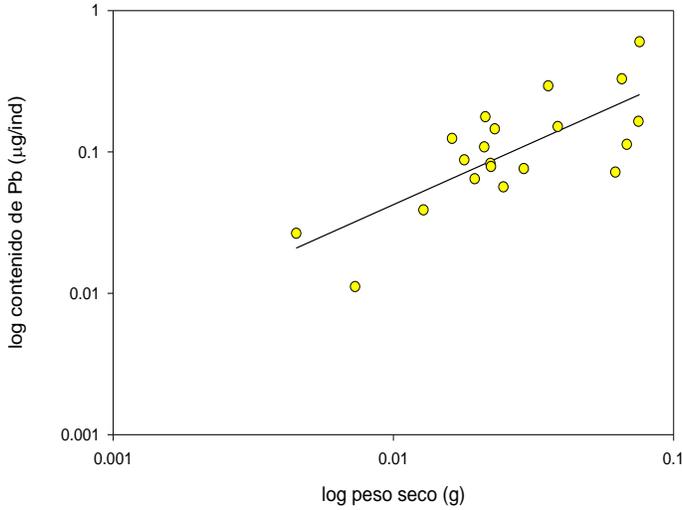


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles-Los Nopales. Enero 2006

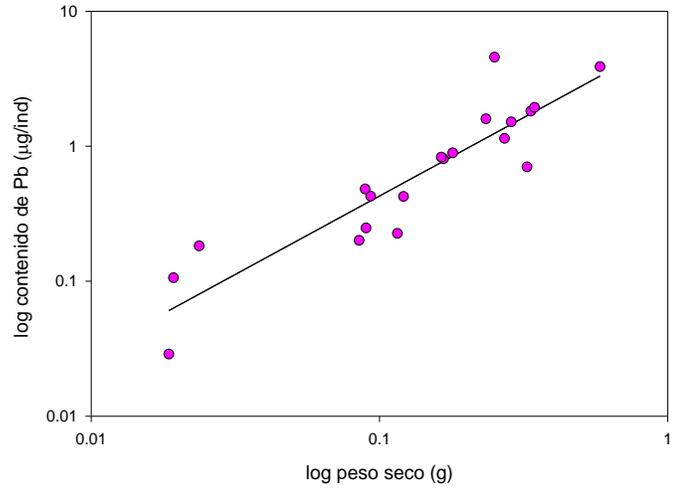


Figuras A2. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en enero de 2006.

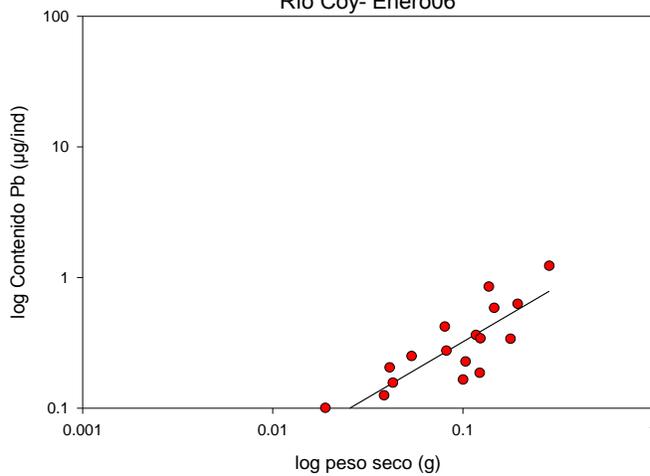
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
 Río Valles-Los Nopales. Enero 2006



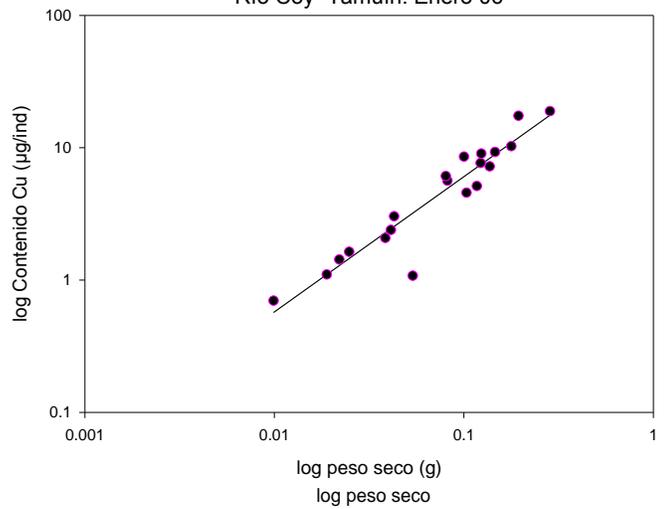
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus sp
 Río Axtla. Enero 2006



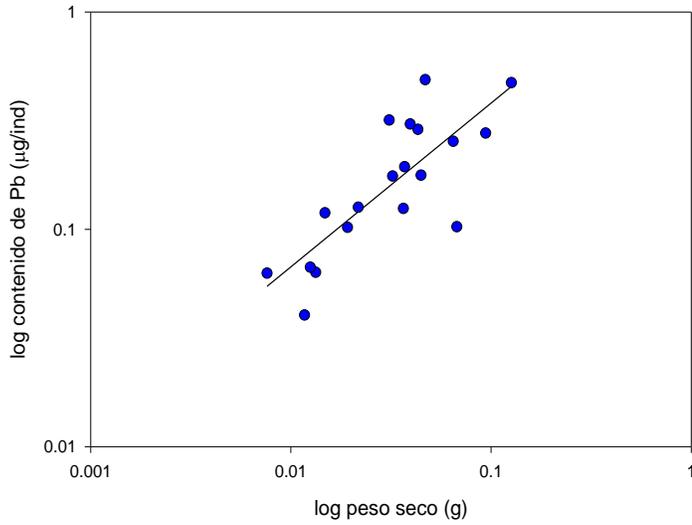
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus monachus
 Río Coy- Enero06



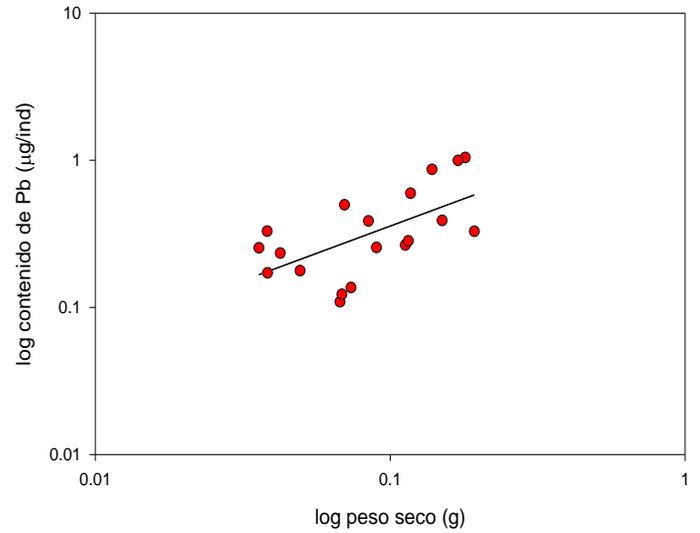
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
 Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
 Especie: *Pachychilus monachus*
 Río Coy- Tamuín. Enero 06



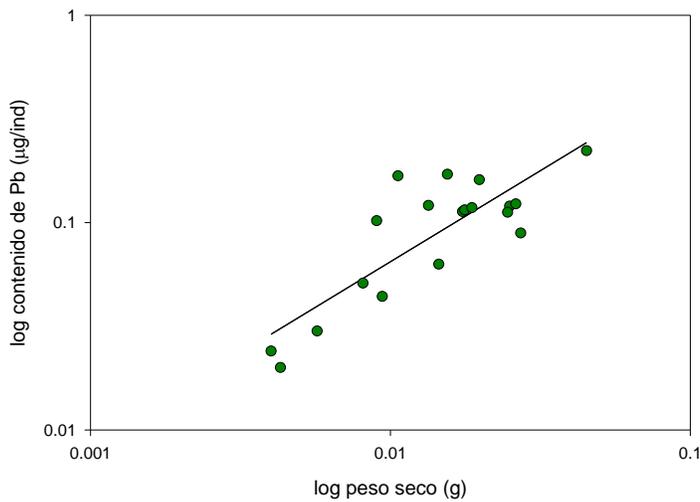
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Amajac-Claro. Enero 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles-Los Nopales. Enero 2006

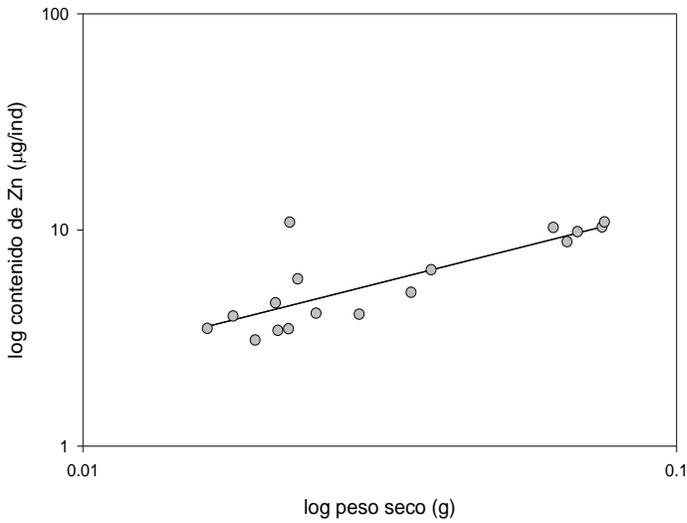


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Coy. Enero 2006

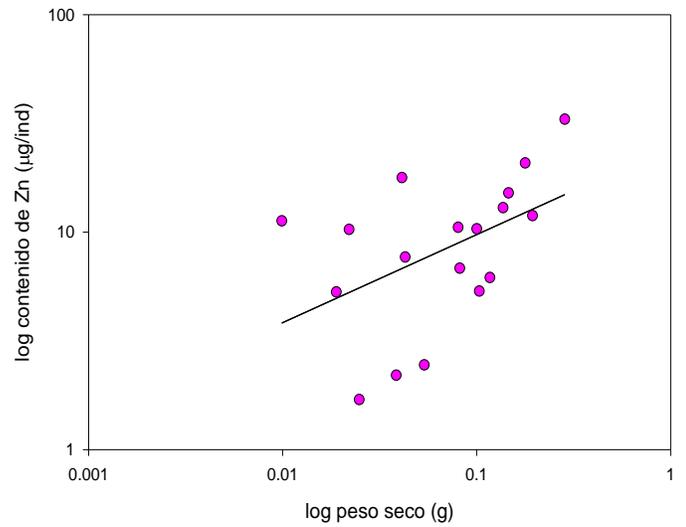


Figuras A3. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en enero de 2006.

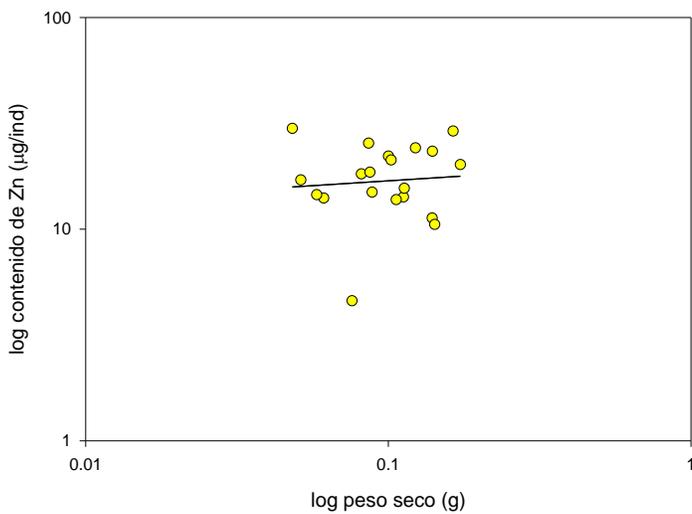
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Valles-Los Nopales. Enero 2006



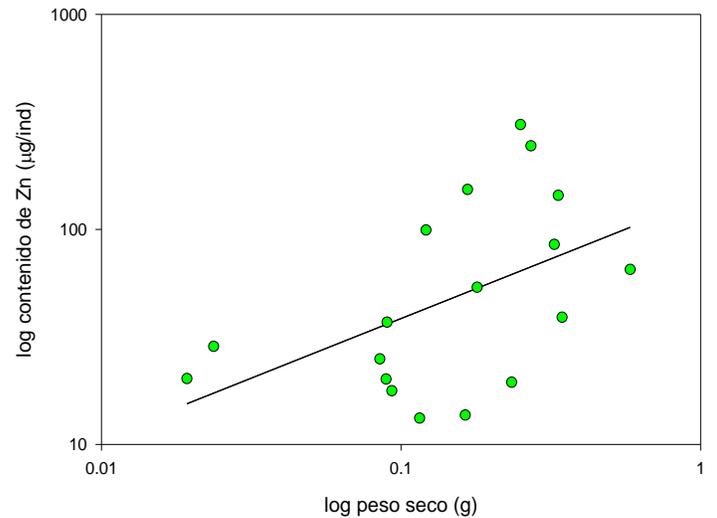
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy. Enero 2006



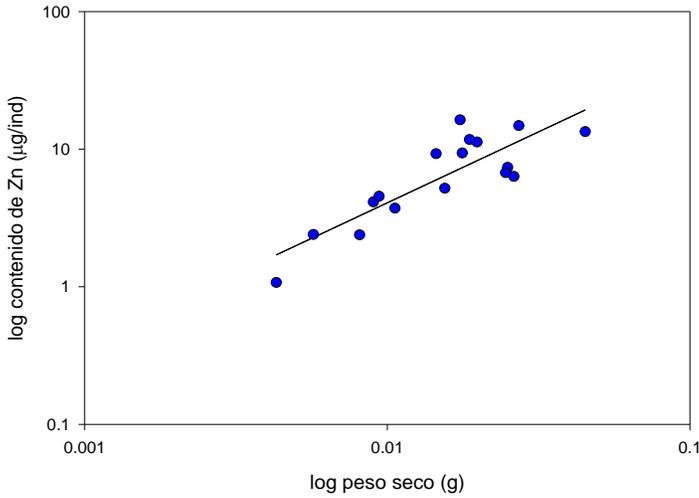
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus vallesensis
Río Valles-Santa Rosa. Enero 2006



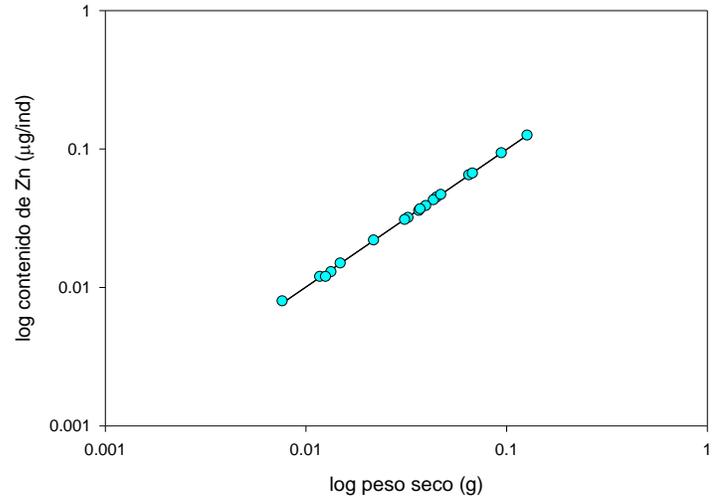
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus sp
Río Axtla. Enero 2006



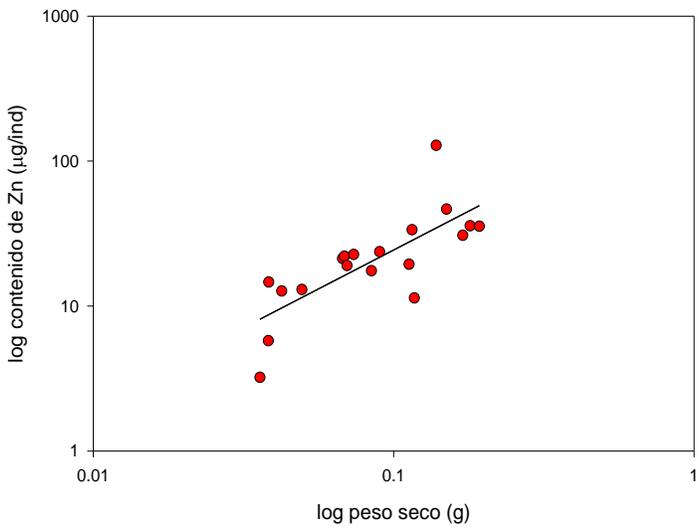
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Coy. Enero 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Amajac-Claro. Enero 2006

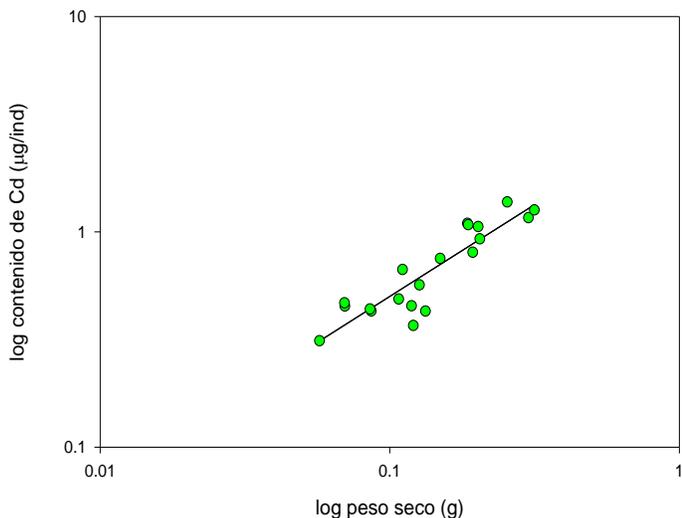


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles-Los Nopales. Enero 2006

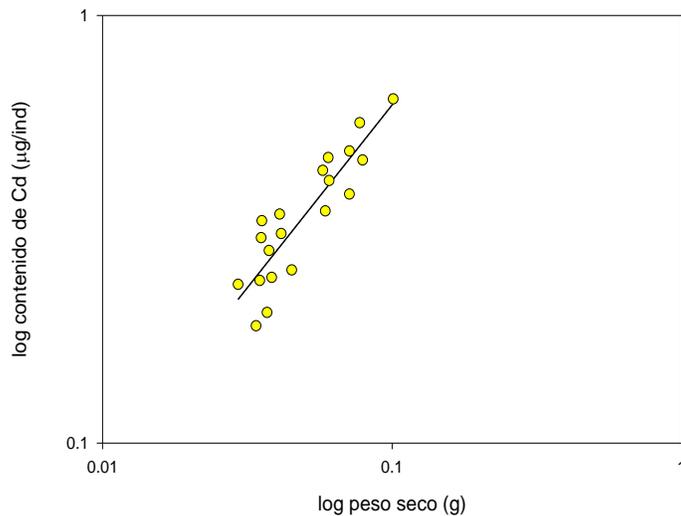


Figuras A4. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en junio de 2006.

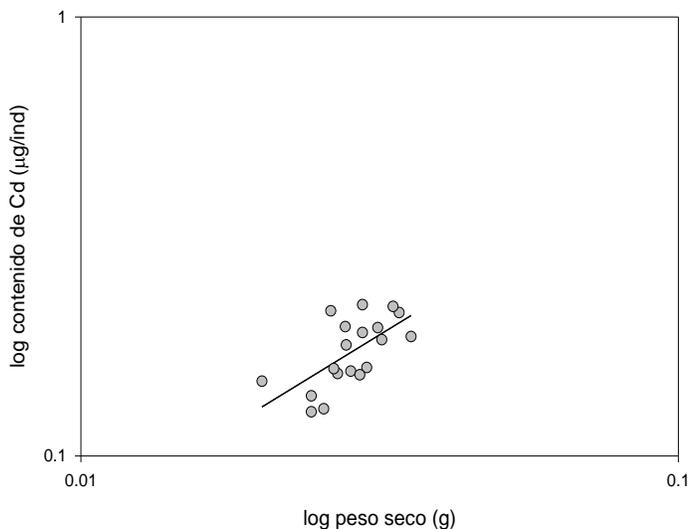
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Friersonia iridella
Río Valles-Los Nopales. Junio 2006



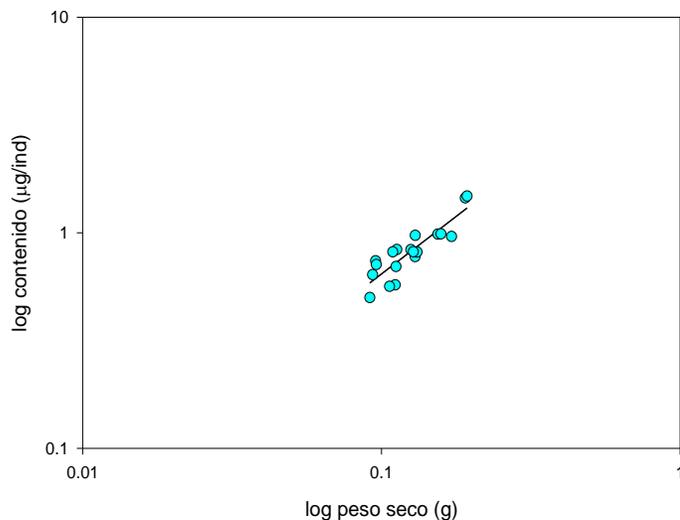
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Valles-Santa Rosa. Junio 2006



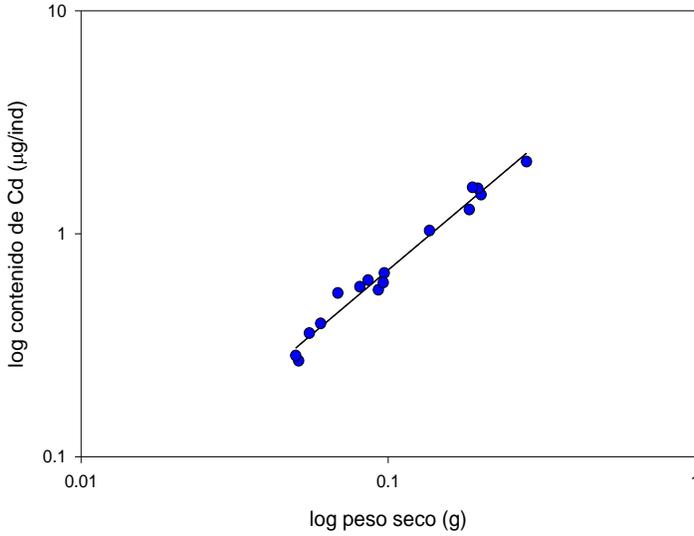
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles-Los Nopales. Junio 2006



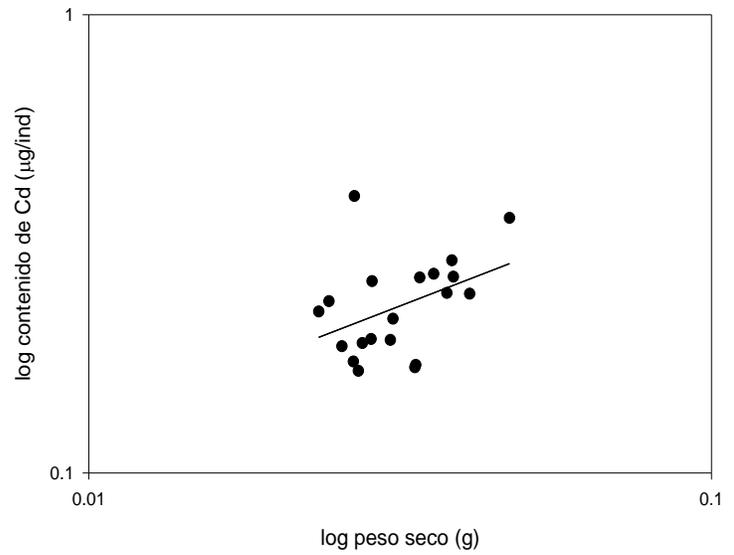
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy. Junio 2006



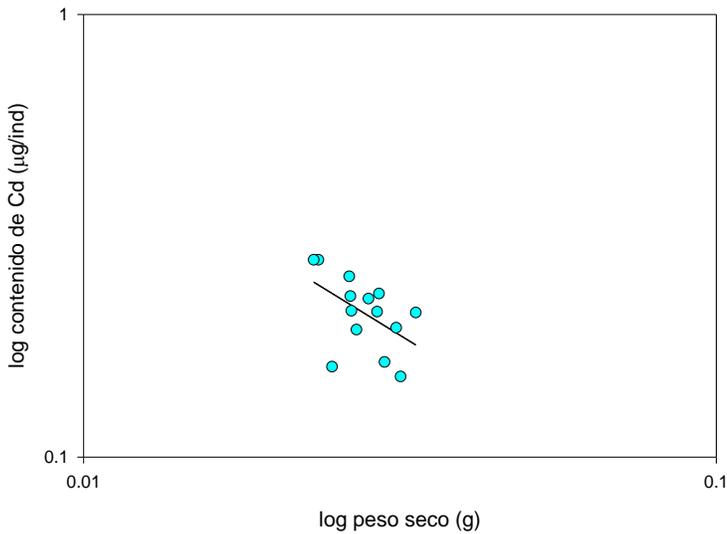
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus sp
Río Axtla. Junio 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Genero *Physa*
Río Valles-El Bancote. Junio 2006

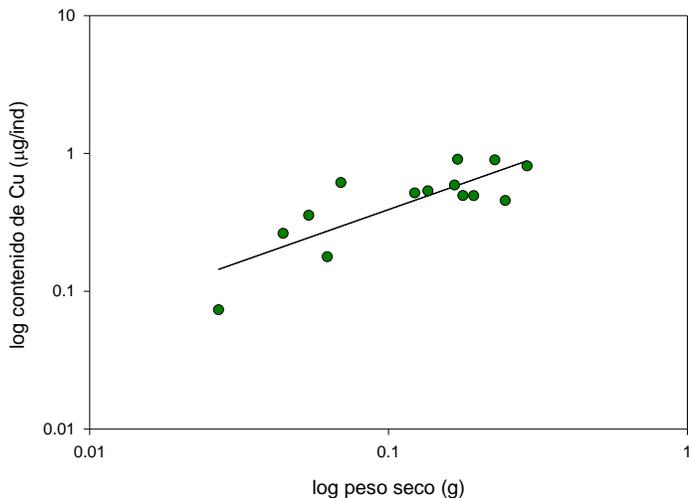


Relación entre log peso seco (g) y log contenido ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Genero *Physa*
Río Amajac-Claro, Tamazunchale. Junio 2006

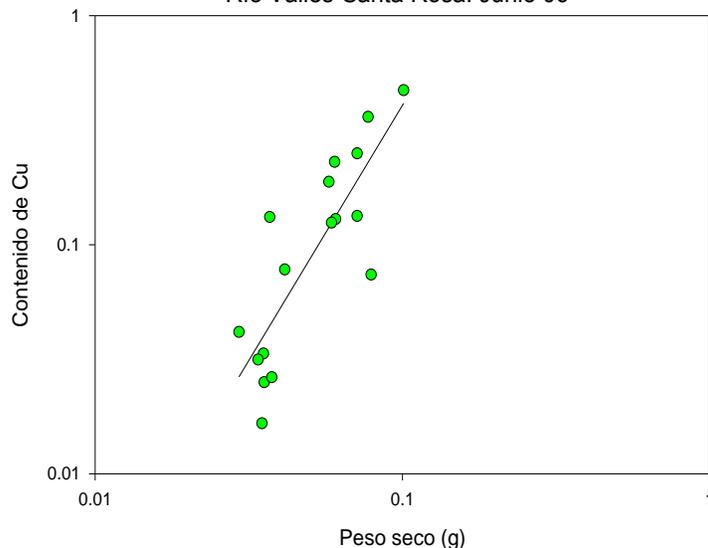


Figuras A5. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en junio de 2006.

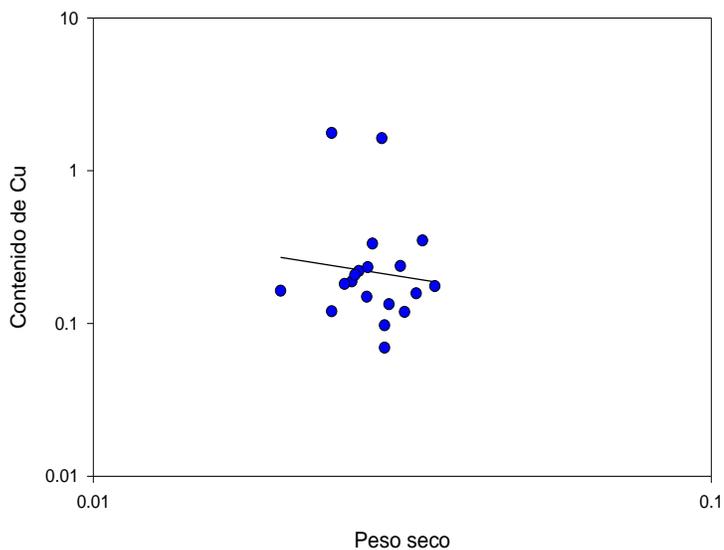
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
 Río Valles-Los Nopales. Junio 2006



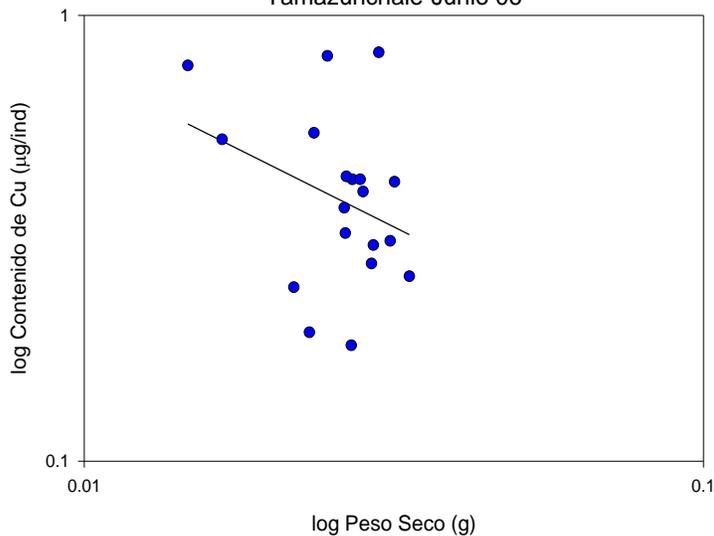
Relación entre el peso seco y Contenido de Cu
Corbicula fluminea
 Río Valles-Santa Rosa. Junio 06



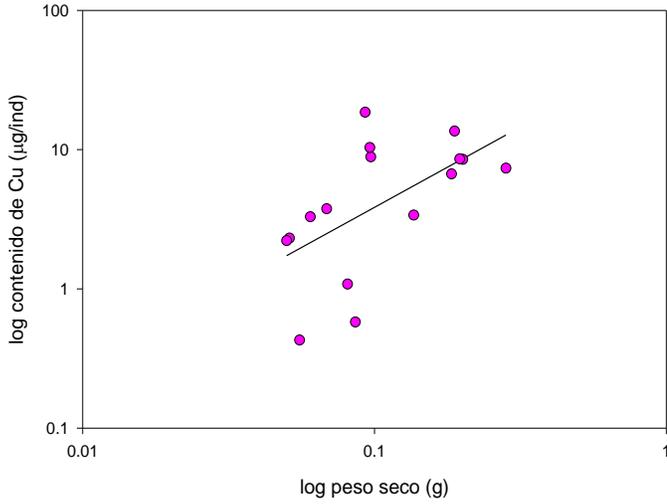
Relación entre el peso seco y contenido de Cu
 Especie ***Thiara (melanoides) tuberculata***
 Los Nopales Junio06



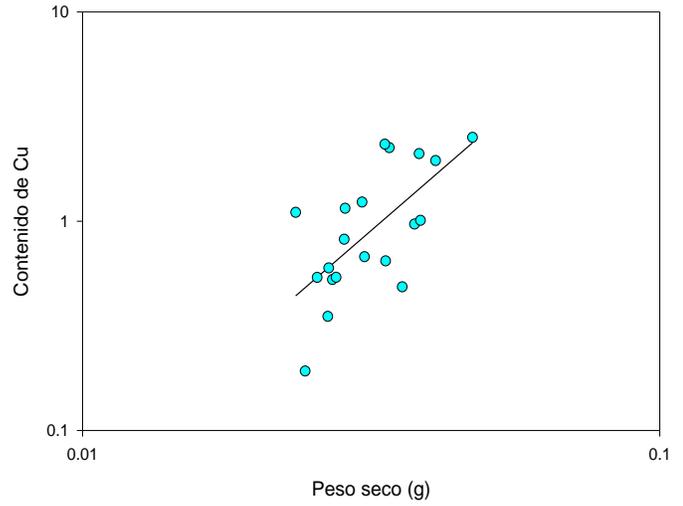
Relación entre peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
 Género ***Physa***
 Tamazunchale-Junio 06



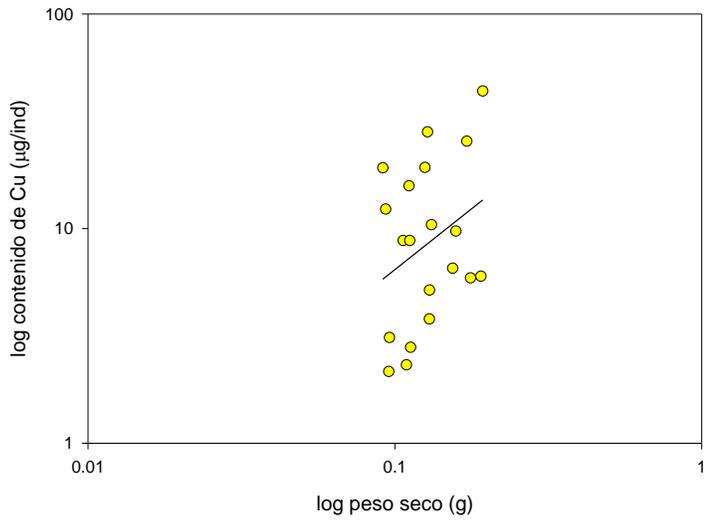
Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus sp
Axtla-Junio 06



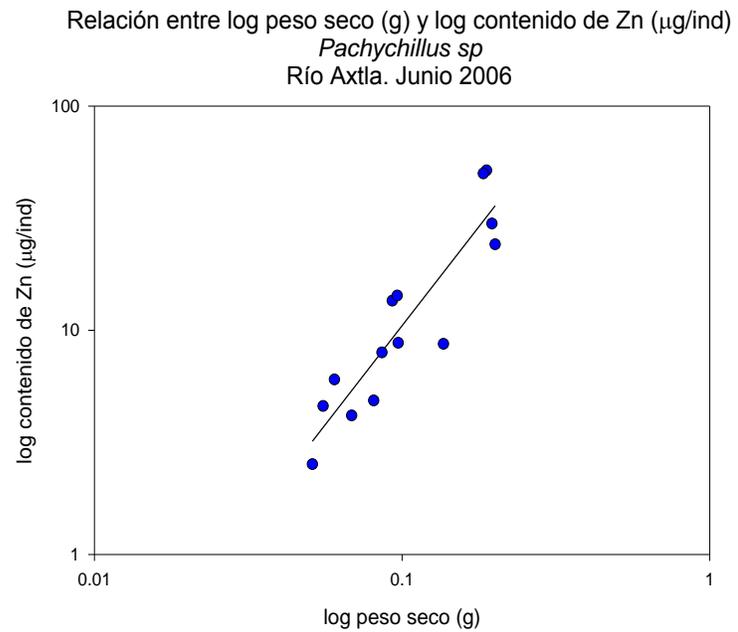
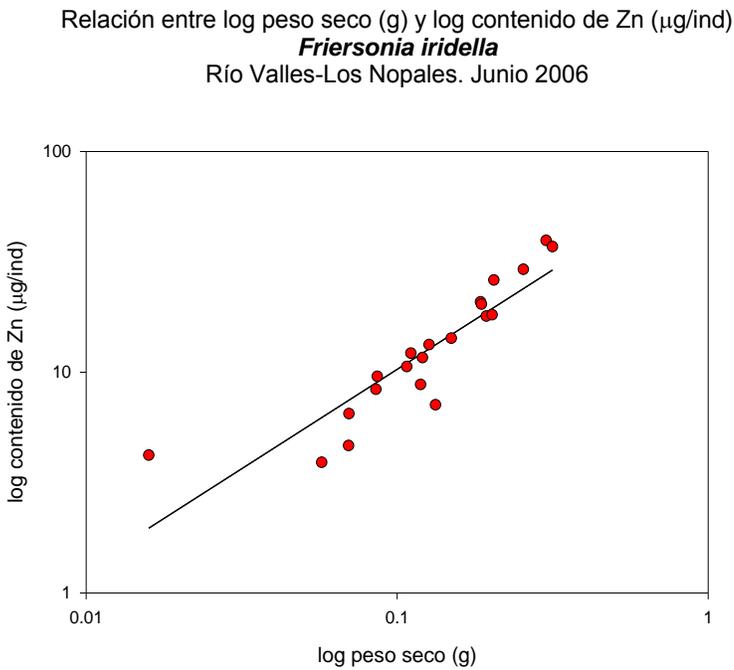
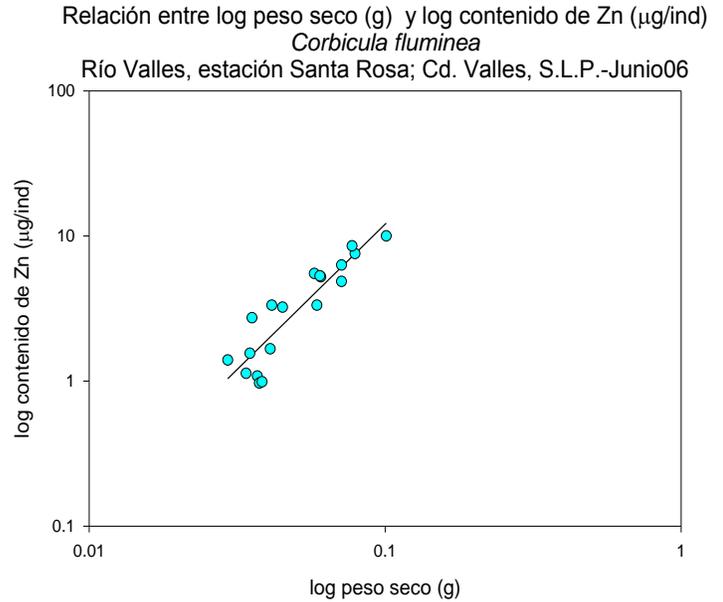
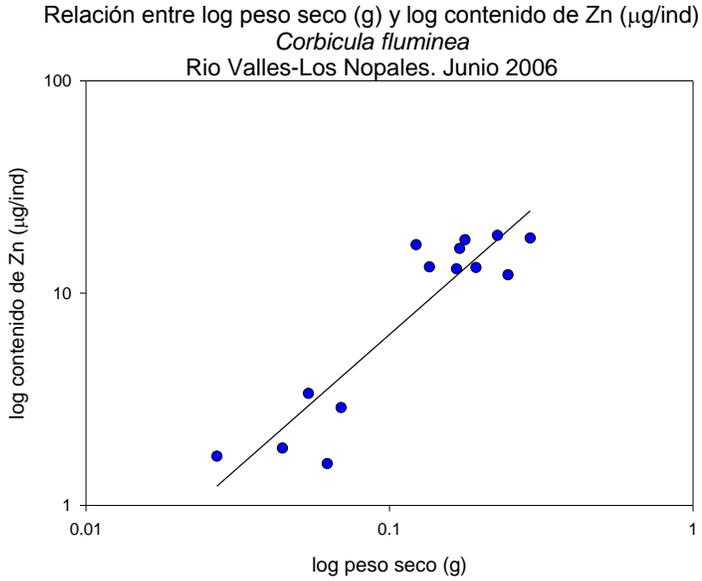
Relación entre el peso seco y contenido de Cu
Género *Physa*
El Bancote-Junio06



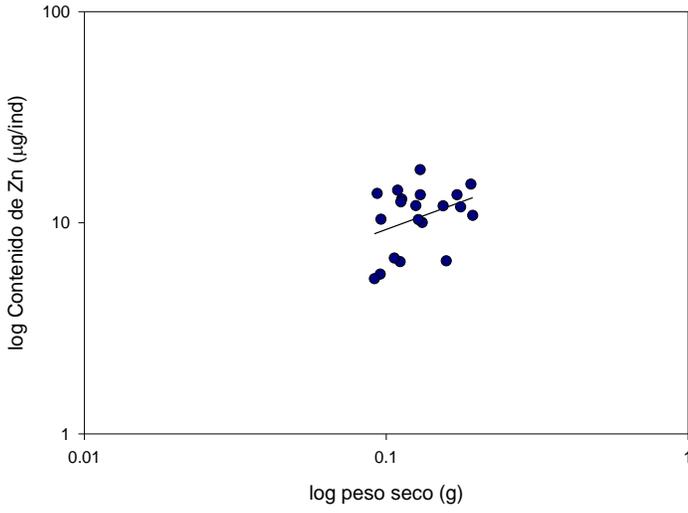
Relación entre peso seco(g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Especie *Pachychilus monachus*
Río Coy-Junio 06



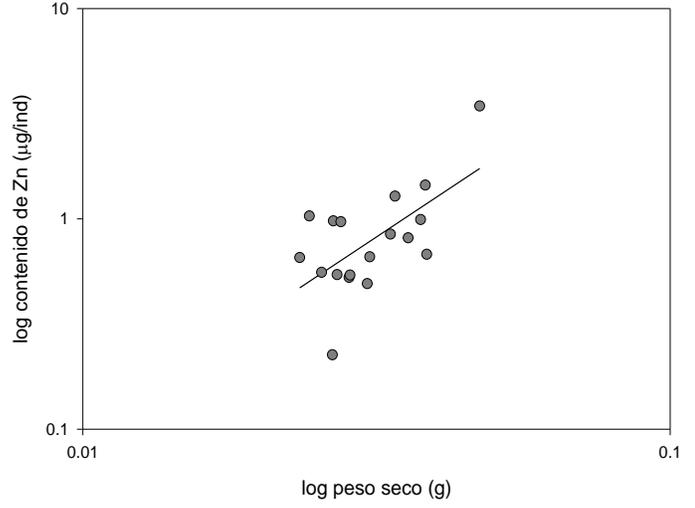
Figuras A6. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en junio de 2006.



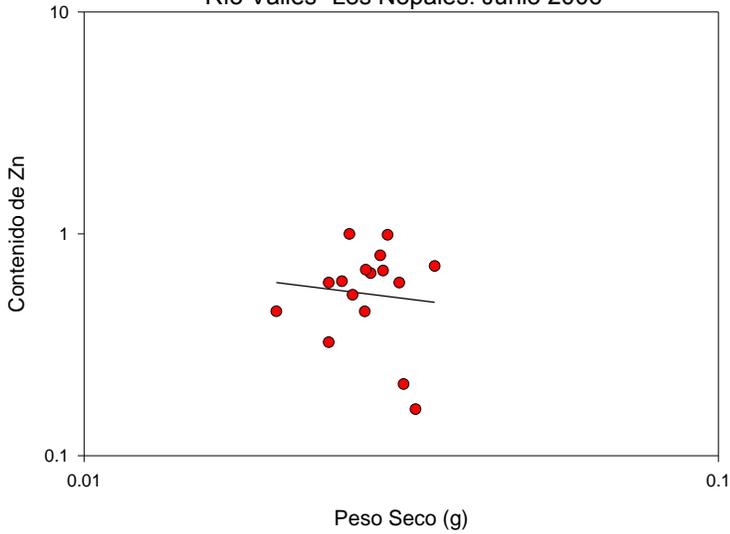
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy, Tamaúín. Junio06



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Physa
Río Valles-El Bancote. Junio 2006

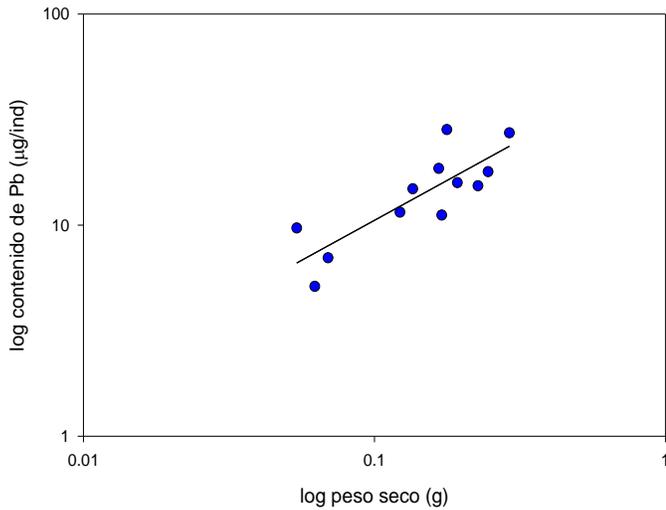


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles- Los Nopales. Junio 2006

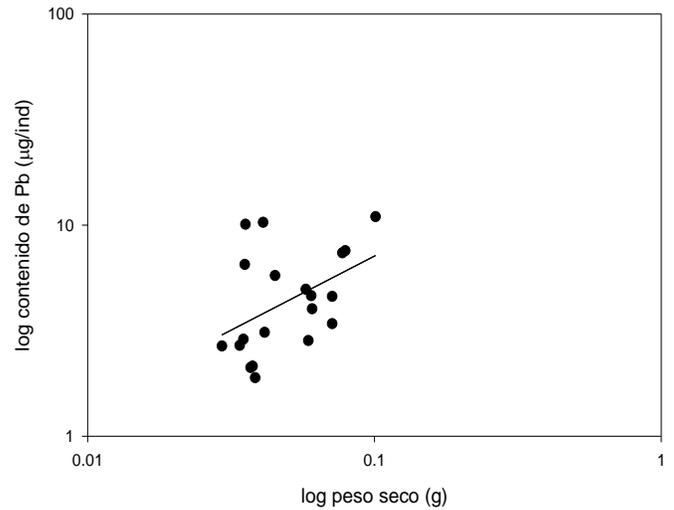


Figuras A7. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en junio de 2006.

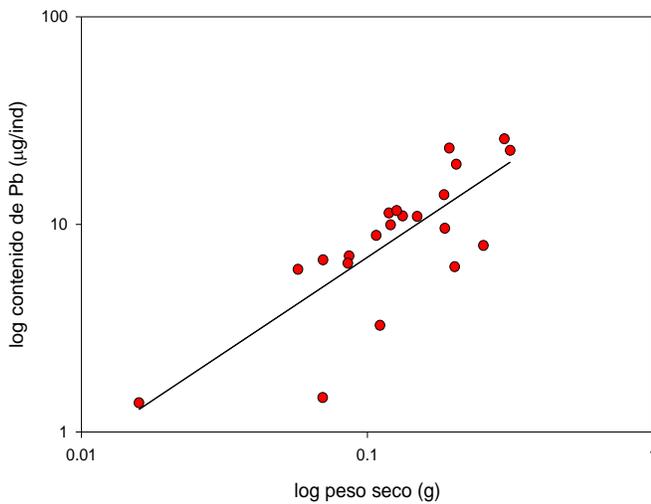
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Valles-Los Nopales. Junio 2006



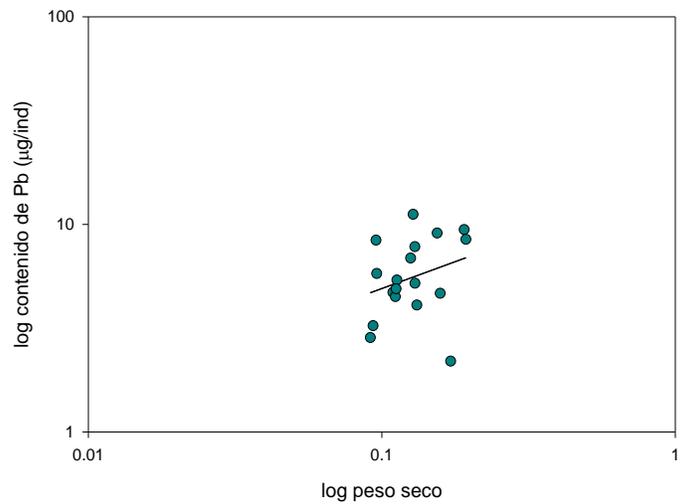
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Valles-Santa Rosa. Junio 2006



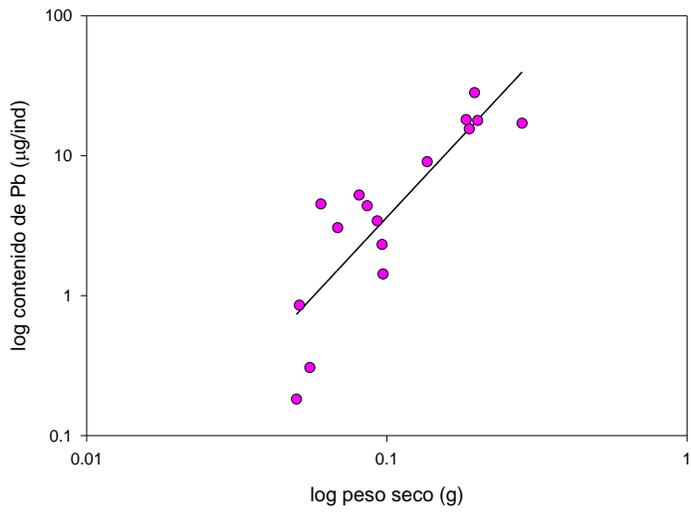
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Friersonia iridella
Río Valles-Los Nopales. Junio 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy. Junio 2006

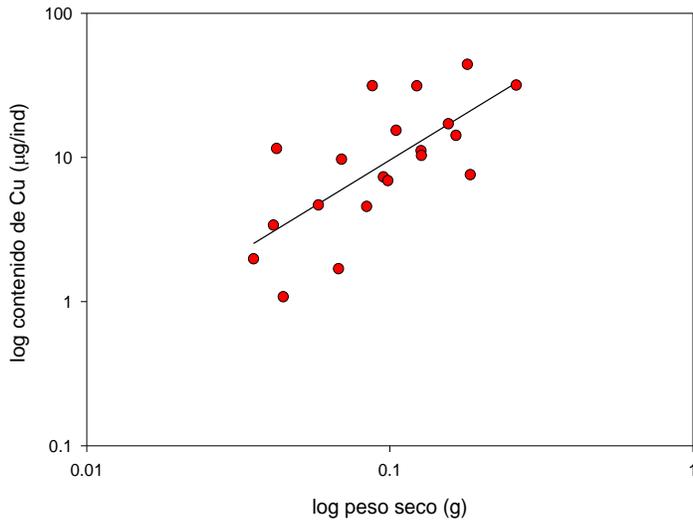


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus varios
Río Axtla. Junio 2006

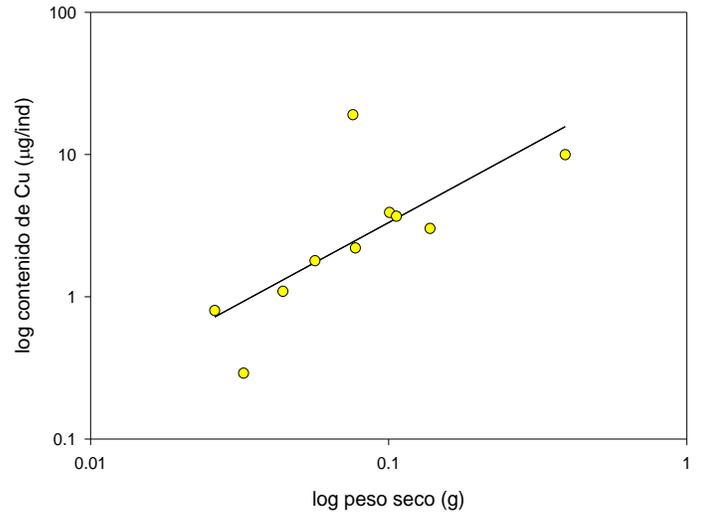


Figuras A8. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cu ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en diciembre de 2006.

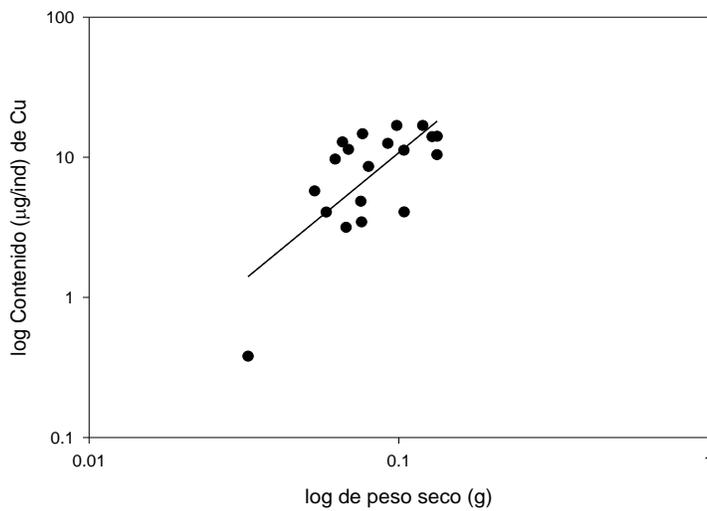
Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychillus (varios)
 Río Axtla-Diciembre 06



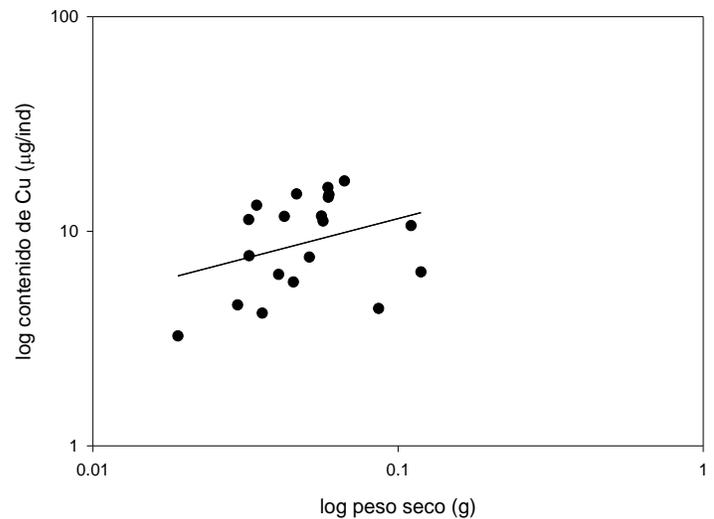
Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
 Río Axtla. Diciembre 2006



Relación entre peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
 Especie *Pachychilus moctezumensis*
 Axtla de Terrazas, Diciembre 2006

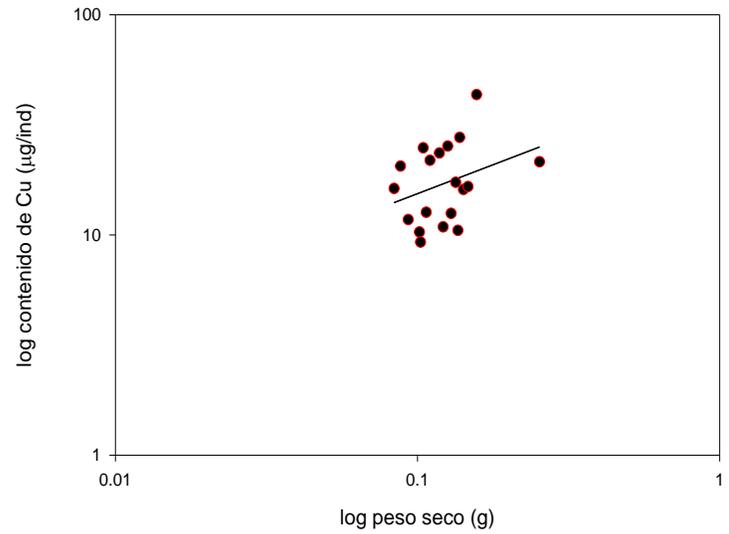


Relación entre el peso seco (g) y el contenido de Cu ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus sp
 Río Amajac-Claro, Tamazunchale, S.L.P. Diciembre 2006

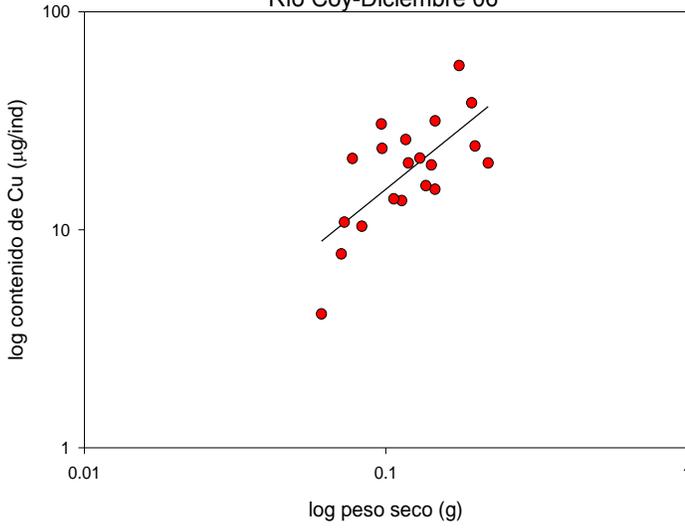




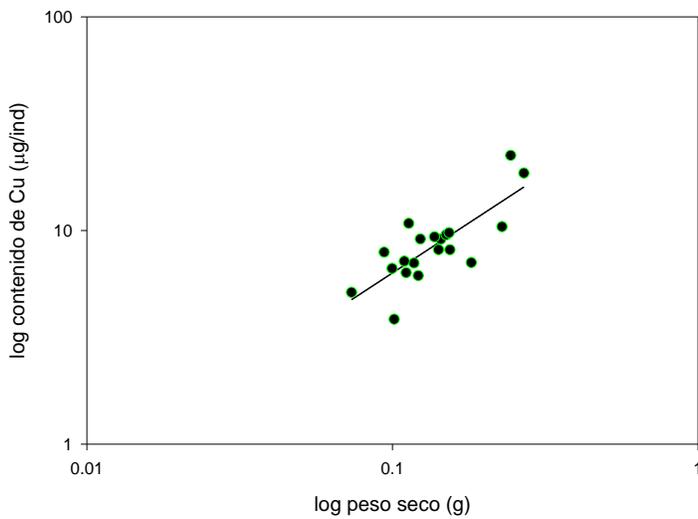
Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus vallesensis
Río Valles-Santa Rosa. Diciembre 2006



Relación entre el peso seco (g) y contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy-Diciembre 06

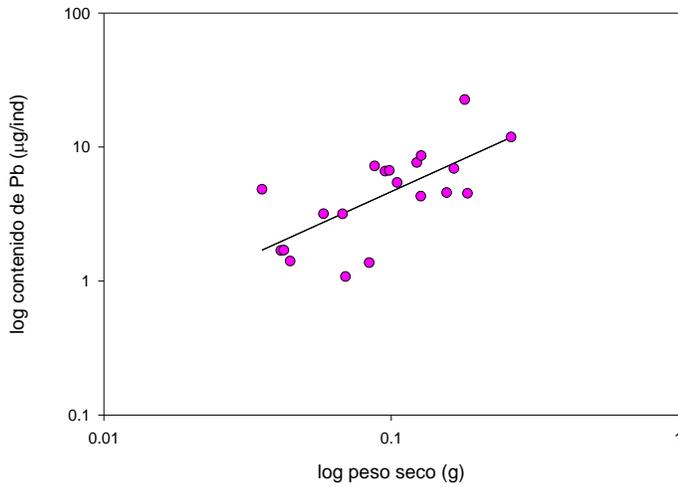


Relación entre el peso seco (g) y el contenido de Cu ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles, Los Nopales. Diciembre 2006

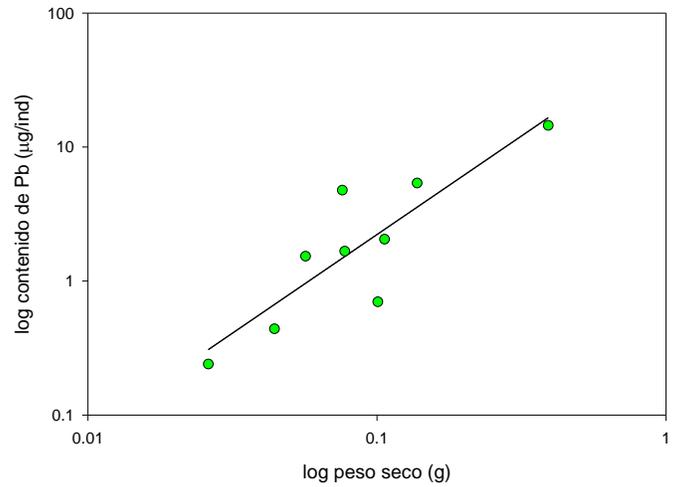


Figuras A9. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en diciembre de 2006.

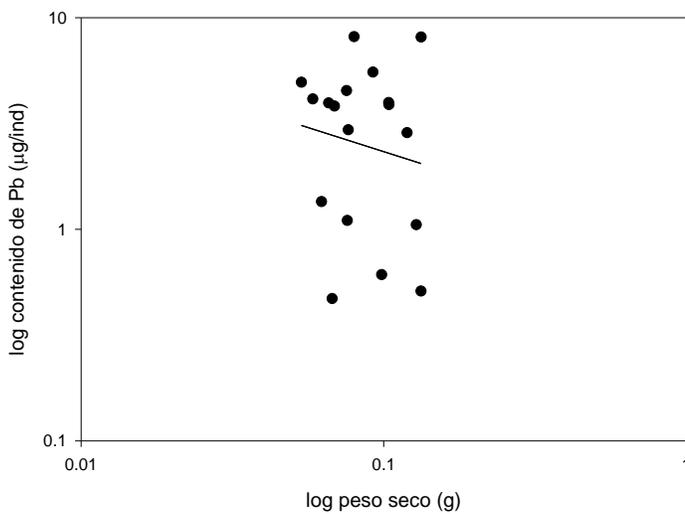
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus varios
Río Axtla. Diciembre 2006



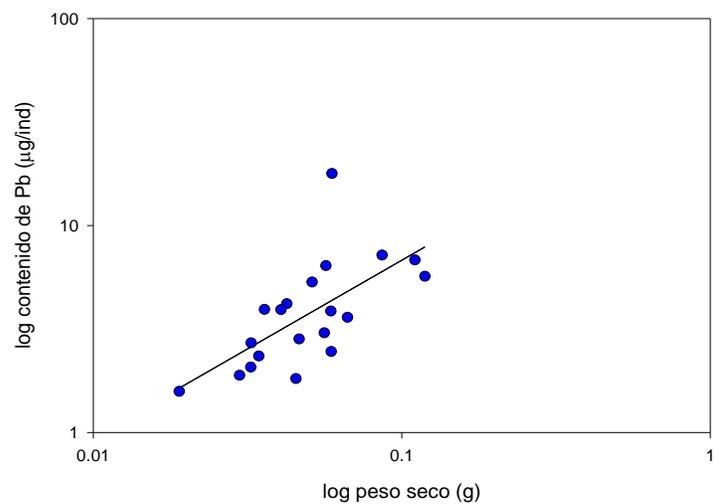
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Axtla. Diciembre 2006



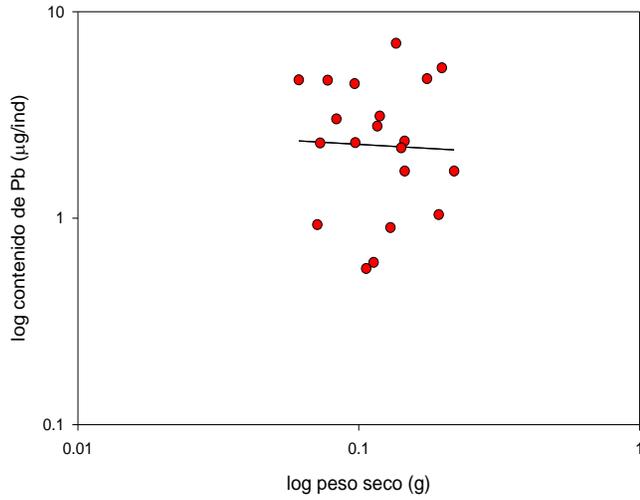
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus moctezumensis
Río Axtla. Diciembre 2006



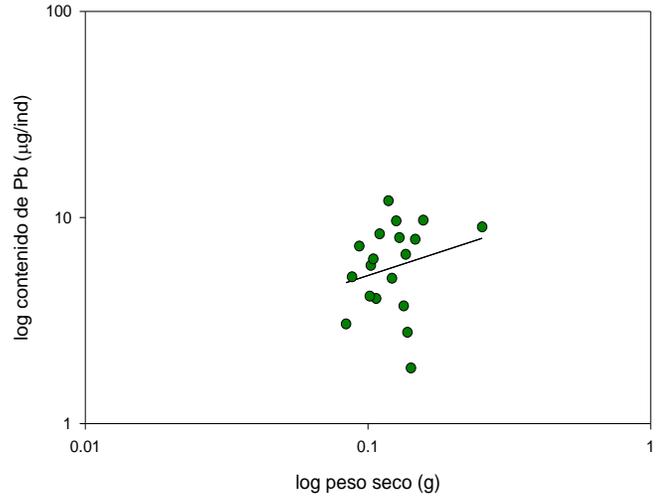
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus sp.
Río Amajac-Claro. Diciembre 2006



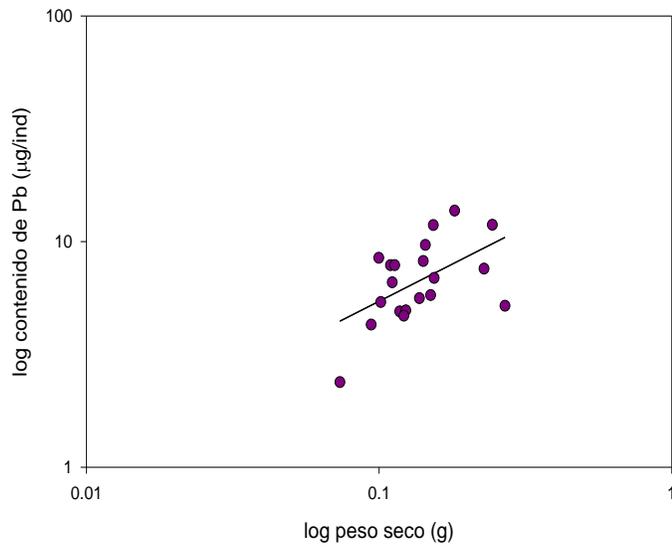
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy. Diciembre 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus vallesensis
Río Valles-Santa Rosa. Diciembre 2006

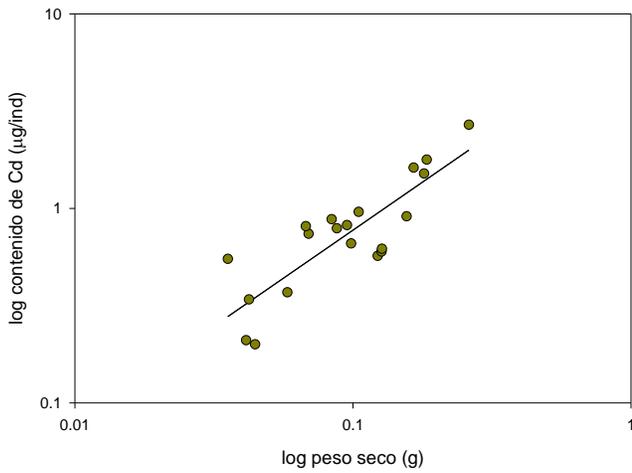


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Pb ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles-Los Nopales. Diciembre 2006

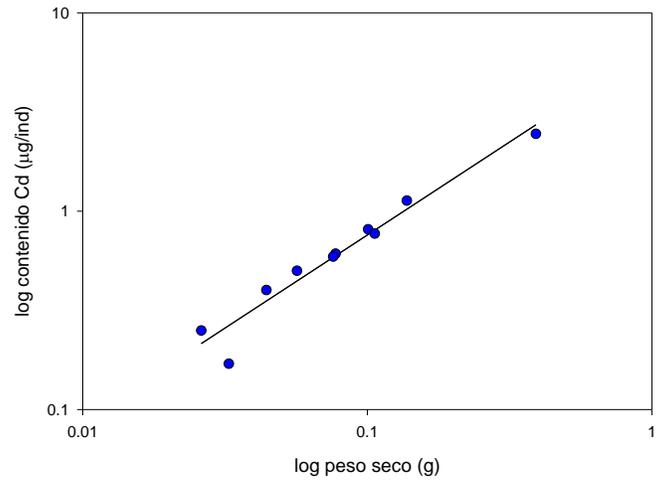


Figuras A10. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en diciembre de 2006.

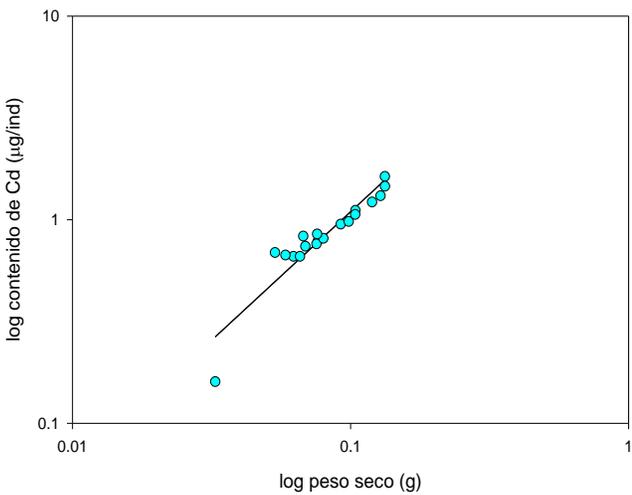
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus varios
Río Axtla, Diciembre 2006



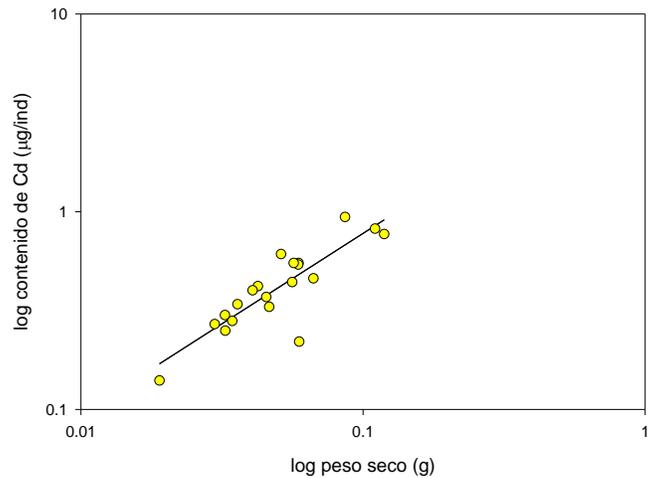
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Axtla, Diciembre 2006



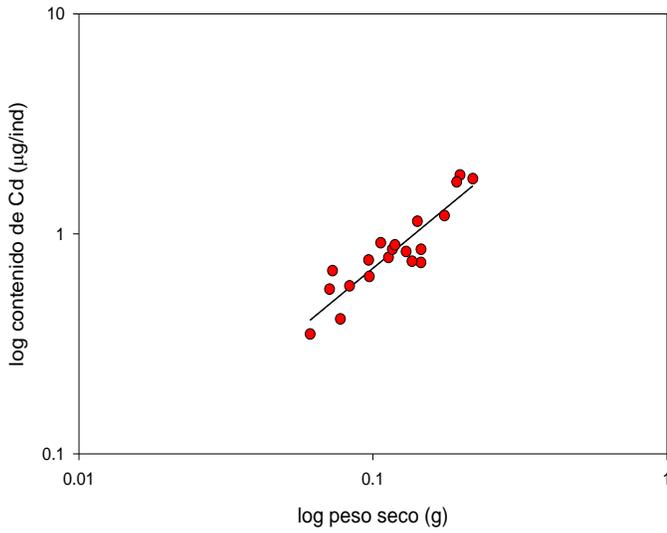
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus moctezumensis
Río Axtla-Diciembre 2006



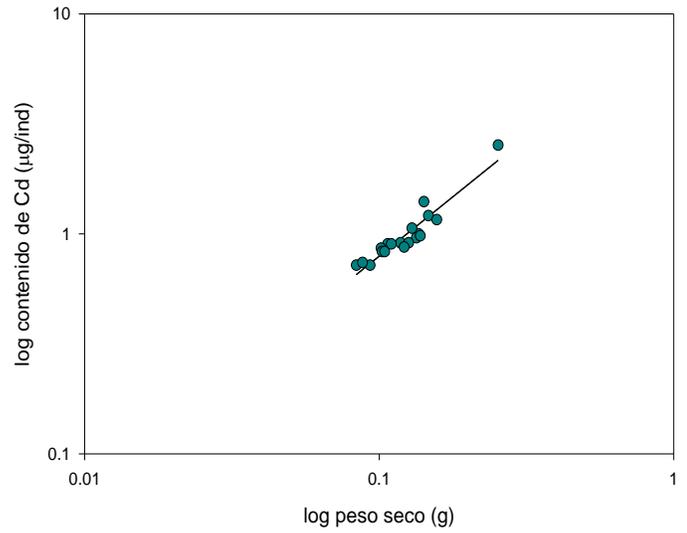
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus sp
Río Amajac-Claro, Diciembre 2006



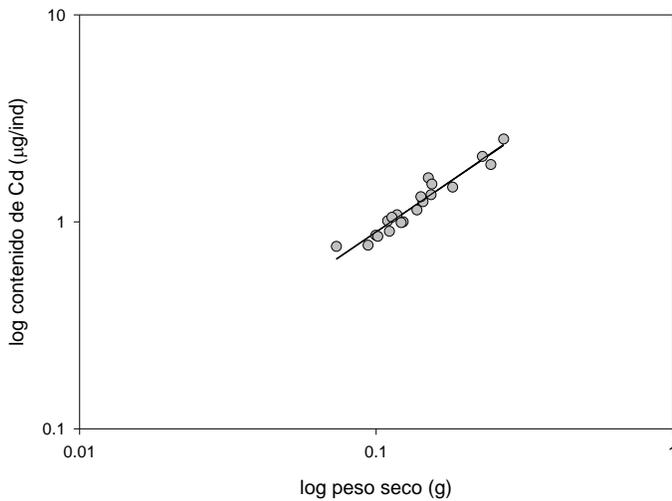
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy. Diciembre 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus vallesensis
Río Valles, Santa Rosa. Diciembre 2006

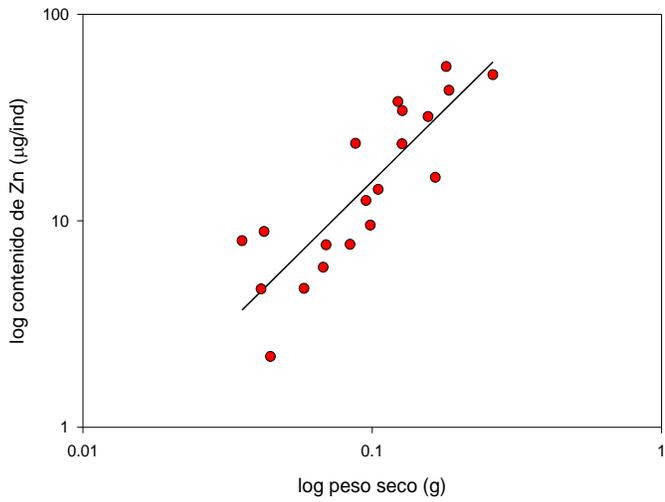


Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Cd ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles, Los Nopales. Diciembre 2006

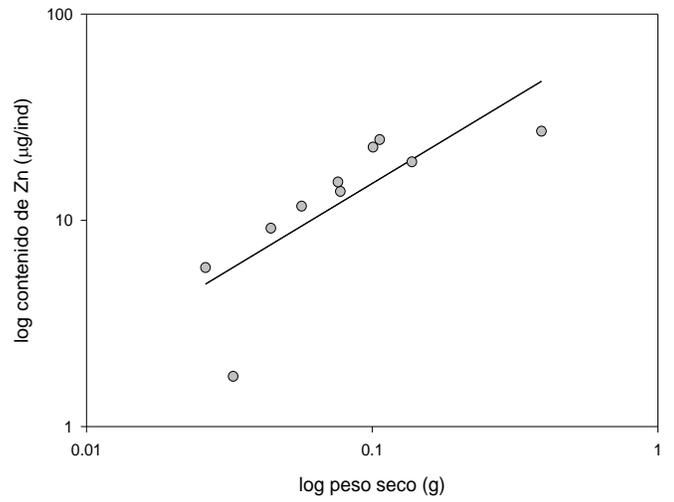


Figuras A11. Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/L}$) en las especies identificadas en los ríos bajo estudio de la Huasteca Potosina en diciembre de 2006.

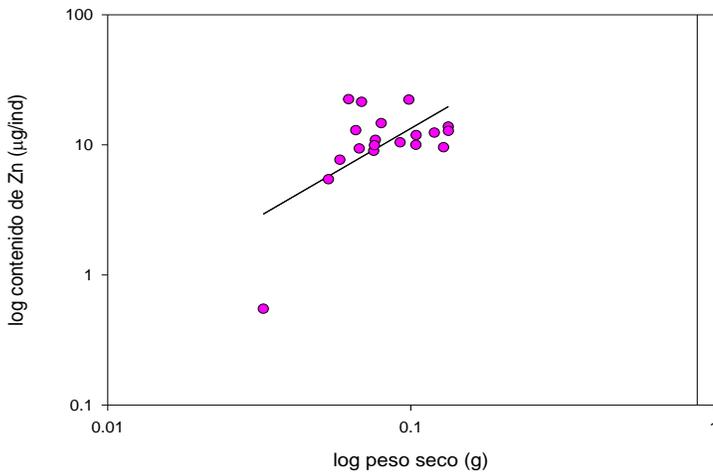
Relación entre el log peso seco (g) y contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus varios
Río Axtla. Diciembre 2006



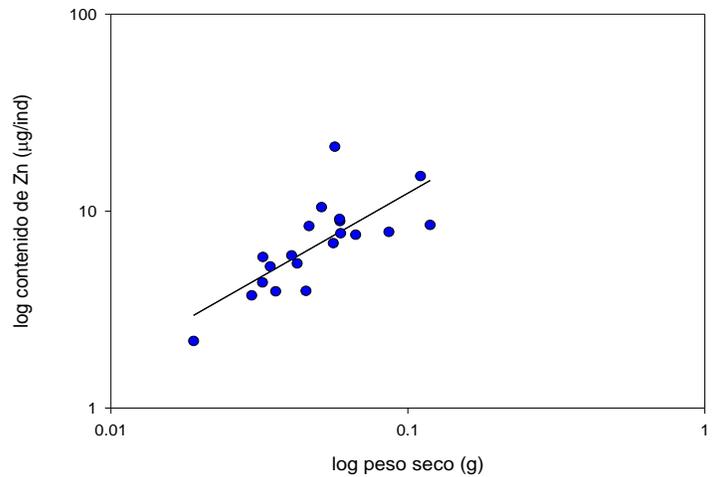
Relación entre el log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Corbicula fluminea
Río Axtla, Diciembre 2006



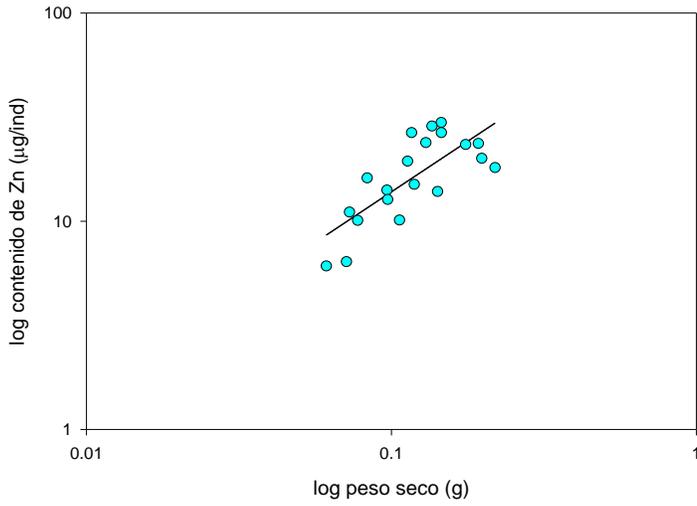
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn ($\mu\text{g/ind}$)
Pachychilus moctezumensis
Río Axtla. Diciembre 2006



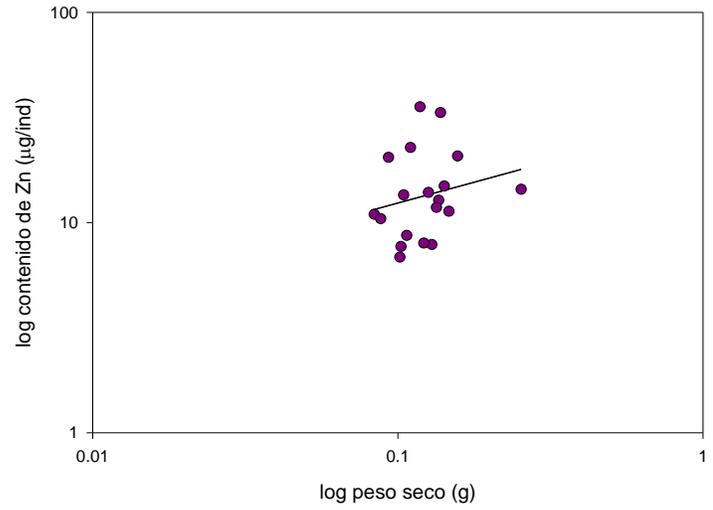
Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn
Pachychilus sp
Río Amajac-Claro. Tamazunchale. Diciembre 2006



Relación entre el peso seco (g) y contenido de Zn ($\mu\text{g}/\text{ind}$)
Pachychilus monachus
Río Coy, Tamuín, S.L.P. Diciembre 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn
Pachychilus vallesensis
Río Valles, Santa Rosa. Diciembre 2006



Relación entre log peso seco (g) y log contenido de Zn
Thiara (melanoides) tuberculata
Río Valles, Los Nopales. Diciembre 2006

