



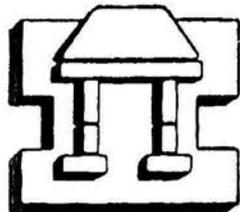
# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
IZTACALA

“ Interacciones entre diferentes concentraciones de alimento y varios niveles de cadmio, sobre el crecimiento poblacional de los cladóceros *Moina macrocopa* y *Macrothrix triserialis*: Pruebas de toxicidad aguda y crónica.”

**T E S I S**  
PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
**B I O L O G O**  
P R E S E N T A:  
**GERARDO GARCÍA GARCÍA**

DIRECTOR DE TESIS: DRA. NANDINI SARMA



TLALNEPANTLA, ESTADO DE MÉXICO.

2002



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



U.N.A.M. CAMPUS

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis Papas José García y Juanita García con mucho cariño, ya que me han apoyado durante todos mis estudios incondicionalmente, y sin su ayuda nunca hubiera logrado llegar hasta este punto en mi carrera y mi vida, los amo mucho por todo lo que me enseñaron y por los valores que me inculcaron.

A la Dra. Nandini Sarma por su valiosísima ayuda para la realización de esta Tesis, y por ser sin temor a equivocarme la mejor Tutora que puede existir, ya que se entrega por completo para ayudar a sus alumnos.

Para el Dr. S.S.S. Sarma por sus acertados consejos y asesoramiento durante la realización de este trabajo.

Para el Dr. Pedro Ramírez García, el Dr. Alfonso Lugo Vazquez y al M. en C. Sergio Cházaro Olvera, por sus valiosos comentarios y por su apoyo académico.

## ÍNDICE

IZT.

I.....	ÍNDICE
II.....	ÍNDICE DE GRÁFICAS Y TABLAS
III.....	RESÚMEN
1.....	INTRODUCCIÓN
9.....	ANTECEDENTES
13.....	OBJETIVOS
14.....	MÉTODO
17.....	RESULTADOS
36.....	DISCUSIÓN
44.....	CONCLUSIONES
45.....	BIBLIOGRAFÍA

## ÍNDICE DE GRÁFICAS Y TABLAS

- 23.....GRÁF. 1-CONCENTRACIÓN LETAL 50 (CL<sub>50</sub>).
- 24.....GRÁF. 2-CRECIMIENTO POBLACIONAL DE *M. triserialis* (0.5x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup>).
- 25.....GRÁF. 3-CRECIMIENTO POBLACIONAL DE *M. triserialis* (2x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup>).
- 26.....GRÁF. 4-CRECIMIENTO POBLACIONAL DE *M. macrocopa* (0.5x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup>).
- 27.....GRÁF. 5-CRECIMIENTO POBLACIONAL DE *M. macrocopa* (2x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup>).
- 28.....GRÁF. 6-DENSIDAD MÁXIMA POBLACIONAL DE *M. triserialis*.
- 29.....GRÁF. 7-DENSIDAD MÁXIMA POBLACIONAL DE *M. macrocopa*.
- 30.....GRÁF. 8-DÍA DE DENSIDAD MÁXIMA POBLACIONAL DE *M. triserialis*.
- 31.....GRÁF. 9-DÍA DE DENSIDAD MÁXIMA POBLACIONAL DE *M. macrocopa*.
- 32.....GRÁF. 10-TASA DE CRECIMIENTO (r) DE *M. triserialis*.
- 33.....GRÁF. 11-TASA DE CRECIMIENTO (r) DE *M. macrocopa*.
- 34.....TABLA 1-ANOVAS DE *M. triserialis*.
- 35.....TABLA 2-ANOVAS DE *M. macrocopa*.

## RESUMEN

El grupo de los Cladóceros es muy importante en los cuerpos de agua, por formar parte esencial de la cadena alimentaria formando el eslabón entre los productores primarios (fitoplancton) y los consumidores secundarios (planctívoros) y su participación en la regulación de la cantidad de algas. Estos organismos se emplean en ecotoxicología para observar el efecto de los contaminantes en el ambiente y su biota, como es el caso de los metales pesados que pueden progresivamente concentrarse a niveles tróficos mayores en la cadena alimentaria y por consiguiente al hombre. En este trabajo se determinó el efecto de una exposición aguda y crónica con cadmio sobre el crecimiento poblacional de *Macrothrix triserialis* y *Moina macrocopa* alimentados con dos concentraciones de *Chlorella vulgaris* ( $0.5$  y  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ ). En la exposición aguda se obtuvo una  $\text{CL}_{50}$  de  $0.42$  y de  $0.68$   $\text{mg l}^{-1}$  en el orden correspondiente. En la exposición crónica se observa que el cadmio tienen un efecto negativo en el crecimiento poblacional, y que los individuos alimentados con una concentración mayor de algas presentan una mayor resistencia a la exposición de cadmio. Los valores de la Tasa de Crecimiento Poblacional "r" variaron en un intervalo entre  $-0.22$  y  $0.13$  para *M. triserialis* y entre  $-3.0$  y  $0.46$  para *M. macrocopa*. También se observó que *M. macrocopa* es más sensible a los efectos del cadmio que *M. triserialis*.

## INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, los problemas de contaminación del agua han recibido una mayor atención tanto en los países industrializados como en los que están en desarrollo (Baudo, 1987). Entre los contaminantes acuáticos más importantes se encuentran los metales pesados (Fargasova, 1994), ya que las descargas de dichos materiales provenientes de las industrias representan un serio problema de contaminación del agua debido a las propiedades tóxicas de estos metales y a sus efectos adversos en la calidad del agua (Cañizares-Villanueva, 1999). Aunque algunos metales pesados como magnesio, hierro, cobre y zinc son micronutrientes esenciales, otros como el cadmio, mercurio y plomo no son requeridos por ningún organismo ni siquiera en pequeñas cantidades (Chen & McNaught; Laws, 1993; Zou, 1996).

La mayoría de los metales son poco solubles en aguas con un pH neutro ó básico, asimismo una gran proporción de lo que se disuelve es absorbido rápidamente por materia particulada o asimilada por organismos vivientes. Los valores de la concentración de metales en los sedimentos de la desembocadura de los ríos y que conllevan una carga de metales pesados hacia el mar pueden llegar a ser de entre  $10^3$  a  $10^9$  más grande que los valores de concentración en el agua del río y en el agua del mar. Bajo condiciones apropiadas estos metales pueden lixiviarse fuera de los sedimentos durante mucho tiempo después de que las descargas de contaminantes han sido detenidas, y continuar contaminando la columna de agua. Por lo tanto el análisis de las concentraciones de metales en partículas en suspensión, en organismos acuáticos y en los sedimentos provee una información más fina de la contaminación por metales que la misma medición de las concentraciones de metales disueltos en el agua (Laws, 1993).

El hecho que las concentraciones de metales en los organismos acuáticos sea, por lo general mayor en varios órdenes de magnitud que las concentraciones de los mismos en el agua, lleva a una conclusión: que los metales se acumulan progresivamente hasta alcanzar niveles tróficos superiores en cadenas alimentarias acuáticas debido a un proceso que se denomina magnificación de la cadena alimentaria (Montague & Montague, 1971). Por otro

lado se observa un amplio intervalo de concentraciones en diferentes partes de un mismo organismo (Knauer & Martin, 1972) reflejando la importancia de los factores bioquímicos que afectan la relativa tendencia de algunos tejidos para concentrar contaminantes, por lo cual diferencias bioquímicas o fisiológicas pueden jugar un papel importante o ser la causa por la cual ciertos organismos concentran contaminantes en un nivel más alto que otros, sin tener en cuenta la posición relativa de los organismos en la cadena alimentaria. En general, se puede atribuir esta diferencia de concentraciones a diferencias en la tendencia de los metales para unirse a los varios grupos moleculares encontrados en las células de cada organismo (Laws, 1993).

Todos los metales muestran una gran afinidad por el sulfuro, y metales como el cadmio, mercurio y plomo ejercen grandes efectos tóxicos por combinarse con el sulfuro contenido en los aminoácidos de las proteínas, lo cual interfiere con los procesos de mediación enzimática y/o desbaratando la estructura celular. Aunque las proteínas particulares que son atacadas por estos metales pueden diferir de un metal a otro, la interacción bioquímica subyacente es común para todos (Laws, 1993).

Debido a su extrema toxicidad, el cadmio ha sido incluido dentro del grupo del Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) como uno de los tres iones metálicos más peligrosos para la salud humana (Taylor et al., 1982). Con respecto a la toxicidad del Cadmio (Cd), sólo una especie química, el ion  $Cd^{2+}$  ejerce un efecto tóxico (Laws, 1993). El cadmio es usualmente encontrado en muy bajas concentraciones en rocas y en el suelo, aunque concentraciones de Cd tan altas como 100 ppm son algunas veces encontradas en rocas fosfáticas, estos no son depósitos minerales suficientemente ricos en Cd para garantizar la extracción de cadmio *per se*. En lugar de eso el cadmio es obtenido invariablemente como un sub-producto de la extracción de otros metales, principalmente minas de sulfuro o zinc y en menor grado plomo y cobre. La producción de Cd se ha incrementado constantemente, de cerca de 2000 toneladas a principios de 1930 a arriba de 15,000 toneladas en los 1970. Para 1993 la producción fue de cerca de 21,000 toneladas por año, y las principales naciones productoras de Cd en orden de importancia eran la Unión Soviética, Japón, Bélgica, Canadá, y los Estados Unidos. El Cd se utiliza para construcción de baterías recargables de Niquel-

Cadmio, electrochapado para prevenir la corrosión, como pigmento, estabilizador de plásticos, para producir aleaciones, en soldaduras, como pesticida, en dispositivos de detección de humo, en celdas solares, en fotoceldas y pantallas de rayos X ( Laws, 1993).

El cadmio puede ser liberado hacia el ambiente por medios naturales o por actividades antropogénicas, debido a estas últimas, el flujo atmosférico se ha incrementado por lo menos una orden de magnitud. Los flujos naturales a la atmósfera son principalmente las erupciones volcánicas, por una contribución de la vegetación resultado del exudado de plantas (Nriagu,1988), incendios forestales debido a la presencia de Cd en árboles y otros tipos de vegetación. Los flujos antropogénicos provienen principalmente de emisiones resultantes de la minería, extracción y procesamiento de zinc, cobre y plomo, esto libera mas de la mitad del flujo total a la atmósfera, el reprocesamiento de metales chapados y galvanizados introduce una cantidad significativa de Cd en la atmósfera. Otras fuentes son la incineración de sedimentos provenientes de aguas residuales y madera pintada con pintura que contiene Cd, la volatilización de Cd de campos fertilizados con fosfatos los cuales contienen cadmio (OECD,1975). La presencia del Cd como impureza en los combustibles fósiles se libera a la atmósfera en cantidades de cerca de 65 toneladas por año (Nriagu,1980), o en la quema de neumáticos, entre otras cosas ( Laws, 1993).

La eficiencia de absorción del cadmio por los intestinos es de 5%, y bajas reservas de hierro en el cuerpo o una deficiencia de calcio puede incrementar la absorción hasta 10-20%; la eficiencia de absorción por medio de los pulmones es de 10-60%. La ingestión de Cd en USA es de cerca de 30µg/día, en Europa de 20µg/día y en Japón es de 40-50µg/día, aunque en fumadores y personas que están ocupacionalmente expuestas al cadmio es mayor. Una vez ingerido, el Cd es transportado a todo el cuerpo por el flujo sanguíneo, sin embargo casi todos los órganos absorben algo de cadmio, pero las concentraciones más altas se encuentran en el hígado y riñones, cerca de un tercio y una sexta parte respectivamente, de la cantidad total almacenada en el cuerpo. Aunque después de una exposición crónica con bajos niveles del tóxico, una gran parte de los residuos se encuentran en los músculos. Una vez ingerido el Cd posee una vida media en el organismo de 16-33 años, debido a esto se le considera un veneno insidioso ya que la ingestión de solo pequeñas cantidades durante un

periodo de varios años puede provocar la acumulación de niveles tóxicos de Cd en el cuerpo (Laws, 1993).

En la evaluación de la contaminación del agua los estudios de toxicidad son necesarios, ya que las pruebas físicas y químicas no son suficientes para valorar los efectos potenciales de ciertas sustancias sobre la vida acuática. No se puede determinar, por ejemplo, la interacción de los factores químicos y los efectos tóxicos de las materias complejas, las diferentes clases de organismos acuáticos no son igualmente susceptibles a las mismas sustancias tóxicas, ni su susceptibilidad es igual a lo largo de su ciclo vital.

Una prueba de toxicidad acuática es un procedimiento en el que se miden las respuestas de los organismos acuáticos y se utiliza para detectar o medir la presencia o el efecto de una o más sustancias, residuos o factores ambientales actuando aisladamente o en combinación. Estas pruebas son útiles para numerosos propósitos, entre los que se incluyen determinaciones de: (a) adaptación de las condiciones ambientales a la vida acuática; (b) factores favorables y desfavorables del ambiente como OD, pH, temperatura, salinidad o turbidez; (c) efectos de los factores ambientales sobre la toxicidad de los residuos; (d) toxicidad de los desechos sobre una determinada especie; (e) sensibilidad de los organismos acuáticos ante emanaciones o agentes tóxicos; (f) magnitud que ha de tener el tratamiento de los desechos para cumplir con los requerimientos de control de contaminación del agua; (g) efectividad de estos métodos de tratamiento de desechos; (h) tasa de descarga de vertidos permitida; (i) y concordancia entre las normas de calidad del agua, los condicionamientos a los vertidos y los permisos de descarga (APHA, AWWA, WPCF, 1989).

Uno de los aspectos anteriormente mencionado, que tiene gran importancia, es la Ecotoxicología, que estudia los efectos de los contaminantes en el ambiente y su biota. La toxicología acuática es la parte de la ecotoxicología que se encarga del estudio de las sustancias y compuestos extraños presentes en los ecosistemas acuáticos. En 1994, el gobierno de México adoptó una legislación concerniente a los máximos puntos-fuente de niveles de descarga de contaminantes para proteger las aguas de captación. Esta ley Federal

especifica pautas para tóxicos orgánicos e inorgánicos de 28 sectores industriales y métodos analíticos para ser usados en determinar sus concentraciones. Este fue el primer paso de México para proteger sus recursos acuíferos mientras que al mismo tiempo cumplía con los requerimientos legales impuestos por el Tratado de Libre Comercio (INE, 1994; Pica-Granados *et al.*, 2000).

En 1997, la protección del agua sufrió un severo retraso bajo nuevas regulaciones en las cuales:

1. Los compuestos tóxicos orgánicos no se incluían, basados en el argumento de que el personal capacitado para realizar las pruebas era limitada y los fondos para capacitarlos no estaban disponibles.
2. Los bioensayos se declararon como pruebas opcionales a pesar de su aceptación como herramienta indispensable en análisis de riesgo y su bajo costo. Aquí el argumento fue que este método no había sido estandarizado y la información concerniente a su repetibilidad y reproducibilidad no estaba disponible.
3. El criterio de la calidad de agua para desechos industriales se refería sólo a siete metales pesados y algunos parámetros fisico-químicos incluyendo pH, sólidos suspendidos y disueltos, sólidos precipitados, contenido orgánico, contenido de grasa y aceite, y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Los niveles máximos permisibles fueron aquellos generalmente adoptados para aguas de desecho delicadas (Diario Oficial, 1997)

Considerando lo antes mencionado y la necesidad para restablecer el control sobre la descarga de sustancias tóxicas a los cuerpos de agua, la estandarización de las pruebas de toxicidad se volvió urgente. El equipo Mexicano (El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) entonces miembro del International Development Research Centre's WaterTox Network (una red internacional para la estandarización e intercalibración de una batería de métodos de pruebas de toxicidad acuática), tenía una oportunidad para explorar el desarrollo de una batería de bioensayos como una herramienta para monitoreo del agua por contaminación química, adaptable a las necesidades de monitoreo de la toxicidad del agua de países en desarrollo; en los que se incluían bioensayos usando *Vibrio fischeri*, *Daphnia*

*magna* y *Artemia franciscana* como una tecnología alternativa para evaluar la calidad del agua. Dentro de los organismos antes mencionados el Cladocero *Daphnia magna* es muy importante ya que está establecido en la Norma Oficial Mexicana (NOM-074-ECOL-1994) como un organismo utilizable para la determinación de la calidad de los cuerpos de agua, tanto superficiales, subterráneos, así como aguas residuales, provenientes de los diversos giros industriales, efluentes agrícolas, municipales y sustancias puras, combinadas ó lixiviados, mediante pruebas de toxicidad.

Los Cladóceros son pequeños crustáceos, con una longitud comprendida entre 0.2 y 3.5 mm, los cuales han sido usados para bioensayos desde hace 50 años por Naumman (Baudo, 1987; Dodson & Frey, 1991). Estos organismos constituyen un grupo ampliamente distribuido. Se pueden encontrar desde el Ártico hasta latitudes tropicales, habitando en mares, lagos, ríos, arroyos, estanques, charcos, e inclusive se han encontrado en agua atrapada en musgos que cuelgan de los árboles. Tienen un extenso intervalo de tolerancia a la salinidad, pudiendo vivir en aguas casi destiladas, aguas oceánicas con 3.2% de salinidad y hasta en lagos aún mas salinos que el agua de mar con un 5% o más de salinidad. Además pueden vivir en aguas duras ó suaves con menos de 20mg/L de calcio y toleran un pH ácido de hasta 3.8 (Hutchinson, 1967; Dodson & Frey, 1991).

Dichos organismos pueden alimentarse de una gran variedad de pequeñas partículas tales como bacterias, algas, protozoos, rotíferos, cladóceros y pequeños crustáceos. Ellos obtienen su alimento filtrando el agua, en el caso de los herbívoros, o atrapando a su presa y succionando los fluidos corporales o aún comiendo enteras a sus presas en el caso de los planctívoros (Dodson & Frey, 1991; Ruppert & Barnes, 1996).

La importancia de los cladóceros en los cuerpos de agua radica principalmente en que forman parte importante de la cadena alimentaria (Zou, 1996), formando el eslabón entre los productores primarios (fitoplancton) y los consumidores secundarios (planctívoros). Aunque también existen cladóceros planctívoros, lo que los convierte en los principales consumidores primarios y secundarios de los lagos. También son importantes porque regulan la cantidad de algas contenidas en un cuerpo de agua y además, debido a la gran

eficiencia del mecanismo de filtración, algunos organismos de este grupo son capaces de alimentarse de bacterias contenidas en el agua (Dodson & Frey, 1991).

Actualmente existe amplia información de los cladóceros en diversos aspectos como: características anatómicas externas e internas, morfología funcional, fisiología, adaptaciones fisiológicas, evolución, ciclo de vida, especiación, distribución, comportamiento ecológico, relaciones ecológicas, regulación de la población, rol funcional en el ecosistema, acuicultura y ecotoxicología entre otras (Dodson & Frey, 1991; Ruppert & Barnes, 1996). Toda esta información disponible hace que sea posible comparar su comportamiento en situaciones normales y bajo algún tipo de estrés.

Los cladóceros son usados extensamente en bioensayos de toxicidad aguda y crónica como organismos de prueba para cuantificar la toxicidad de efluentes de solo un compuesto (Khangarot & Ray, 1989) y mezclas complejas (Enserink *et al.*, 1982) y además es un indicador biológico en efluentes que reciben los ecosistemas acuáticos (EPA, 1991). El realizar este tipo de estudios ecotoxicológicos con cladóceros representa muchas ventajas, ya que las pruebas con estos organismos son rápidas debido a su ciclo de vida tan corto, son muy económicos de mantener y su tamaño es pequeño. Estas características permiten que sea más fácil trabajar con ellos, además su reproducción es por partenogénesis por lo que conservan sus características genéticas, alcanzan la madurez sexual en un tiempo muy corto y se cuenta con progenie muy pronto (Lozano, 1997). Tienen una amplia distribución, alta significancia ecológica (Elnabarawy *et al.*, 1986) y son muy vulnerables a la contaminación por metales pesados (Zou, 1996).

El motivo de utilizar estas dos especies es comparar el comportamiento agudo y crónico de *Macrothrix triserialis*, que es una especie litoral y puesto que los metales pesados presentan la tendencia a sedimentarse, y depositarse en el sedimento de los cuerpos de agua, por lo que estos organismos se encuentran en contacto más directo con los metales por vivir sobre el piso de la zona litoral de los cuerpos de agua (Newman y McIntosh, 1991; Laws, 1993). En comparación con las especies pelágicas, no existen trabajos relacionados con especies litorales por lo que es necesario realizar estudios con este grupo de organismos. Por otra

parte *Moina macrocopa* la cual es una especie pelágica, es una especie más abundante, presenta un ciclo de vida más corto, su tasa de fertilidad es mayor y está más ampliamente distribuida que *D. magna*, con la cual se han realizado la mayoría de trabajos y no se emplean otras especies con las que se podrían obtener mejores resultados. *D. magna* además es una especie que no se encuentra en ninguna parte de la Republica Mexicana, esto hace una mejor candidata a *M. macrocopa* para ser utilizada en las pruebas de toxicidad en nuestro país.

## ANTECEDENTES

Andersen *et al.* (1998) realizaron un estudio de toxicidad aguda del amonio sobre el cladóceros *Ceriodaphnia dubia* observando que este tóxico tiene un efecto negativo sobre los organismos ya que mientras mayor sea la concentración del agente tóxico mayor será el porcentaje de mortalidad observado. También comentan que la toxicidad del amonio sobre los organismos acuáticos es principalmente causada por la forma des-ionizada del mismo y la concentración que se encuentre de éste en el medio es dependiente de la temperatura, el pH y la concentración de amonio.

IZT.

Baudo (1987), hizo una evaluación del género *Daphnia* como alternativa para las pruebas de toxicidad y observó que estos organismos son magníficos candidatos para las pruebas ecotoxicológicas, ya que cumplen con los criterios de la USEPA para la selección de especies para pruebas de este tipo y además con los criterios propuestos por Buikema *et al.* (1982).

Cañizares-Villanueva *et al.* (1999), elaboraron un estudio de toxicidad aguda con *D. magna* utilizando efluentes en los cuales previamente se utilizaron 2 cultivos distintos de *Chlorella vulgaris* (algas inmovilizadas y algas en suspensión) para remover Cd y Zn y una mezcla de ambos metales, observando que en general el cultivo de *Chlorella* inmovilizada tuvo un mayor porcentaje de remoción de metales, y además que los valores de la Concentración Letal Media (CL<sub>50</sub>) obtenidos para los cultivos inmovilizados fueron más altos que los obtenidos para los cultivos en suspensión, esto se debió posiblemente a que la composición de los efluentes tratados con algas se modificó debido al ajuste metabólico del cultivo inmovilizado, causando la evidente reducción de la sensibilidad al metal, la cual puede ser mediada por un compuesto orgánico (quelante) excretado por las algas.

Fargasova (1994), empleó a *Daphnia magna* y a *Tubifex tubifex*, que son dos organismos importantes en la cadena alimentaria, a los cuales se les realizó CL<sub>50</sub> con seis metales diferentes (As, Pb, Cr<sup>+1</sup>, Cr<sup>+2</sup>, Hg y Cd) en forma de sales; observó que *T. tubifex* es más resistente a los efectos tóxicos de los metales pesados pero entre ambas especies existen



diferencias entre qué metal es más tóxico para cada una de las especies. Además observó que los efectos tóxicos de los metales pueden variar dependiendo de los factores ambientales (como pH, temperatura, etc.), de las propiedades fisicoquímicas del agua, los elementos probados y las especies biológicas empleadas.

Hartgers *et al.* (1998), estudiaron el efecto crónico de una mezcla de tres herbicidas (atrazine, diuron y metolachlor) sobre doce microcosmos en condiciones de laboratorio, observando una disminución pequeña pero significativa en la abundancia de *Daphnia galeata*, la cual es uno de los organismos zooplanctónicos representativos de estos microcosmos.

Knops *et al.* (2001) en un trabajo reciente de investigación presentan la relación entre los cambios en la fisiología energética de *Daphnia magna* y alteraciones de crecimiento, desarrollo y reproducción, encontrando que los químicos no cambian los costos metabólicos, sin embargo, inducen alteraciones en la ganancia neta de carbono, crecimiento, reproducción y del rango intrínseco de incremento natural.

Lozano (1997), realizó algunos experimentos para determinar la toxicidad de diferentes tipos de residuos de tipo sólido, líquido y composta mediante bioensayos con semillas de rábano y *Daphnia magna*, observó que dicha agua no resultaba perjudicial para las semillas de rábano, sin embargo para *Daphnia magna* resultó ser muy tóxica, esto posiblemente debido a que las plantas necesitan algunos micro y macro nutrientes para el desarrollo, los cuales pueden estar presentes en los residuos o bien ser el producto de la transformación ó degradación de los residuos pero sin ser perjudiciales para su crecimiento.

Martínez-Jerónimo *et al.* (1994) observaron el efecto de la concentración de comida en la toxicidad crónica del dodecil sulfato de sodio con *D. magna* y encontraron que cuando la concentración de alimento es muy alta en las pruebas de toxicidad crónica, esto puede tener una influencia negativa en la sobrevivencia y reproducción de los individuos, debido a que un exceso de alimento puede causar una oclusión mecánica de las estructuras de filtración o

una sobre-colección de partículas y por consiguiente una alta eliminación de comida que no ha sido asimilada.

Ribeiro *et al.* (2000) estudian el tiempo de sobrevivencia de *Ceriodaphnia dubia* en aguas ácidas contaminadas con metales pesados y encontraron que los valores de pH bajos afectan significativamente el tiempo de sobrevivencia de dicho organismo.

Wogram *et al.* (2001) realizan una clasificación de 16 ordenes de macroinvertebrados (Amphipoda, Basommatophora, Cladocera, Coleoptera, Copepoda, Decapoda, Diptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Hirudinea, Isopoda, Lamellibranchia, Megaloptera, Monotocardia, Odonata, Oligochaeta, Ostracoda, Plecoptera, Trichoptera y Tricladida), en cuanto a la sensibilidad a los compuestos tóxicos orgánicos y metales pesados comparándolos con *Daphnia magna*, y encontraron que en lo que se refiere a los metales pesados, solo otra especie de cladóceros fue más sensible que *Daphnia magna* y todos los demás grupos de organismos resultaron ser menos sensibles; sin embargo para los compuestos orgánicos se encontraron cinco grupos más sensibles incluyendo la otra especie de cladóceros.

Zou (1997) realizó un estudio de los efectos de una exposición subletal de cloruro de zinc sobre la reproducción de la pulga de agua *Moina irrasa* (cladóceros) y observó que el zinc en bajas concentraciones es benéfico ya que es capaz de estimular la alimentación de este organismo por lo tanto incrementa el tamaño de Población, además de que el zinc está envuelto en procesos endocrinos de reproducción (es posible que cierto grado de acumulación pueda conducir a la reproducción de dichos individuos) sin en cambio en concentraciones más altas de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  el efecto puede ser inhibitorio.

Otros trabajos relacionados al problema que nos ocupa son:

Gonzalez *et al.* (1998) realizan un estudio sobre cadmio y plomo en una cadena alimentaria marina, en donde encontraron que los organismos detritófagos son importantes en la incorporación de los metales a niveles más altos de la cadena alimentaria ya que estos organismos filtran los sedimentos en busca de su alimento, que es la principal fuente de

metales pesados en el agua de mar. La materia particulada se deposita en los sedimentos ocasionando que los metales se acumulen en las branquias y en el estómago de estos individuos, y estos mismos al ser ingeridos por otros organismos ocasionan que los metales sean transferidos a los niveles superiores de la cadena alimentaria.

Sarma *et al.* (2000), comparan la sensibilidad de dos especies de rotíferos *Brachionus patulus* y *Brachionus calyciflorus*, a tres metales pesados (Cd, Cu y Hg) y utilizando dos niveles de alimentación,  $1 \times 10^6$  y  $3 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* observaron que una concentración más alta de algas puede ayudar a la detoxificación parcial de los metales probados, presentándose un incremento en la sobrevivencia en altas concentraciones de metales pesados.

Vanegas *et al.* (1997) realizan un estudio de la toxicidad aguda y el sinergismo del cadmio y el zinc en individuos juveniles de camarón blanco (*Penaeus setiferus*) en donde se encontró que la sensibilidad al cadmio fue 44 veces más grande que para el zinc, esto debido a que en organismos acuáticos, la sensibilidad a los metales pesados está relacionada a la actividad biológica del metal, y el zinc es un metal esencial que es regulado por los crustáceos decápodos, mientras que el cadmio no tiene ninguna función biológica. También se observó que este camarón es menos susceptible a los efectos tóxicos del zinc que *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*. Además la mezcla de ambos metales, presentaron una acción sinérgica, es decir que la toxicidad se incrementa cuando ambos metales están presentes.

Villegas-Navarro *et al.* (1989) estudiaron la acumulación diferencial del zinc, cobre y plomo en el ciclido de Texas (*Cichlasoma cyanoguttatum*), en principio encontraron que la concentración en el agua de los tanques de cultivo fue la más alta para el cobre, seguida por el plomo y por último el zinc, también observaron que por lo menos una fracción de los metales fueron absorbidos por los organismos. Otro punto interesante fue que en el agua de los tanques testigo se encontró una concentración mayor de metales en donde la única fuente de metales posible era la arena colectada en el mismo río donde los peces fueron capturados. Por último se observó que los individuos sí muestran una acumulación

diferencial de metales, se encontraron las menores cantidades de los tres metales en los tejidos musculares, en las vísceras y las branquias se concentraron las mayores cantidades de cobre y plomo y por último observó que los huesos mostraron las mayores concentraciones de zinc.

## OBJETIVOS

Determinar la tolerancia de *Macrothrix triserialis* y *Moina macrocopa* a los diferentes niveles de concentración de cadmio entre los que se presenta una mortalidad del 0% y del 100% (Range Finding Test) utilizando individuos con una edad de  $72 \pm 12$  horas.

Determinar la concentración de cadmio en la cual se presenta un 50% de mortalidad ( $CL_{50}$ ) utilizando *Macrothrix triserialis* y *Moina macrocopa* con una edad de  $72 \pm 12$  horas.

Determinar el efecto de una exposición prolongada de diferentes niveles de cadmio de acuerdo a la alimentación con dos concentraciones distintas de alimento (*Chlorella vulgaris*), sobre el crecimiento poblacional de *Macrothrix triserialis* y *Moina macrocopa*.

## MÉTODO

Las cepas de cladóceros *Macrothrix triserialis* y *Moina macrocopa* fueron aisladas respectivamente de un pequeño estanque en el estado de Veracruz y del embalse Manuel Avila Camacho en el Estado de Puebla. La primer especie tiene un tamaño promedio de 779.89  $\mu\text{m}$  de longitud, 418.54  $\mu\text{m}$  de ancho y un peso de 25.75  $\mu\text{g}$  (Enríquez, 2002) en comparación con *Moina macrocopa* la cual tiene un tamaño promedio de 1170.62  $\mu\text{m}$  de longitud, 795.32  $\mu\text{m}$  de ancho y un peso de 31.04  $\mu\text{g}$  (Nandini Sarma comunicación personal).

Todos los cultivos se iniciaron usando una hembra grávida y se mantuvieron en condiciones de laboratorio con una dieta de *Chlorella vulgaris* (1 a  $2 \times 10^6$  cels ml<sup>-1</sup>, 12 luz: 12 obscuridad,  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ ) por más de un año antes de ser usadas en este experimento. Durante este tiempo los individuos se adaptaron a las condiciones de laboratorio. Se mantuvieron en EPA ( $\text{NaHCO}_3$  96 mg L<sup>-1</sup>;  $\text{CaSO}_4$  60 mg L<sup>-1</sup>;  $\text{MgSO}_4$  60 mg L<sup>-1</sup>; KCl 4 mg L<sup>-1</sup>) como medio de cultivo, el cual se cambia dos veces por semana. Las microalgas se cultivan en medio Bold y agua destilada en botellas de 2 L y administrando bicarbonato de sodio cada tercer día como fuente de carbono para las algas, y con una iluminación constante de 24 horas/día. Después de alcanzar su máximo crecimiento poblacional fueron retiradas y colocadas en un cuarto frío a una temperatura aproximada de  $4^\circ\text{C}$ , una vez sedimentada las algas, se decantan las botellas para concentrarlas en una sola, posteriormente se hace un conteo con una cámara de Neubauer para conocer con que concentración de algas se va a trabajar.

La fase experimental se dividió en 3 etapas:

### A) Encontrando el intervalo de prueba(Range Finding Test)

Se pusieron 10 individuos de cada especie con una edad de  $72 \pm 12$  horas en recipientes de vidrio, con 7 diferentes concentraciones (0.001, 0.005, 0.01, 0.05, 0.1, 1, 10 mg L<sup>-1</sup> y un testigo) de cloruro de cadmio (reactivo grado analítico, de la marca Productos Químicos Monterrey), en un volumen total de 50 ml de EPA y con *Chlorella vulgaris* como alimento a una concentración de  $0.5 \times 10^6$  cels ml<sup>-1</sup>, con el fin de encontrar las concentraciones entre las cuáles casi todos los individuos permanecieron con vida y en donde todos los individuos

murieron, después de 24 horas de exposición al tóxico contándolos en una caja de acrílico (de 5 x 5 cm y una profundidad de 1.5 cm aproximadamente) con ayuda de un microscopio estereoscópico NIKON (Mod. SMZ645) y una pipeta Pasteur.

### **B) Concentración Letal Media (CL<sub>50</sub>)**

Se colocaron 20 individuos de cada especie con una edad de 72±12 horas en recipientes de vidrio, cada grupo se mantuvo en seis niveles distintos de cloruro de cadmio 0.05, 0.1, 0.2, 0.4, 0.8 y 1.6 mg L<sup>-1</sup> (estas concentraciones se determinaron con base en el intervalo encontrado en la primera etapa) y un testigo. Se empleó una concentración de alimento de 0.5x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup> de *Chlorella vulgaris* y cada una de las concentraciones tuvo 3 repeticiones. El número de individuos muertos fue contado después de 24 horas en una caja de acrílico (de 5 x 5 cm y una profundidad de 1.5 cm aproximadamente) con ayuda de un microscopio estereoscópico NIKON (Mod. SMZ645) y una pipeta Pasteur. Se utilizó el método de probit (Finney, 1971) para determinar la concentración a la cual se presentó el 50% de mortalidad en los individuos.

### **C) Crecimiento Poblacional**

Se introdujeron 20 individuos de cada especie en 6 niveles distintos de cloruro de cadmio 0.005, 0.01, 0.02, 0.04, 0.08 y 0.16 mg L<sup>-1</sup> para *M. triserialis* y 0.0106, 0.021, 0.042, 0.085, 0.17, 0.34 mg L<sup>-1</sup> en el caso de *M. macrocopa* (con base en los resultados obtenidos en la CL<sub>50</sub> de cada especie) y un testigo (sin tóxico) en un volumen total de 50 ml de EPA. En este caso se utilizaron dos concentraciones de alimento para cada una de las diferentes concentraciones de tóxico (0.5x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup> y 2x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup> de *Chlorella vulgaris*) y con 3 repeticiones cada una de las combinaciones.

Estos experimentos duraron diferentes tiempos para cada una de las especies, debido a que cada una presenta una duración del ciclo de vida distinto con respecto a la otra. El Tiempo se determinó tomando como base cuando se observó que en las curvas de los crecimientos poblacionales de los individuos alimentados con una concentración de algas de 2x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup> presentaron una asíntota o una disminución de la población en cada una de las especies antes mencionadas.

Durante la duración de los experimentos (la cual fue de 31 días para *M. triserialis* y de 15 días para *M. macrocopa*) se registró diariamente el crecimiento poblacional contando todos los individuos en una caja de acrílico (de 5 x 5 cm y una profundidad de 1.5 cm) con ayuda de un microscopio estereoscópico NIKON (Mod. SMZ645) y una pipeta Pasteur, trasladándolos a otro recipiente de vidrio con medio EPA y con la misma concentración de tóxico y de alimento antes establecida para cada grupo y repetición.

Los resultados obtenidos se analizaron para determinar si existía una diferencia significativa entre ellos por medio de ANOVA de dos factores y prueba de F.

## RESULTADOS

Todas las concentraciones usadas son concentraciones nominales.

### Encontrando el intervalo de Prueba (Range finding test)

Los resultados obtenidos fueron los siguientes, en el caso de *M. triserialis* se encontró una mortalidad del 100% en la concentración de 10 mg L<sup>-1</sup> que fue la concentración más alta empleada en esta prueba, en la siguiente concentración, de 1 mg L<sup>-1</sup> se observó una mortalidad del 70% y por último, en todas las otras concentraciones (0.1, 0.05, 0.01, 0.005, y 0.001 mg L<sup>-1</sup>) no se observó mortalidad, puesto que todos los individuos sobrevivieron a la exposición de cadmio.

Para *M. macrocopa* se obtuvieron resultados muy similares a los de la especie antes mencionada se presentó una mortalidad del 100% en la concentración más alta de cadmio (10 mg L<sup>-1</sup>) en la concentración de 1 mg L<sup>-1</sup> se observó una mortalidad del 60% y por último en todas las concentraciones restantes (0.1, 0.05, 0.01, 0.005, y 0.001 mg L<sup>-1</sup>) no se observó mortalidad.

### Concentración Letal Media (CL<sub>50</sub>)

Con base en el Bioensayo de Toxicidad Aguda se observó que el valor obtenido de la CL<sub>50</sub> para *M. triserialis* fue de 0.42 mg L<sup>-1</sup> y en el caso de *M. macrocopa* el valor obtenido de CL<sub>50</sub> fue 0.68 mg L<sup>-1</sup> (Fig. 1).

### Crecimiento Poblacional

Con base en el Bioensayo de Toxicidad crónica se obtuvo que en la prueba con *M. triserialis*, con una concentración de alimento de 0.5x10<sup>6</sup> cels ml<sup>-1</sup> de *Chlorella vulgaris*, se observó que los individuos que no se les administró tóxico (testigo) tuvieron un aumento de la población, posteriormente comenzó a decaer, pero a partir del día veinte el cual es el día con más baja sobrevivencia comenzaron a recuperarse presentando una estabilización de la población.

Para las poblaciones a las cuales se les administró tóxico en una concentración de 0.005, 0.01, 0.02 y 0.04 mg L<sup>-1</sup> se observó un comportamiento similar entre ellos y el testigo, sin embargo en este último la población fue capaz de recuperarse nuevamente lo cual no se

observó en ninguno de los otros grupos mencionados en los cuales se obtuvo un aumento en la cantidad de individuos y posteriormente comenzó a disminuir la población paulatinamente sin observarse alguna tendencia a recuperarse.

En la concentración de  $0.08 \text{ mg L}^{-1}$ , la población, los primeros días presenta un crecimiento similar a los antes mencionados pero a partir del día siete comienza a disminuir con mayor rapidez que en los tratamientos anteriores llegando hasta un punto en el cual ya no fue capaz de recuperarse por lo que ya no logró sobrevivir ningún individuo y en el día veinticuatro se presentó la pérdida total de la población. Por último, en la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$  se presentó un pequeño crecimiento poblacional seguido por un decaimiento muy rápido llegando a desaparecer por completo el día 11 de exposición al cadmio (Fig. 2).

En el caso de *M. triserialis* (con una concentración de alimento de  $2 \times 10^6 \text{ cels ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris*) se observó que en los individuos del grupo testigo se pudo apreciar un pico de crecimiento bastante claro, observándose un aumento constante de la población a más de 200 ind./ml, lo cual no se observó en ningún otro grupo.

En el grupo con  $0.005 \text{ mg L}^{-1}$  la población se mantiene constante durante todo el tiempo de experimentación sin observar alguna tendencia de disminución en la cantidad de individuos. En las concentraciones de 0.01, 0.02, 0.04 y  $0.08 \text{ mg L}^{-1}$  se observó un comportamiento similar entre sí, es decir, presentaron una población que permaneció casi constante durante el experimento pero llegando a un punto en el cual se observa una ligera tendencia de disminución de la población siendo más clara esta tendencia para la concentración de  $0.08 \text{ mg L}^{-1}$  ya que en comparación con los otros grupos experimentales antes mencionados, en esta concentración la población llegó a ser menor que el día cero de experimentación (20 individuos).

Por último en la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$  la población presenta un pequeño aumento en la población pero no llega nunca a las densidades que se observan en los otros grupos. Posteriormente comienza a disminuir la población sin tener la posibilidad de recuperarse y para el día quince de experimentación la población disminuyó por completo (Fig. 3).

Con una concentración de alimento de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* se aprecia un comportamiento similar de *M. macrocopa* entre el grupo testigo y las concentraciones de 0.0106 y 0.021  $\text{mg L}^{-1}$ , en las cuales se observan claramente tres picos de crecimiento, presentándose en la última concentración del tóxico una menor densidad de individuos para el final del experimento en comparación con los otros grupos antes mencionados.

En la concentración de 0.042  $\text{mg L}^{-1}$  sólo se observan dos picos de crecimiento durante todo el tiempo de experimentación. En las últimas tres concentraciones 0.085, 0.17 y 0.34  $\text{mg L}^{-1}$  la población no fue capaz de incrementarse más de 25 individuos y en todos estos últimos grupos se observa una tendencia de disminución de la población, hasta que ya no fue capaz de recuperarse y en la concentración de 0.085  $\text{mg L}^{-1}$  desaparecen en el octavo día del experimento, esto mismo se observó en los dos últimos grupos pero de manera más drástica, ya que la población desapareció en el segundo día de experimentación (Fig. 4).

En lo que se refiere a *M. macrocopa* con una concentración de alimento de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris*, se observó que en el grupo testigo y los tratamientos con una concentración de 0.0106, 0.021 y 0.042  $\text{mg L}^{-1}$  se comportaron de manera parecida, presentando un crecimiento paulatino de la población. En los tres grupos que se les administró tóxico se observó que la población se mantuvo sin muchos cambios durante los primeros cinco días, pero en el día siete se presentó un incremento bastante alto de la población.

En la concentración de 0.085  $\text{mg L}^{-1}$  la población presentó un incremento sin llegar a ser tan grande como en los tratamientos antes mencionados pero después del día cuatro comienza a disminuir hasta que en el día 10 la población se extingue. En las dos últimas concentraciones 0.17 y 0.34  $\text{mg L}^{-1}$  la población se mantiene durante pocos días (6 y 4 respectivamente) antes de morir, observándose desde el primer día un decaimiento de la población (Fig. 5).

## Densidad Máxima

Los valores que se obtuvieron para *M. triserialis* alimentados con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se encontraron en un intervalo entre 67.6 individuos en el testigo y de 28.3 para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$ . En el caso de *M. triserialis* alimentados con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se encontraron en un intervalo entre 215.0 individuos para el testigo y de 34 ind. para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 6).

Para la especie *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se encontraron en un intervalo entre 131.6 individuos en el caso del testigo y de 20.6 ind. para la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$ . Por otro lado para *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se encontraron en un intervalo entre 265.6 individuos para el testigo y de 35.3 ind. en el caso de la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$  del metal pesado (Fig. 7).

De acuerdo con los ANOVAS realizados y a las pruebas de distribución de F para observar la significancia de los Factores se encontró, que la concentración de alimento es muy importante y tiene un efecto bastante significativo ( $P < 0.001$ ) sobre la Densidad Máxima, por otra parte las diferentes concentraciones de cadmio muestran un efecto igual de significativo que el que el obtenido para el alimento ( $P < 0.001$ ) y además en este caso la interacción entre las concentraciones de alimento y las distintas concentraciones de cadmio también muestran un efecto significativo ( $P < 0.001$ ) sobre las densidades máximas de *M. triserialis* y *M. macrocopa* (tabla 1 y 2).

## Día de Densidad Máxima

En los días de observación para *M. triserialis* alimentados con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 17.6 días para el grupo testigo y 5.0 días para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$ . En el caso de *M. triserialis* alimentados con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 23.6 días y 2.6 días para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 8).

Para la especie *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 3.3 en el caso del testigo y de 0.3 días para la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$ . Por otro lado para *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 8.6 días para el testigo y de 1.3 días para la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 9).

De acuerdo a los resultados obtenidos de el ANOVA y las pruebas de distribución de F para observar la significancia de los Factores se encontró, que el alimento otra vez juega un papel muy importante observándose un efecto significativo ( $P < 0.001$ ), al igual que las distintas concentraciones de cadmio las cuales también muestran un efecto sobre el día de densidad máxima de ambas especies *M. triserialis* y *M. macrocopa*, sin embargo la interacción entre ambos factores (concentración de alimento y de cadmio) no muestra ningún efecto significativo este comportamiento es observado para *M. triserialis* y *M. macrocopa* (tabla 1 y 2).

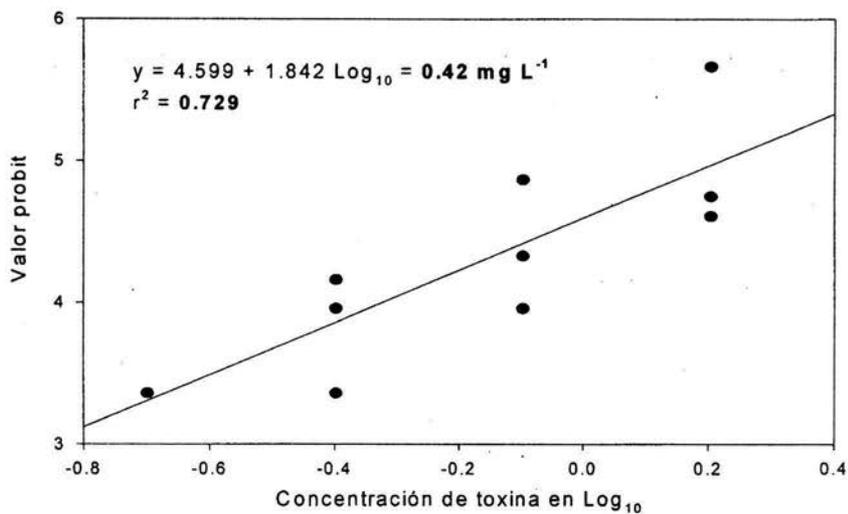
#### **Tasa de Crecimiento ( r ).**

De las tasas encontradas en *M. triserialis* alimentadas con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvieron intervalos de 0.22 para el caso del testigo, y de 0.36 para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$ . En el caso de *M. triserialis* alimentados con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 0.11 para el testigo y de 0.22 para la concentración de  $0.16 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 10).

Para la especie *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 0.45 para el testigo y de  $-2.77$  para la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$ . Por otra parte, en el caso de *M. macrocopa* alimentada con una concentración de algas de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se obtuvo un intervalo entre 0.21 para el testigo y de  $-1.25$  para la concentración de  $0.34 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 11).

En los resultados obtenidos del ANOVA y las pruebas de distribución de F para observar la significancia de los Factores, se encontraron diferentes efectos entre las dos especies utilizadas, en el caso de *M. triserialis* se observa que el alimento no tiene un efecto significativo sobre la tasa de crecimiento poblacional (tabla 1), al contrario de *M. macrocopa* en la cual se observa un efecto bastante significativo ( $P < 0.001$ ) tabla 2, en el caso de las concentraciones de cadmio para ambas especies se encontró un efecto muy significativo ( $P < 0.001$ ) tabla 1 y 2, y para la interacción entre ambos factores se observa que para *M. triserialis* no se observa un efecto muy significativo ya que se obtuvo solamente ( $P < 0.05$ ) tabla 1 y en el caso de *M. macrocopa* se obtuvo ( $P < 0.001$ ) tabla 2, lo cual significa que existe un efecto de la interacción entre el alimento y el tóxico más significativo para esta última especie.

CL<sub>50</sub> *M. triserialis*



CL<sub>50</sub> *M. macrocopa*

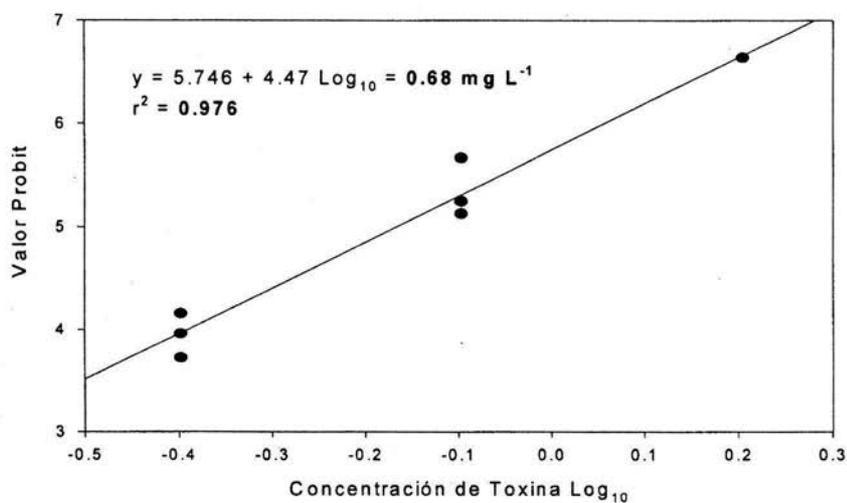


Fig. 1- Concentración Letal 50 (CL<sub>50</sub>) de *M. triserialis* y *M. macrocopa* administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, con una alimentación de  $0.5 \times 10^6$  cels ml<sup>-1</sup> de *Chlorella vulgaris*.

*M. triserialis* ( $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )

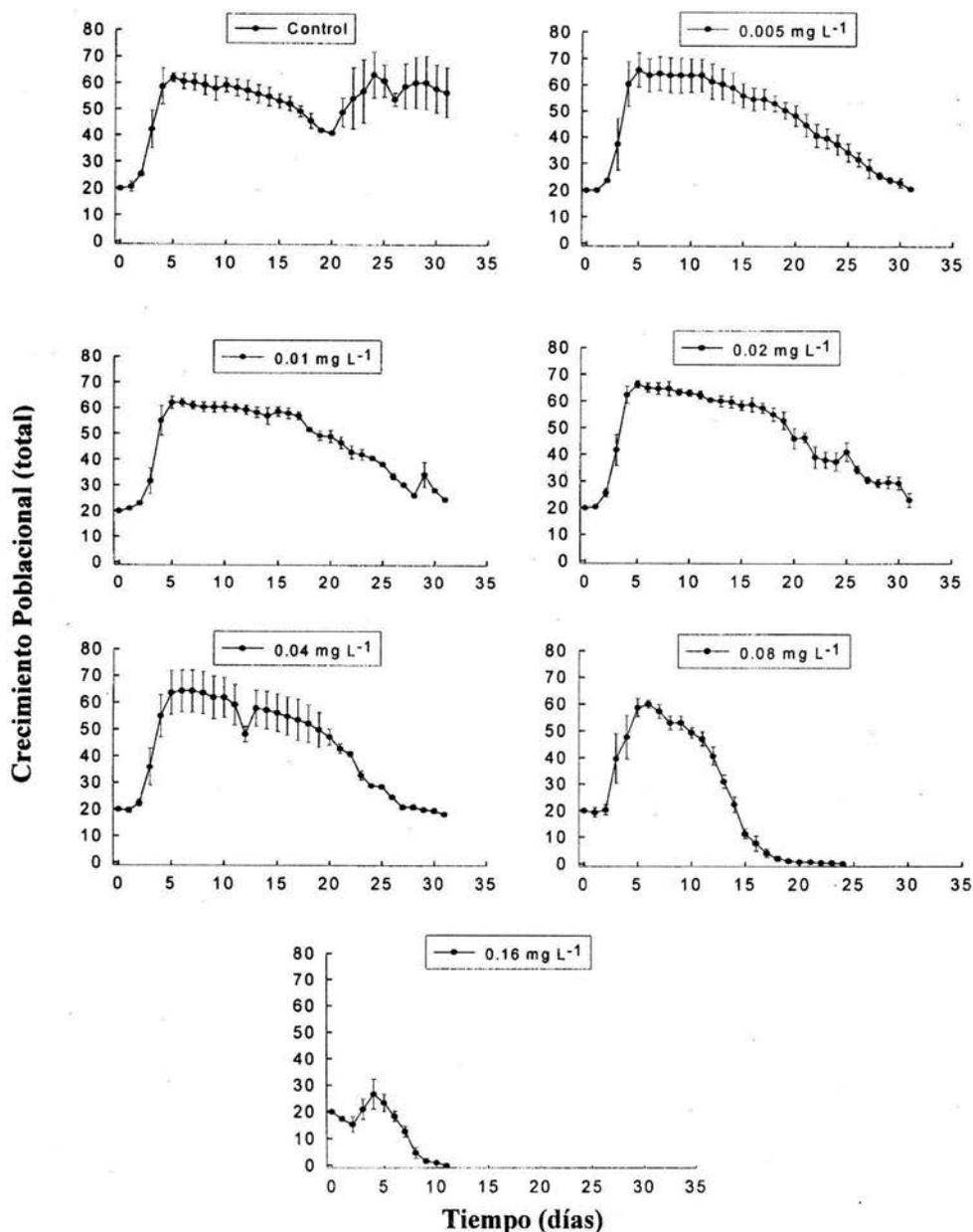


Fig. 2- Crecimiento poblacional de *M. triserialis*, alimentados con una concentración de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* durante una exposición crónica (31 días), utilizando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

*M. triserialis* ( $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )

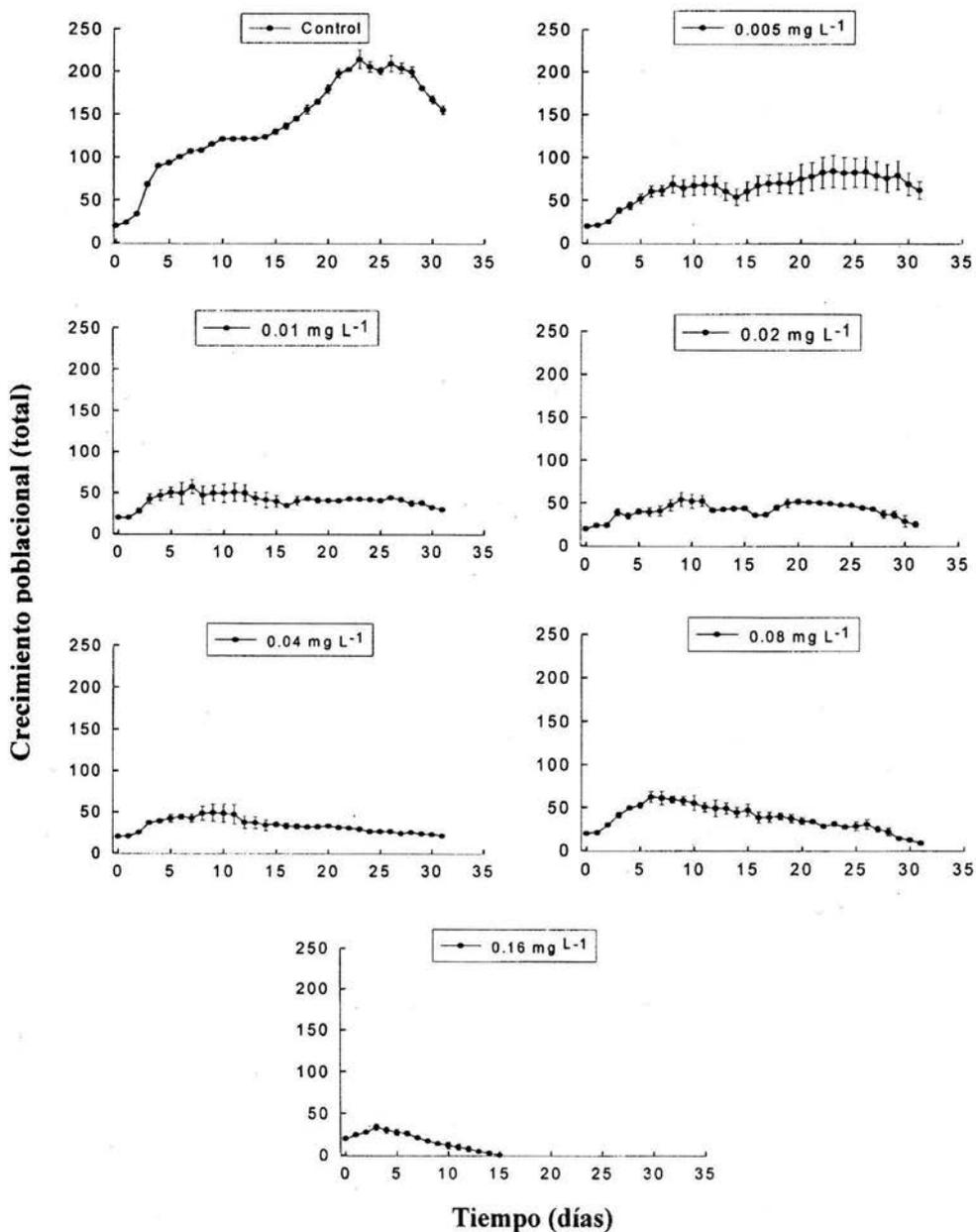


Fig. 3- Crecimiento poblacional de *M. triserialis*, alimentados con una concentración de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* durante una exposición crónica (31 días), utilizando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

*M. macrocopa* ( $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )

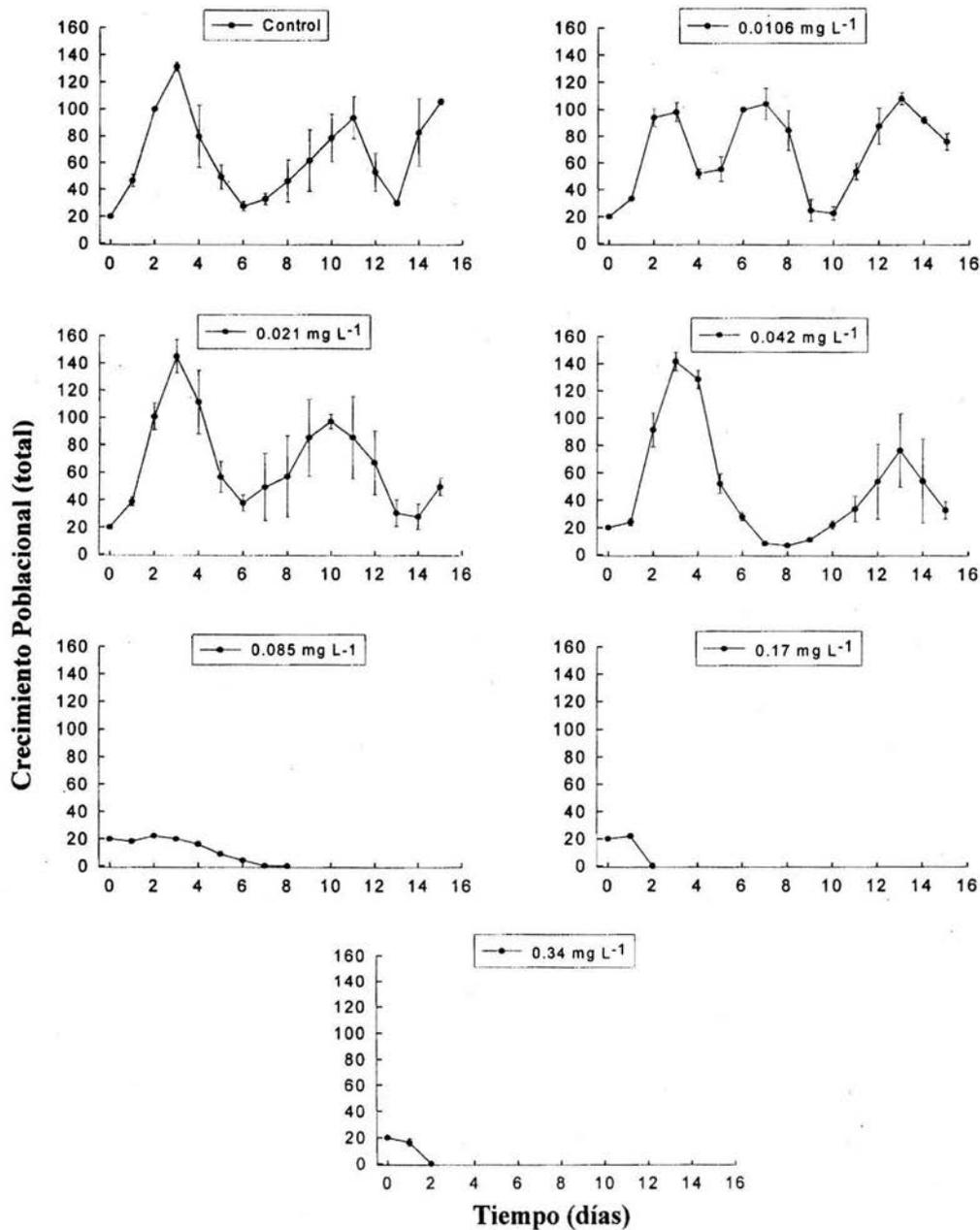


Fig. 4- Crecimiento poblacional de *M. macrocopa*, alimentadas con una concentración de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* durante una exposición crónica (15 días), utilizando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

*M. macrocopa* ( $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )

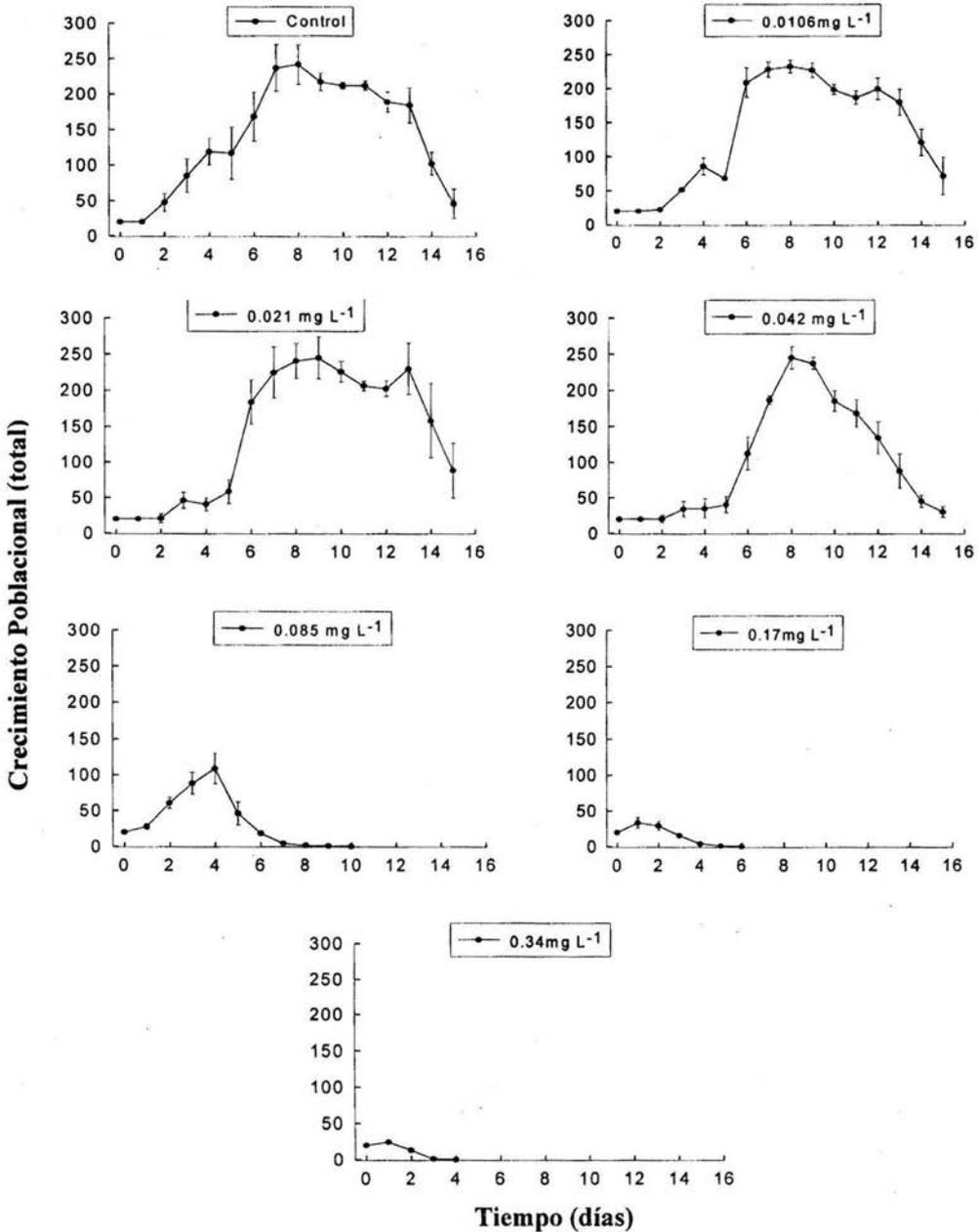
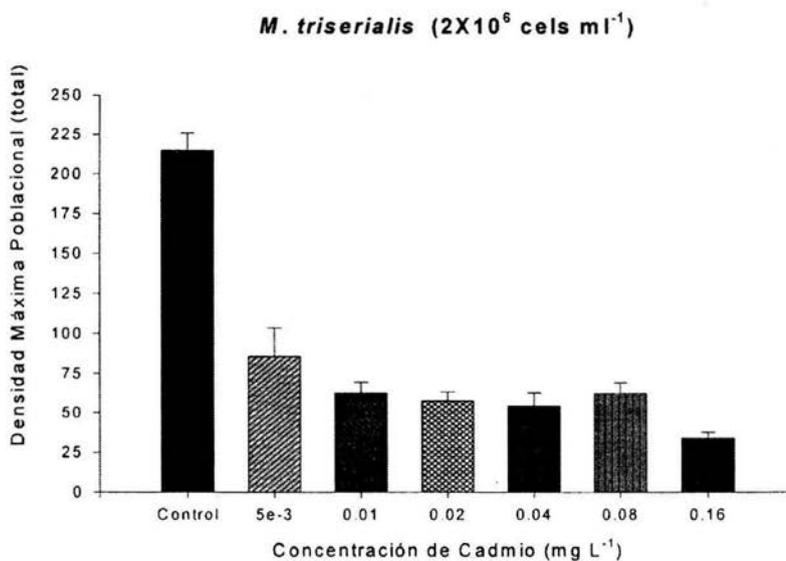
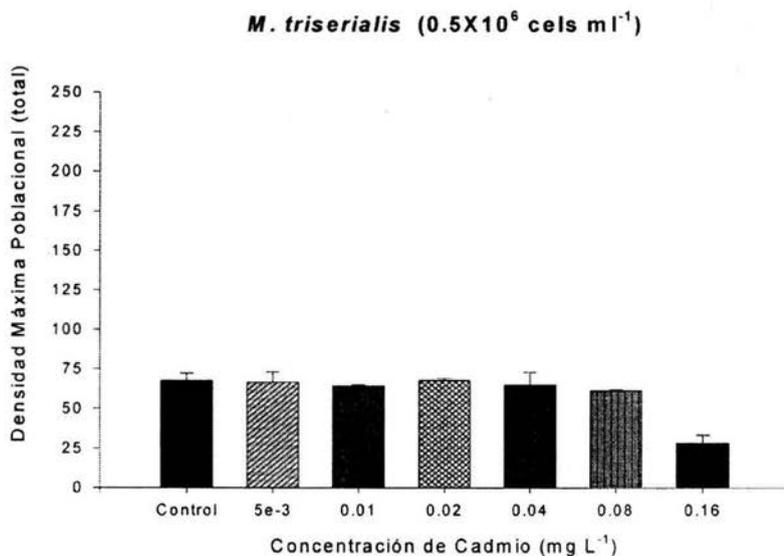
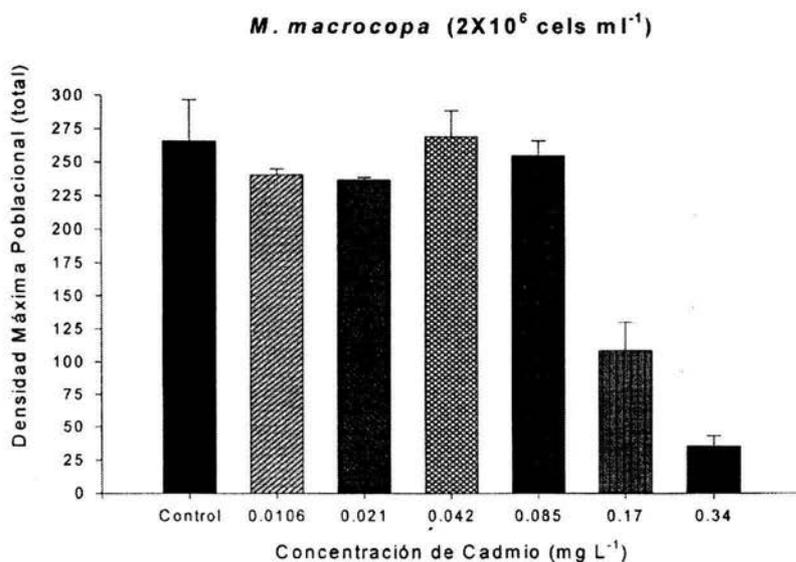
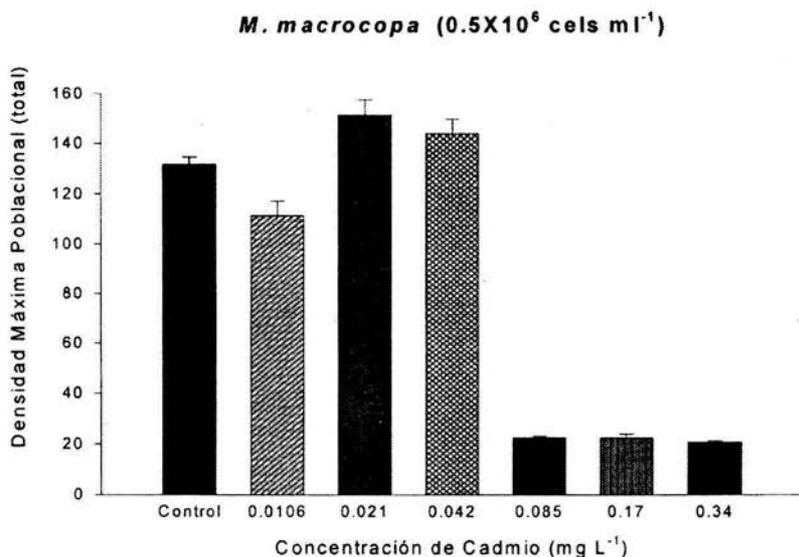


Fig. 5- Crecimiento poblacional de *M. macrocopa*, alimentadas con una concentración de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* durante una exposición crónica (15 días), utilizando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

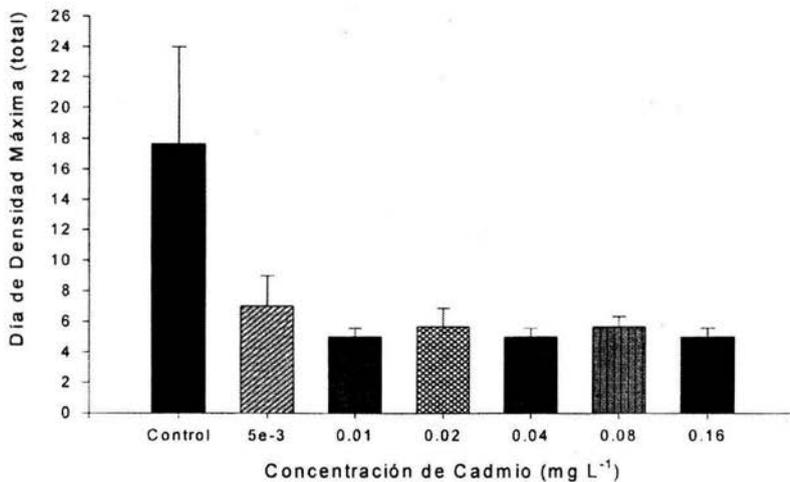


**Fig. 6-** Densidades máximas de *M. triserialis*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

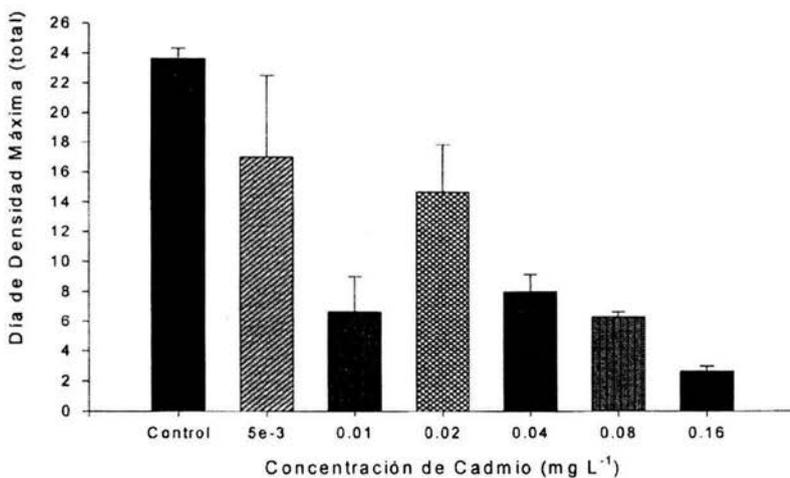


**Fig. 7- Densidades máximas de *M. macrocopa*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.**

***M. triserialis* ( $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )**

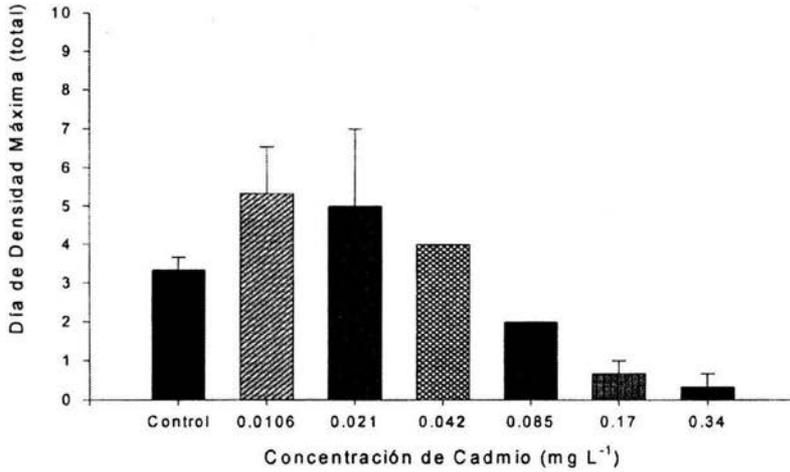


***M. triserialis* ( $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )**

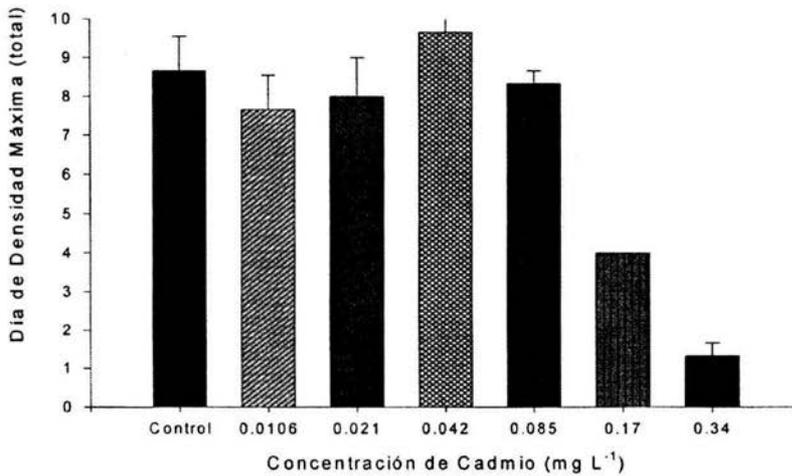


**Fig. 8-** Días de Densidades máximas de *M. triserialis*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

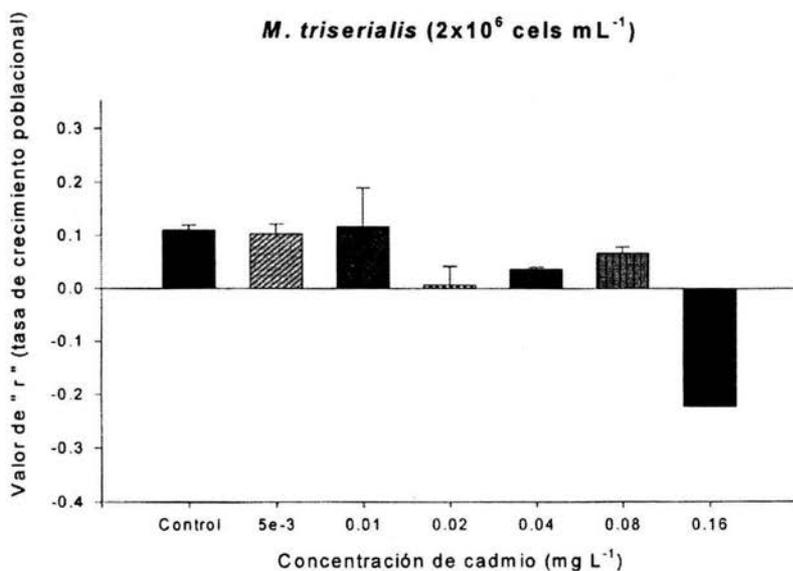
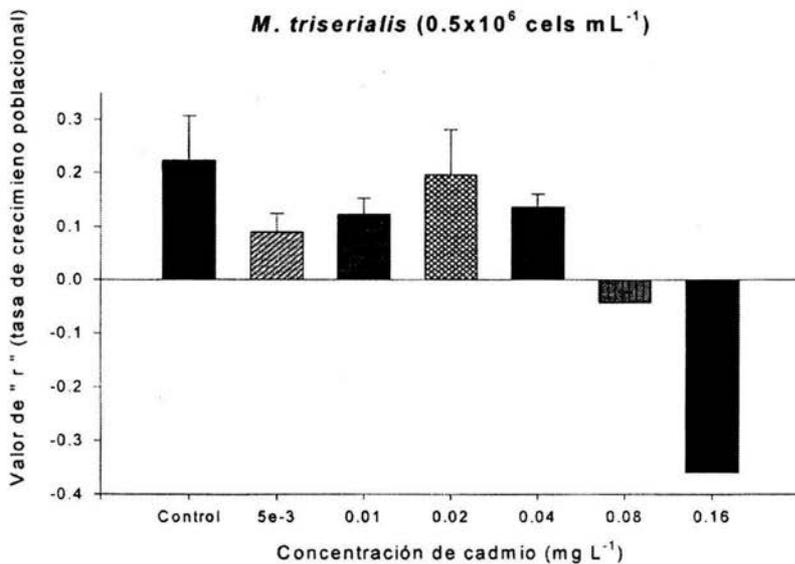
***M. macrocopa* ( $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )**



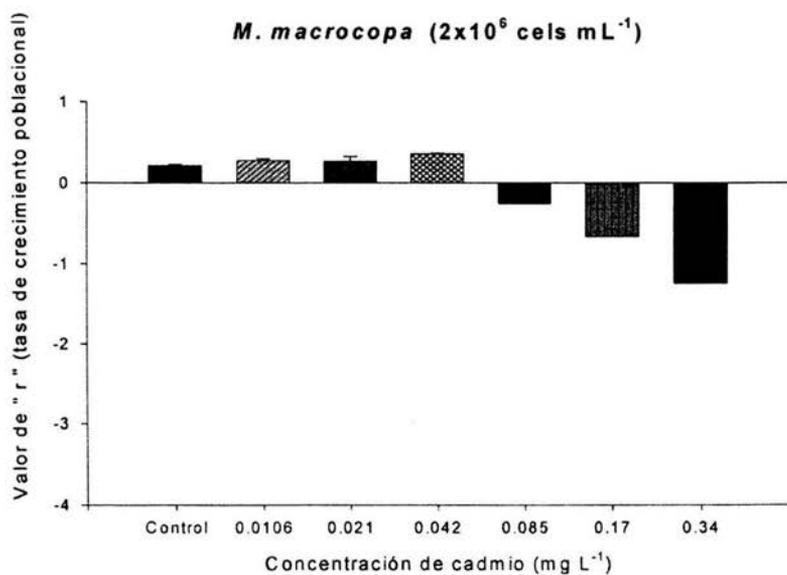
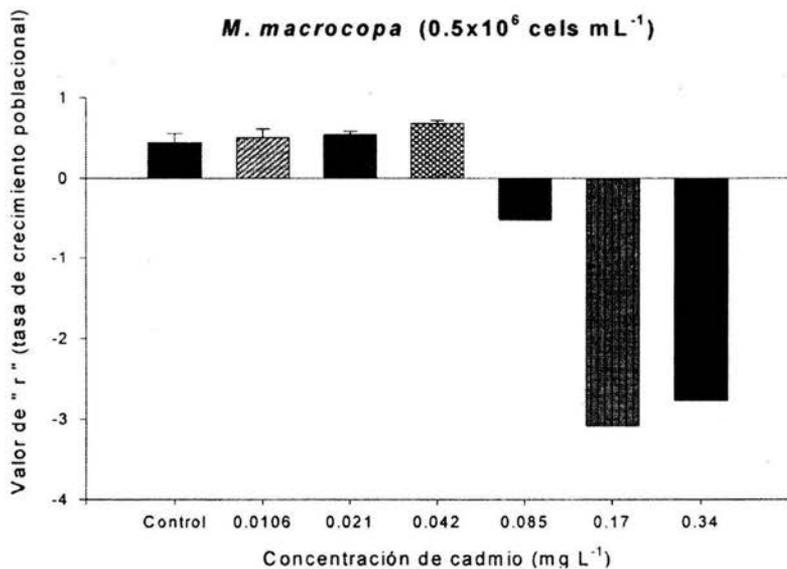
***M. macrocopa* ( $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ )**



**Fig. 9-** Días de Densidades máximas de *M. macrocopa*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.



**Fig. 10-** Tasas de crecimiento ( $r$ ) de *M. triserialis*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.



**Fig. 11-** Tasas de crecimiento ( $r$ ) de *M. macrocopa*, utilizando dos distintas concentraciones de alimento durante una exposición crónica administrando diferentes concentraciones de cloruro de cadmio, se observa el error estándar.

**ANOVAS (Bifactoriales)**

***M. triserialis***

**(Densidad Máxima)**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	74833.250	5756.40	
Factor A (concentración de alimento)	1	4907.531	4907.53	28.50***
Factor B (concentración de cadmio)	6	41356.906	6892.82	34.32***
A X B (Interacción)	6	28568.813	4761.47	23.71***
entre Subgrupos(error)	28	4820.656	172.17	
TOTAL	41	79653.906		

**(día de densidad máxima)**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	1568.310	120.64	
Factor A (concentración de alimento)	1	172.024	172.02	8.41***
Factor B (concentración de cadmio)	6	1196.810	199.47	8.36***
A X B (Interacción)	6	199.476	33.25	1.39
entre Subgrupos(error)	28	572.667	20.45	
TOTAL	41	2140.976		

**(Tasa de crecimiento "r")**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	0.989	0.08	
Factor A (concentración de alimento)	1	0.005	0.00	0.64
Factor B (concentración de cadmio)	6	0.855	0.14	16.19***
A X B (Interacción)	6	0.130	0.02	2.46*
entre Subgrupos(error)	28	0.211	0.01	
TOTAL	41	1.201		

**Tabla 1.** ANOVAS de dos factores realizados en *M. triserialis* para determinar si existen diferencias significativas entre las dos concentraciones de alimento y las siete distintas concentraciones de cadmio sobre las Densidades Máximas, días de Densidad Máxima, Tasa de Crecimiento Poblacional, se presentan los resultados de las pruebas de distribución de F (representadas por \* = P < 0.05, \*\* = P < 0.01 y \*\*\* = P < 0.001).

**M. macrocopa**

**(Densidad Máxima)**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	353517.063	27193.62	
Factor A (concentración de alimento)	1	71672.000	71672.00	167.52***
Factor B (concentración de cadmio)	6	257179.188	42863.20	85.87***
A X B (Interacción)	6	24665.875	4110.98	8.24***
entre Subgrupos(error)	28	11979.313	427.83	
TOTAL	41	365496.375		

**(Día de Densidad Máxima)**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	404.976	31.15	
Factor A (concentración de alimento)	1	88.595	88.60	37.59***
Factor B (concentración de cadmio)	6	277.143	46.19	16.80***
A X B (Interacción)	6	39.238	6.54	2.38
entre Subgrupos(error)	28	66.000	2.36	
TOTAL	41	470.976		

**(Tasa de crecimiento "r")**

Fuente de variación	df	SS	MS	F
SUBGRUPOS	13	57.279	4.41	
Factor A (concentración de alimento)	1	2.113	2.11	84.23***
Factor B (concentración de cadmio)	6	44.493	7.42	253.40***
A X B (Interacción)	6	10.674	1.78	60.79***
entre Subgrupos(error)	28	0.702	0.03	
TOTAL	41	57.981		

**Tabla 2.** ANOVAS de dos factores realizados en *M. macrocopa* para determinar si existen diferencias significativas entre las dos concentraciones de alimento y las siete distintas concentraciones de cadmio sobre las Densidades Máximas, días de Densidad Máxima, Tasa de Crecimiento Poblacional, se presentan los resultados de las pruebas de distribución de F (representadas por \*= P< 0.05, \*\*= P< 0.01 y \*\*\*= P< 0.001).

## DISCUSIÓN

### Toxicidad aguda

En el Bioensayo de Toxicidad aguda se observó que *M. triserialis* es más sensible a la exposición aguda ya que su  $CL_{50}$  es de  $0.42 \text{ mg L}^{-1}$  y el de *M. macrocopa* es de  $0.68 \text{ mg L}^{-1}$ . En un estudio con *Daphnia magna* Dave *et al.* (1980) encontró para una concentración de  $0.56 \text{ mg L}^{-1}$  (24 hr  $CL_{50}$ ). Otros investigadores como Nelson y Roline (1998) encontraron para *Ceriodaphnia dubia* una concentración de  $0.13 \text{ mg L}^{-1}$  (24 hr  $CL_{50}$ ). Vanegas *et al.* (1997) obtuvieron para juveniles de *Penaeus setiferus* una concentración de  $0.99 \text{ mg L}^{-1}$  (96 hr  $CL_{50}$ ) la cual es una cantidad mucho más alta de tóxico, probablemente debido al mayor tamaño de los organismos. En otros trabajos utilizando cadmio como metal pesado se han encontrado valores muy similares de  $CL_{50}$ . Sarma *et al.* (2000) obtuvieron para *Brachionus calyciflorus*  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$  y para *Brachionus patulus*  $0.44 \text{ mg L}^{-1}$  (24 hr  $CL_{50}$ ). En este experimento, también, se observó que la especie litoral fue más sensible que la planctónica, ya que con la misma concentración de tóxico se encontró que *M. triserialis* presentó un 70 % de mortalidad y por otra parte *M. macrocopa* presentó una mortalidad de 60 %.

### Toxicidad Cronica

El crecimiento poblacional de *M. triserialis* con una alimentación de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  presenta en la mayoría de los tratamientos un crecimiento poblacional total menor comparado con los individuos a los que se les administró una concentración de alimento de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , esto ha sido documentado por Sarma *et al.* (2001), en ese estudio se utilizó *Brachionus patulus* como organismo de prueba y mercurio como agente tóxico, ellos encontraron también un crecimiento poblacional mayor en la concentración de  $1.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de *Chlorella vulgaris* en comparación con la concentración menor de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  de algas.

Además en el grupo testigo de *M. triserialis* se observa una densidad hasta tres veces mayor que en la concentración baja de alimento, lo mismo se observa para *M. macrocopa* pero en este caso solo aumenta el doble la densidad de población entre la concentración alta de comida y la baja, este mismo comportamiento fue observado por Martínez-Jerónimo y Gutierrez-Valdivia (1991) quienes emplearon a *M. macrocopa* y le administraron tres

diferentes especies de algas entre ellas *Chlorella vulgaris* y cada una en tres diferentes concentraciones 0.19, 0.38 y  $0.76 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  encontrando una sobrevivencia de aproximadamente el doble al comparar la concentración más baja con las otras dos concentraciones. Además Sarma *et al.* (2001) encontró una densidad de población más de tres veces mayor en la concentración alta de alimento en comparación con la concentración baja de alimento utilizando rotíferos (*Brachionus patulus*). También Lampert y Schoeber (1980) observaron que la concentración de alimento afecta la densidad de una especie en una comunidad; además con *M. macrocopa* en todos los tratamientos, en los cuales se emplearon  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , se observó un incremento poblacional mayor que en los grupos con una concentración de comida de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , debido a que la concentración de algas juega un papel muy importante en las pruebas de ecotoxicología con estos organismos como lo ha reportado Martínez-Jerónimo (1994) quien menciona que si se les administra la concentración adecuada de alimento puede contribuir a que los organismos presenten una mayor resistencia a los efectos de los agentes tóxicos y por el contrario si la concentración de alimento es mayor a la necesaria puede observarse una influencia negativa de la alimentación, lo cual además podría enmascarar los efectos de los tóxicos. Por otra parte si se ofrece una concentración de alimento menor, la resistencia a los efectos adversos de los agentes tóxicos disminuye como lo observa Sarma *et al.* (2000, 2001) pero en este caso con rotíferos, de esta manera se observó la importancia de la concentración de alimento utilizada durante las pruebas de toxicidad para determinar el efecto crónico de los metales pesados sobre estos individuos.

En el caso de los crecimientos poblacionales de *M. macrocopa* alimentadas con  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  se observan varios picos de crecimiento en sus primeros tres tratamientos y el testigo, esto debido a que por la baja concentración de alimento la población utiliza el alimento obtenido para la reproducción Dodson y Frey (1991) por lo que se incrementa rápido la población y el sistema alcanza su capacidad de carga al morir muchos individuos por inanición y de esa manera se obtienen muchas generaciones de individuos en menos tiempo (McNaughton *et al.*, 1984; Margalef, 1995; Colinvaux, 1997; Krohne, 1998 ). Esto no es observado en los crecimientos poblacionales de los individuos alimentados con una concentración de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , ya que los individuos cuentan con una mayor cantidad de

alimento, por lo que, al no tener presiones en cuanto al alimento dedican la energía obtenida para crecer y posteriormente a la reproducción, logrando de esta manera una mayor cantidad de descendencia Dodson y Frey (1991).

En comparación con la exposición aguda, en la exposición crónica es posible observar que *M. macrocopa* es más sensible al cadmio, ya que estos individuos no fueron capaces de resistir todo el tiempo de experimentación con una concentración de  $0.08 \text{ mg L}^{-1}$  en la cual *M. triserialis* sí fue capaz de resistir todo el tiempo de experimentación, a pesar de que estos últimos individuos son más pequeños que *M. macrocopa*. Esto es debido quizá a que ya que se realizaba diariamente un cambio total del medio y se lavaban diariamente los recipientes y que posiblemente 24 hr no son suficiente tiempo para que se sedimente el metal y de esta manera afectaba más a los organismos pelágicos, en este caso a *M. macrocopa* ó porque posiblemente *M. triserialis* posea una mayor capacidad de adaptación al estrés provocado por la exposición de estos al cadmio, debido a que no existen trabajos relacionados con esta especie no es posible saber lo que ocurre con exactitud.

Los organismos litorales y bentónicos son posiblemente los más directamente afectados por la exposición de metales pesados, debido a que el bentos es el último depósito de los materiales particulados que son lavados dentro de los sistemas acuáticos, es decir, en donde se encuentran una mayor concentración de metales, como en aquellos lugares donde existen descargas de operaciones industriales que utilizan metales en sus procesos, y no recobran adecuadamente estos metales de sus aguas residuales (Newman y Mc Intosh, 1991).

Por otra parte la concentración de metales en los sedimentos de la desembocadura de los ríos con descargas de metales pesados hacia el mar puede llegar a ser de  $10^3$  a  $10^9$  por encima de las concentraciones presentes en el agua de río y el agua de mar. Bajo condiciones apropiadas estos metales pueden lixivarse fuera de los sedimentos mucho tiempo después de que las descargas de contaminantes de las industrias han sido detenidas y continuar contaminando la columna de agua. Debido a esto es necesario conocer la respuesta a la exposición de los organismos litorales a metales pesados ya que son los que

se verían más afectados a dicha exposición en comparación con los organismos planctónicos (Laws, 1993).

En un estudio realizado en el río Yamuna (Walia y Mehra, 1998 I,II), en Delhi la India se estudiaron las concentraciones de varios metales pesados liberados en forma de ceniza volátil proveniente de la incineración de carbón por una planta de energía térmica, encontrando niveles de cadmio entre 0.07-0.67 mg L<sup>-1</sup> los cuales son similares a los utilizados en este trabajo para los Bioensayos de toxicidad aguda y crónica, al igual que en otro estudio realizado por Gossiaux *et al.* (1992), lo que demuestra que es posible encontrar los valores empleados en la elaboración de este estudio en los cuerpos de agua contaminados con metales pesados. Además Walia y Mehra (*op.cit*) encontraron a *Moina* como el organismo más representativo del cuerpo de agua, ya que estos organismos están ampliamente distribuidos en el mundo y pueden ser mejores candidatos para las pruebas de toxicidad que *D .magna* ya que estos organismos no se encuentran tan ampliamente distribuidos.

IZT.

En un estudio realizado en el río Coatzacoalcos (Rosales-Hoz y Carranza-Edwards, 1998) se encontraron en el sedimento del fondo del río valores de 2.06 a 2.74 mg/kg de cadmio en el área de estudio y ya que la concentración de cadmio en ríos no contaminados muestran concentraciones de 0.04 a 0.8 mg/kg y en ríos contaminados los niveles van de 30 a 400mg/kg , esto sugiere que los valores observados se deben a una fuente natural de este metal aunque sería interesante realizar bioensayos para observar que tanto afectan estos valores de Cd a los organismos de este río.

Las densidades máximas de individuos están relacionadas inversamente con el tóxico ya que mientras mayor fue la concentración de cadmio administrada más bajas fueron las densidades poblacionales, así como también con la concentración de alimento, puesto que los valores más altos fueron obtenidos en las concentraciones de alimento de  $2 \times 10^6$  cels ml<sup>-1</sup> para el caso de ambas especies ya que esta concentración de algas les permite tener una mayor asimilación de nutrientes y una mayor resistencia a los efectos de los tóxicos.



UNAM CAMPUS

Considerando que las algas también tienen la capacidad de reducir los efectos tóxicos de los metales pesados como observó Cecchine y Snell (1999) quien estudió la importancia de las algas en la reducción de los efectos tóxicos de los metales pesados, también en un estudio realizado por Cañizares-Villanueva *et al.* (2000), él encontró que las algas inmovilizadas sufren un posible ajuste metabólico secretando un compuesto orgánico quelante el cual disminuye la disponibilidad de los metales pesados y de esta manera disminuye los efectos tóxicos de los metales pesados sobre los organismos.

Además las algas son capaces de detoxificar el medio de metales pesados como lo observado en varios estudios (Gotsis 1982; Hawkins y Griffiths, 1987; Travieso *et al.* 1999; Sarma *et al.*, 2000), debido a que las microalgas muestran cierta atracción por los iones polivalentes lo que resulta en la remoción de metales pesados del ambiente, esto implica la gran posibilidad de usarlas como un tratamiento para la remoción de metales pesados de aguas residuales utilizando microalgas inmovilizadas.

Aunque esta afinidad de las paredes de las algas por los iones metálicos antes mencionada, puede presentar en el ambiente una desventaja para los organismos litorales y bentónicos, los cuales se alimentan principalmente del material que se encuentra en el fondo de los cuerpos de agua y al precipitarse las algas esto ofrece una mayor disponibilidad de tóxico para dichos organismos. Esto fue observado en este trabajo para *M. triserialis* alimentado con una concentración de  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  en la cual fue la única donde se observó un comportamiento muy distinto de las poblaciones entre el grupo control y los primeros tres grupos experimentales, ya que posiblemente al estar las algas en contacto con el metal disponible en la columna de agua, este es fijado en sus paredes y las algas al precipitarse al fondo ponen una mayor concentración de tóxico disponible para estos organismos y debido a esto se encontró una diferencia muy alta en las densidades de población.

A diferencia de esta misma especie pero alimentada con  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  no se observa este comportamiento, posiblemente debido a que por existir una menor cantidad de algas para fijar el metal pesado la cantidad de estas células que se sedimentaban no presentaban un efecto negativo sobre la población de individuos. En el caso de *M. macrocopa* no se

encontró una diferencia muy grande en cuanto al comportamiento de la población y las densidades poblacionales entre el grupo control y los primeros tres grupos experimentales de ambas concentraciones de alimento.

Por otra parte comparando ambas especies se observa que *M. macrocopa* presenta una mayor densidad poblacional ya que estos individuos son más fértiles que *M. triserialis* como se observa en este trabajo al comparar los grupos testigos de ambas especies.

El día de densidad máxima se presentó más rápidamente para los individuos con una concentración de alimento de  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , y mientras más alta es la concentración de cadmio se presenta más pronto la densidad máxima, esto se observó en ambas especies ya que estos organismos al estar sometidos a bajas concentraciones de alimento destinan la energía obtenida para la reproducción Dodson y Frey (1991). Además, por otra parte, ya que los metales pesados producen una disminución en la tasa de filtración entre otras actividades biológicas como lo observado por Michaels *et al.* (2000) quienes mencionan que es más difícil la obtención de alimento si en el medio no se encuentra una cantidad suficiente de alimento por lo que la poca energía obtenida del escaso alimento filtrado es usado para la reproducción temprana de los organismos, es decir, se reproducen antes de obtener su talla máxima de desarrollo, por ende el día de densidad máxima se alcanza más rápidamente que para los grupos alimentados con  $2 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$ , ya que aunque los metales pueden causar una reducción en la tasa metabólica de los organismos, estos últimos tienen una mayor disponibilidad de alimento en el medio por lo que los individuos pueden obtener una mayor cantidad de alimento más fácilmente y por lo tanto tienen una mayor disponibilidad de energía para poder crecer con respecto a su masa corporal y posteriormente utilizar la energía para reproducirse obteniendo una mayor cantidad de prole debido a que la cámara de reproducción es más grande en individuos que se han desarrollado completamente.

Esta es una característica de adaptación antes mencionada es observada en este grupo de organismos Dodson y Frey (1991), además de que una mayor concentración de algas disminuye los efectos del agente tóxico Cecchine y Snell (1999), Cañizares-Villanueva et

al. (2000) por lo que los individuos no se sienten presionados para tener progenie rápidamente.

Los valores de  $r$  más altos fueron los obtenidos en  $0.5 \times 10^6$  cels  $\text{ml}^{-1}$  en ambas especies ya que como antes se menciona, los individuos destinan la energía a la reproducción por lo que la tasa de crecimiento ( $r$ ) de la población es mayor en esta concentración de alimento, los valores de  $r$  más altos obtenidos comparando ambas especies son para *M. macrocopa*, esto también es observado por Nandini y Sarma (2000) los cuales comparan cuatro especies de cladóceros entre estos *M. macrocopa* encontrando que los valores de  $r$  más altos fueron para esta misma especie esto debido a que estos individuos tienen un ciclo de vida más corto y una fecundidad más alta Stearns (1976) que *M. triserialis* y tienen un mayor número de neonatos por lo que los valores de  $r$  obtenidos son más altos.

La importancia de utilizar organismos litorales como *M. triserialis* es, como lo han observado otros autores (Sibley *et al.*, 1997, Day *et al.*, 1998) utilizando organismos bentónicos como el gusano oligoqueto *Tubifex tubifex*, el gusano quironomido *Chironomus riparius*, el anfipodo *Hyaella azteca* que estos son los más afectados por estar en contacto directo con los sedimentos que es donde se depositan la mayoría de los agentes tóxicos. Esta observación enfatiza la necesidad de incorporar especies litorales y bentónicas en bioensayos de toxicidad en sedimentos, ya que en estos es donde se depositan los metales pesados arrojados al medio. Además se observó que el perifiton presenta una acumulación relativamente alta de metales pesados (entre estos cadmio) en los sitios donde se hacen descargas de industrias que emiten a estos metales como desperdicio (Selby *et al.*, 1985; Boston *et al.*, 1991). Mientras que, Hansen *et al.* (1996) observa que el cadmio es más tóxico para organismos litorales, el cual fue el agente tóxico que se utilizó en este trabajo. También Ahumada (1994), observó que la bioacumulación del cadmio es mayor utilizando otras especies de crustáceos.

Los cladóceros son organismos bastante sensibles a la intoxicación por metales pesados y es necesario emplear otro tipo de cladóceros y no solo *Daphnia magna* como individuos para pruebas ecotoxicológicas, ya que existen otras especies como *Moina*, *Ceriodaphnia*,

etc. que pueden ser empleados para estas pruebas y que presentan sensibilidades similares a los agentes tóxicos y poseen ciclos de vida más cortos lo que significa menor tiempo para obtener resultados, y además estos organismos poseen una amplia distribución en el mundo lo que los hace muy buenos candidatos para realizar pruebas ecotoxicológicas, además es importante realizar estudios con especies litorales como lo mencionan Newman y Mc Intosh (1991) , ya que estos organismos son los que conviven más estrechamente con los metales pesados debido a que estos tienden a sedimentarse ya que los metales presentan gran afinidad por la materia orgánica y las arcillas, por lo tanto existe una mayor concentración de estos mismos en el piso de los cuerpos de agua. Otro aspecto que es importante de tratar es acerca del flujo de metales pesados que se lleva a cabo en los cuerpos de agua bajo condiciones especiales por ejemplo durante las lluvias en las cuales el agua urbana de lluvia contaminada con metales pesados se mueve a través de la superficie del agua durante y después de los eventos de tormenta. Además estos mismos organismos son los responsables de llevar los metales a niveles más altos dentro de la cadena alimentaria o en el caso de organismos migratorios de llevar los metales pesados a otros lugares lejos de donde ocurren los flujos de metales, de esta manera existe una gran necesidad de estudios con especies bentónicas y litorales además de que estas especies pueden ser unos muy buenos indicadores de la salud de las comunidades ya que estos organismos comúnmente son los primeros que se ven afectados dentro del ecosistema Newman y Mc Intosh (*op cit.*).

## CONCLUSIONES

- ★ Por los resultados antes mencionados es posible observar que el cadmio tiene un efecto negativo en el crecimiento de las poblaciones de *M. triserialis* y *M. macrocopa*.
- ★ En el Bioensayo de Toxicidad aguda se observó que *M. triserialis* posee una menor resistencia a la exposición aguda al cadmio ya que se obtuvo una  $CL_{50}$  a  $0.42 \text{ mg L}^{-1}$  para la especie antes mencionada y por otra parte para *M. macrocopa* se obtuvo una  $CL_{50}$  a  $0.68 \text{ mg L}^{-1}$  el cual es ligeramente mayor que el anterior.
- ★ En el Bioensayo de toxicidad crónica, se observó una mayor sensibilidad al cadmio de *M. macrocopa* la cual es una especie planctónica que de *M. triserialis* la cual es una especie litoral.
- ★ Se pudo apreciar la importancia de la densidad de las algas empleadas como alimento, ya que estas son capaces de reducir los efectos tóxicos de los metales pesados.

## BIBLIOGRAFÍA

1. Ahumada R. 1994. Heavy metal concentration levels and bioaccumulation index (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn) in benthic invertebrate tissues at San Vicente Bay, Chile. *Rev. Biol. Mar.* vol.29, 1:77-87p.
2. Andersen HB, Buckley JA. 1998. Acute toxicity of ammonia to *Ceriodaphnia dubia* and a procedure to improve control survival. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61: 116-122p.
3. Anexo. NMX-AA-067-SCFI-1996. Norma Oficial Mexicana (NOM-074-ECOL-1994).
4. APHA, AWWA, WPCF. 1989. Standard Methods, For the examination of water and wastewater. 17<sup>a</sup> Ed. Denver, Colorado. 8-1- 8-99p.
5. Baudo R. 1987. Ecotoxicological testing with *Daphnia*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 45:461-482p.
6. Boston HL, Hill WR, Stewart AJ. 1991. Evaluating direct toxicity and food-chain effects in aquatic systems using natural periphyton communities. *Astm. Spec. Tech. Publ., Astm., Philadelphia, PA, (USA).* 1115:126-145p.
7. Cañizares-Villanueva RO, Martínez-Jerónimo F, Espinosa-Chávez F. 2000. Acute toxicity to *Daphnia magna* of effluents containing Cd, Zn and a mixture Cd-Zn, after metal removal by *Chlorella vulgaris*. *Environ. Toxicol.* 15:160-164p.
8. Cecchine G, Snell TW. 1999. Toxicant exposure increases threshold food levels in freshwater rotifer populations. *Environ. Toxicol.* 14: 523-530p.
9. Chen T, McNaught DC. 1992. Toxicity of the methylmercury to *Daphnia pulex*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49: 606-612p.
10. Colinvaux PA. 1997. Introducción a la Ecología. Editorial Limusa, México. 345-561p.
11. Dave G, Andersson K, Berglund R, Hasselrot B. 1980. Toxicity of eight solvent extraction chemicals and of cadmium water fleas, *Daphnia magna*, rainbow trout, *Salmo gairdneri*, and zebrafish, *Brachidanio rerio*. *Comp. Biochem Physiol.* 69:11-20p.

12. Day KE, Maguire RJ, Milani D, Batchelor SP. 1998. Toxicity of tributyltin to four species of freshwater benthic invertebrates using spiked sediment bioassays. *Water Quality Research Journal of Canada*. vol. 33, 1:111-132p.
13. Diario Oficial. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996;SEMARNAP:México, 1997; 68-85p.
14. Dodson SI, Frey DG. 1991. Cladocera and other Branchiopoda. Ecology and Clasification of North American freshwater invertebrates. Academic Press. Inc., USA. 723-786p.
15. Elnabarawy MT, Welter AN, Robideau RR. 1986. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 393-398p.
16. Enserink EL, Mass-Diepeveen JL, Van Leeuwen CJ. 1991. *Water Res.* 25(6):679-687p.
17. Enríquez CG. 2002. Efecto de varias dietas sobre el crecimiento poblacional de cladóceros (*Macrothrix triserialis*, *Alona rectangula* y *Chydorus sphaericus*) y rotíferos (*Platylas quadricornis*, *Lecane quadridentata* y *Brachionus macracantus*). Tesis Licenciatura. UNAM FES-Iztacala. México. 58p.
18. EPA. Technical support document for water quality-based toxic control: Office of Water Enforcement and Permits, Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC 20460,1991.
19. Fargasova A. 1994. Toxicity of metals of *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 27: 210-213p.
20. Finney DJ. 1971. *Probit Analysis*. 3<sup>rd</sup> ed. Cambridge University Press. 333p.
21. Gonzalez F, Silva M, Schalscha E, Alay F. 1998. Cadmium and lead in trophic marine Chain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 112-118p.
22. Gossiaux DC, Landrum PF, Tsybal VN. 1992. Response of the Amphipod *Diporeia* spp. to Various Stressors:Cadmium, Salinity, and Temperature. *Journal of Great Lakes Research*. Vol. 18, 3:364-371p.
23. Gotsis O. 1982. Combined effects of selenium/mercury and selenium/copper on the cell population of the alga *Dunaliella minuta*. *Mar. Biol.* 71: 217-222p.

24. Hansen DJ, Mahony JD, Berry WJ, Benyi SJ, Corbin JM, Pratt SD, Di Toro DM, Abel MB. 1996. Chronic effect of cadmium in sediments on colonization by benthic marine organisms: An evaluation of the role of interstitial cadmium and acid-volatile sulfide in biological availability. *Environ. Toxicol. Chem.* vol. 15, 12:2126-2137p.
25. Hartgers EM, Alderink GH (R), Van den Brink PJ, Gylstra R, Wiegman JWF, Brock TCM. 1998. Ecotoxicological threshold levels of mixture of herbicides (atrazine, diuron and metolachlor) in freshwater microcosm. *Aquatic Ecology.* 32:135-152p.
26. Hawkins PR, Griffiths DJ. 1987. Copper as an algicide in a tropical reservoir. *Wat. Res.* 21: 475-480p.
27. Hutchinson GE . 1967. *Tratado de Limnología.* Wiley, New York.
28. INE. Normas oficiales Mexicanas en material de protección ambiental 1993-1994. SEDESOL:México, 1994.
29. Khangarot BS, Ray PK. 1989. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 18: 109-120p.
30. Knauer GA, Martin JH. 1972. Mercury in a marine pelagic food chain. *Limnol. Oceanogr.* 17:868-876p.
31. Knops M, Altenburger R, Senger H. 2001. Alterations of physiological energetics, growth and reproduction of *Daphnia magna* under toxicant stress. *Aquatic Toxicology.* 53: 79-90p.
32. Krohne DT. 1998. *General Ecology.* Ed. Wadsworth Publishing Company, USA. 117-156p.
33. Lampert W, Schoeber U. 1980. The importance of 'threshold' food concentrations. In Kerfoot WC (ed.), *Evolution and Ecology of zooplankton Communities.* University Press of New England, Hanover, New Hampshire: 264-267p.
34. Laws AE. 1993. *Aquatic Pollution.* 2a ed., John Wiley & sons, Inc., USA. 351-415p.
35. Lozano NV. 1997. Determinación de la toxicidad de los residuales mediante bioensayos en el crustáceo *Daphnia magna* y semillas de rábanos *Raphanus satibus*. Tesis Profesional. UNAM ENEP Iztacala, México. 160p.
36. Margalef R. 1995. *Ecología.* 8ª reimpresión. Editorial Omega, Barcelona. 575-655p.

37. Martínez-Jerónimo F, García-González R. 1994. Effect of food concentration on the chronic toxicity of sodium dodecyl sulphate to *Daphnia magna*. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. 3: 247-253p.
38. McNaughton SL, Wolf LL. 1984. *Ecología General*. Editorial Omega, Barcelona. 178-203p.
39. Michels E, Semsari S, Bin C, De Meester L. 2000. Effect of sublethal doses of cadmium on the phototactic behavior of *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 47: 261-265p.
40. Montague K, Montague P. 1971. *Mercury*. sierra club, San Francisco. 158p.
41. Nandini S, Sasrma SSS. 2000. Lifetable demography of four cladoceran species in relation to algal food (*Chlorella vulgaris*) density. *Hidrobiologia*. 00: 1-10p.
42. Nelson SM, Roline RA. 1998. Evaluation of the sensitivity of rapid toxicity tests relative to Daphnid acute lethality tests. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 292-299p.
43. Newman M, McIntosh A. 1991. Trace metals in freshwater sediments: A review of the literature and assessment of research needs. Edit Board, USA. 243-260p.
44. Nriagu JO. 1980. Production, uses, and properties of cadmium. In J.O. Nriagu (Ed.). *Cadmium in the environment*. Vol.1, Wiley-Interscience. NY. 35-70p.
45. OECD. 1975. *Cadmium and the environment: Toxicity, Economy, Control*. Organization for economic Co-operation and Development, Paris. 88p.
46. Pica-Granados Y, Trujillo GD, Hernández HS. 2000. Bioassay standardization for water quality monitoring in México. *Environ. Toxicol.* 15:322-330p.
47. Ribeiro R, Lopes I, Pereira AMM, Gonçalves F, Soares AMVM. 2000. Survival time of *Ceriodaphnia dubia* in acid waters with metal contamination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64: 130-136p.
48. Ruppert EE, Barnes RD. 1996. *Zoología de los invertebrados*. 6ª ed., McGraw-Hill, México. 757-762p.
49. Sarma SSS, Ramírez TP, Nandini S. 2000. Comparison of the sensitivity of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera) to selected heavy metals under low and high food (*Chlorella vulgaris*) levels. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64:735-739p.

50. Sarma SSS, Nandini S, Ramírez TP. 2001. Combined effects of mercury and algal food density on the Population dynamics of *Brachionus patulus* (Rotifera). Bull. Environ. Contam. Toxicol. (In press).
51. Selby DA, Ihnat JM, Messer JJ. 1985. Effects of Subacute Cadmium Exposure on a Hardwater Mountain Stream Microcosm. Water Research. Vol. 19, 5: 645-655p.
52. Sibley PK, Legler J, Dixon DG, Barton, DR. 1997. Environmental health assessment of the benthic habitat adjacent to a pulp mill discharge. I. Acute and chronic toxicity of sediments to benthic macroinvertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. vol. 32, 3:274-284p.
53. Stearns SC. 1976. Life history tactics: a review of ideas. Q. Rev. Biol. 51:269-275p.
54. Travieso L, Cañizares RO, Borja R, Benitez R, Domínguez AR, Dupeyrón R, Valiente V. 1999. Heavy metal removal by microalgae. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 62: 144-151p.
55. Vanegas C, Espina S, Botello AV, Villanueva S. 1997. Acute toxicity and synergism of cadmium and zinc in white shrimp, *Penaeus setiferus* juveniles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 87-92p.
56. Villegas-Navarro A, Villareal-Treviño CM. 1989. Differential uptake of zinc, Koper, and lead in Texas cichlid (*Ciclasoma cyanoguttatum*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42: 761-768p.
57. Walia A, Mehra NK. 1998. A seasonal assessment of the impact of coal fly ash disposal on the river Yamuna, Delhi. I CHEMISTRY. Water, Air, and Soil Pollution. 103: 277-314p.
58. Walia A, Mehra NK. 1998. A seasonal assessment of the impact of coal fly ash disposal on the river Yamuna, Delhi. II BIOLOGY. Water, Air, and Soil Pollution. 103: 315-339p.
59. Wogram J, Liess M. 2001. Rank ordering of macroinvertebrate species sensitivity to toxic compounds by comparison with that of *Daphnia magna*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 67: 360-367p.
60. Zou E. 1997. Effects of sublethal exposure to zinc chloride on the reproduction of the water flea, *Moina irrasa* (Cladocera). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 437-441p.