



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

“EVALUACIÓN DEL ESTRÉS AGUDO Y CRÓNICO DEL CADMIO (CdCl_2)
Y COBRE (CuSO_4) EN EL OSTRACODO (*Heterocypris incongruens*)
MEDIANTE LAS RESPUESTAS DE TABLAS DE VIDA DEMOGRAFÍCAS”.

T E S I S
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G A
P R E S E N T A
LUCRECIA SUÁREZ VÁZQUEZ

DIRECTOR DE TESIS: M. en C JOSE LUIS GAMA FLORES



LOS REYES IZTACALA TLALNEPANTLA, EDO DE MEX.

2005



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.

DEDICATORIA

Primeramente a DIOS, por darme la oportunidad de existir y de ver culminado uno mas de mis sueños, por siempre acompañarme y darme la fuerza necesaria para salir avante de todos los obstáculos que lejos de detenerme me han servido para darme cuenta de mi fortaleza; gracias señor.

A MI MADRE

Obdulia Vázquez Bautista, por ser el motor principal de mi vida, por no negar mi existencia, por las noches de desvelo, por compartir conmigo los triunfos y fracasos, por tu confianza, por ser el mayor ejemplo para mí de tenacidad y lucha pero sobre todo por tu amor incondicional, este logro también es tuyo; nunca olvides que te amo.

A MI PADRE

José Pilar Suárez Rojas: por haberme enseñado la parte dura y difícil de la vida, aunque nunca te lo diga te quiero.

A MIS HERMANOS

Con quienes he compartido los momentos más maravillosos de mi vida:

***JOSE:** por ser tan fuerte y por enseñarme a defenderme siempre con la verdad, por ayudarme a formar mi carácter, pero sobre todo por enseñarme a escuchar, y a ser mas tolerante; espero que esto te sirva de motivación para que recorras este camino.*

***MARCO;** por mostrarme que hay personas de tal nobleza y bondad que no se encuentran tan fácilmente, por ser el complemento de mi ser y por enriquecer mi espíritu, a ustedes también gracias; los amo.*

A MI SOBRINA

Dasha; por llegar inesperadamente a nuestras vidas y por darle un rumbo distinto, te quiero mucho.

A Simón Y Suky por llenarme de tantas alegrías, y por que en momentos difíciles con sus muestras de cariño, estos dejan de ser amargos, los quiero.

A todas aquellas personas que ya no se encuentran entre nosotros, pero que formaron parte importante de este sueño, pues sin su ayuda no se hubiera podido concretar, gracias por siempre.

AGRADECIMIENTOS

A la UNAM por permitirme formar parte de ella orgullosamente, pues además de adquirir valiosos conocimientos, aprendí los valores y principios que enriquecen al ser humano, como la verdadera amistad.

A la FESI por dejarme formar parte de su comunidad, por engrandecer mi persona tanto de conocimientos como experiencias vividas dentro de ella, que terminaron por hacer de mi una mejor persona, y de mis errores aprender para no vivir condenada en ellos, nunca terminare de agradecerles.

A mi director de tesis el M en C José Luis Gama Flores, por haber aceptado la dirección de este proyecto, por verdaderamente preocuparse por que los alumnos adquiramos los conocimientos, por su ayuda y paciencia, por sus concejos que me han servido tanto para mi vida académica como personal, pero sobre todo gracias por su grandiosa amistad, por su calidad humana y por los momentos tan graciosos que hemos compartido.

Al Dr. Sarma y Dra. Nandini por sus comentarios tan acertados a la realización de este trabajo.

Al M en C Mario Alfredo Fernández Araiza, por los comentarios realizados para enriquecer este trabajo.

A Biólogo Ángel Moran Silva, por todos tus comentarios, por confiar en mi y darme la oportunidad de desarrollarme laboralmente, pero sobre todo gracias por tu valiosa amistad.

Quiero hacer un agradecimiento especial a la Bióloga Carmen Serranía Soto, pues sin su valiosa ayuda no se hubiera podido concretar este trabajo y sobretodo mil gracias por tu amistad.

A mis amigos y compañeros de siempre que me han apoyado y que en momentos difíciles y dichosos me han demostrado que están conmigo, nunca los olvidare: Elsa, Sonia Aurora, Liliana, Liz, Susana, Horacio V. Vero, Aída, Laurita, Rosalía, Xochitl, Sagrario, Israel, Coca, Miguel, Marcos, Roberto, Ernesto, Oscar A. Adrián, Alejandro V. Osvaldo, Juan Carlos, José N, Omar J. A mis niñas de Atlantis que saben que las aprecio, pero por falta de espacio no las menciono, como a todos los demás que no nombro, que afortunadamente son demasiados, mil disculpas, pero les estoy eternamente agradecida.

A mis compañeros de laboratorio de Zoología Acuática a todos los que me apoyaron, gracias por todo.

INDICE

RESUMEN.....	¡Error! Marcador no definido.
INTRODUCCIÓN.....	¡Error! Marcador no definido.
ANTECEDENTES.....	¡Error! Marcador no definido.
JUSTIFICACIÓN	¡Error! Marcador no definido.
OBJETIVOS	¡Error! Marcador no definido.
Objetivos Particulares:	¡Error! Marcador no definido.
MATERIAL Y METODOS.....	¡Error! Marcador no definido.
a) Alimento.....	¡Error! Marcador no definido.
b) Ostrácodo.....	¡Error! Marcador no definido.
c) Toxicidad aguda.....	¡Error! Marcador no definido.
d) Toxicidad crónica.....	¡Error! Marcador no definido.
e) Modelos matemáticos empleados.....	¡Error! Marcador no definido.
RESULTADOS	¡Error! Marcador no definido.
TOXICIDAD AGUDA.....	¡Error! Marcador no definido.
TOXICIDAD CRONICA.....	¡Error! Marcador no definido.
a) Promedio de vida, Esperanza de vida.....	¡Error! Marcador no definido.
b) Tiempo Generacional	¡Error! Marcador no definido.
c) Variables Reproductivas (Tasa de reproducción, Neta, Bruta e Intrínseca);	¡Error! Marcador no definido.
d) Porcentaje de Eclosión.....	¡Error! Marcador no definido.
DISCUSION.....	¡Error! Marcador no definido.
TOXICIDAD AGUDA.....	¡Error! Marcador no definido.
TOXICIDAD CRONICA	¡Error! Marcador no definido.
Eclosión	¡Error! Marcador no definido.
CONCLUSIONES	¡Error! Marcador no definido.
REFERENCIAS	¡Error! Marcador no definido.

RESUMEN

La mayoría de los metales pesados, incluyendo Cd y Cu, son peligrosos para varios organismos acuáticos. Entre los organismos bentónicos, los ostrácodos son un grupo importante de esta comunidad, son sensibles a los cambios ambientales, por lo tanto ellos tienen un gran valor como bioindicadores, además son presas de alto valor nutricional para los peces bentónicos, presentan cambios en la calidad del agua determinada por las actividades humanas, incluyendo desechos entre ellos los metales pesados, estos pueden reducir la abundancia de los ostrácodos en cuerpos de aguas naturales. Una de las herramientas para evaluar el efecto de metales pesados sobre ostrácodos es la tabla de vida demográfica, en donde podemos derivar datos sobre, promedio de vida, esperanza de vida, tiempo generacional, tasa de reproducción bruta, neta y tasa intrínseca de crecimiento. El objetivo de este trabajo es evaluar la respuesta del ostrácodo *Heterocypris incongruens* a exposiciones agudas y crónicas de Cadmio (CdCl_2) y Cobre (CuSO_4). Los niveles tóxicos para ambos metales fueron 0.025 mg/L, 0.050 y 0.075 bajo $2 \times 10^6 \text{ Cel}^{-1}$ *Chlorella vulgaris* como alimento realizando el método estándar de demografía, edad específica. El promedio y esperanza de vida de nacimiento de *H incongruens* decreció con el aumento en la concentración de los metales pesados, el promedio de vida vario entre 42 y 48 días, la esperanza de vida de nacimiento vario entre 41 y 47 días, el efecto de ambos metales fue negativo sobre la tasa reproductiva bruta y tasa reproductiva neta, los valores de la tasa bruta y neta variaron entre 12-13 y 10-14 descendientes, para cada hembra respectivamente. En el caso del Tiempo generacional de *H incongruens* aumento con el incremento en la concentración de ambos metales, este vario entre 3 y 4 semanas, la tasa intrínseca de crecimiento presento la misma estimulación. Con relación al efecto del estrés tóxico sobre la eclosión de los organismos expuestos a los diferentes niveles tóxicos se encontró una relación inversa entre las concentraciones de ambos tóxicos y el % de eclosión: a mayor concentración tóxica menor porcentaje de eclosión.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua constituye un problema, pues la actividad urbana y rural del hombre ha cambiado su uso por el desordenado desarrollo de las comunidades. La contaminación afecta de forma severa los cauces de los ríos, por la constante descarga de aguas residuales, lo cual representa un riesgo para la salud de las personas que consumen productos regados con el vital líquido ya que pueden contener sustancias potencialmente tóxicas, como los metales pesados. Las descargas de residuos contaminantes, sobrepasan la capacidad de recuperación natural de los cuerpos de agua que los reciben pues la contaminación aumenta proporcionalmente al incremento acelerado de la población humana y de las diferentes actividades industriales (Rodríguez *et. al* 1995).

Algunos agentes de impacto ambiental, como; la deforestación, erosión, ruido, entre otros, han puesto en peligro el hábitat para los organismos acuáticos.(Hofman,1995) La contaminación de suelos que se produce por los frecuentes derrames que son producidos por el desbordamiento de piscinas o por el crudo que derraman en las carreteras, han sido factor importante para la afectación de estos organismos, pues estos son arrastrados con la lluvia, los cuales llevan sustancias tóxicas contaminando a los suelos y ríos (Rodríguez *et. al* 1995).

En México uno de los problemas principales que han afectado cada día los ríos, lagos y mares, son los derrames de petróleo, esto dado por buques, terminales y refinerías, otro porcentaje se le atribuye a la Industria minera, ya que estos contaminantes son vertidos por el arrastre de las lluvias, los cuales van a dar directamente a los cuerpos de agua mas cercanos. La sedimentación de aguas negras, las sustancias químicas y numerosos compuestos inorgánicos provenientes de las plantas Industriales, son solo algunos de los factores que envenenan las aguas de los cuerpos de agua que se encuentran en México (NOM-001-ECOL-1996).

Los agentes más contaminantes por su toxicidad, son los metales pesados pues constituyen una preocupación para el bienestar de los sistemas acuáticos y terrestres

(Margalef, 1989). Los metales pesados, agrupan a una serie de elementos como Cu, Pb, Hg, Zn, Cd entre otros, estos han estado siempre presentes en el ambiente en débiles concentraciones. Dentro de la Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes metales como altamente peligrosos: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros) (NOM-001-ECOL-1996).

La mayoría de los metales pesados, excepto el Hg, no son peligrosos en su forma elemental, en cambio las sales y demás combinaciones químicas son muy tóxicas. Algunos de ellos en dosis muy pequeñas, son indispensables tanto para plantas como para animales, pero se vuelven tóxicos en concentraciones elevadas, provocando los siguientes efectos: presentan fenómenos de acumulación a lo largo de las cadenas alimenticias; algunos son cancerígenos (Ni,Co,Cd,Pb); Otros pueden ser, causantes de mal formaciones,(Cr,Co,Pb.Hg...); la ingesta por parte del hombre de plantas o animales contaminados, puede provocar síntomas de intoxicación, inhibiendo varios sistemas enzimáticos, lo que provoca daños muy importantes en el funcionamiento general del organismo; en bacterias, pueden ejercer su acción oligodinámica (propiedad de ciertos metales pesados) que en muy pequeña concentración, ejercen efectos letales sobre las bacterias.

Los metales pesados, son beneficiosos para el tratamiento de suministros de aguas o para la preparación de artículos antisépticos (vendajes), debido a que eliminan microbios por el efecto bactericida (Lam *et al* 1997).

Para realizar evaluaciones del impacto en los sistemas acuáticos, los macroinvertebrados son los organismos que han sido utilizados con mayor frecuencia en los estudios relacionados con la contaminación de los ríos, como indicador de las condiciones ecológicas o de la calidad de las aguas, debido a que:

- ⊗ Son razonablemente sedentarios, ya que por su escasa capacidad de movimiento, están directamente afectados por las sustancias vertidas en las aguas.
- ⊗ Tienen un ciclo de vida largo en comparación con otros organismos, lo que nos permite estudiar los cambios acontecidos durante largos periodos de tiempo.

- ∞ Abarcan en su conjunto un amplio espectro ecológico.
- ∞ Tienen un tamaño aceptable frente a otros microorganismos.

Las respuestas de las comunidades acuáticas a las perturbaciones ambientales son útiles para evaluar el impacto de los distintos tipos de contaminación, residuos municipales, agrícolas, industriales e impactos de otros usos del suelo sobre los cursos de aguas superficiales (Esclapés, 1999)

Los bioensayos o pruebas de toxicidad son experimentos que miden el efecto de uno o más contaminantes en una o más especies. El propósito de las pruebas de toxicidad es obtener información útil para lograr la protección de los organismos acuáticos de una especie determinada, o de todas las comunidades que integran la biota de un ecosistema, de los peligros ocasionados por las sustancias arrojadas por el hombre en su mayoría. (Hoffman, 1995). A las exposiciones a concentraciones que producen la muerte de 24-96 horas o menos (24-48 hrs. para especies zooplanctónicas y 96 hrs. para peces) se les denomina exposiciones agudas, mientras que las exposiciones de mayor duración a concentraciones subletales se les denomina exposiciones crónicas (Rodríguez y Esclapés, 1995)

En el caso de estudios de toxicidad aguda se reportan los resultados calculando la CL_{50} que es la concentración que resulta letal para el 50% de los organismos expuestos durante un periodo específico. El parámetro que se trata de determinar en este tipo de estudios es la concentración del toxico encontrados en un cuerpo de agua sin que cause daño significativo a la biota residente o a una especie determinada (Rodríguez y Esclapés, 1995)

Una de las comunidades de los sistemas acuáticos es el bentos, constituido por los organismos tanto vegetales como animales que viven relacionados con el fondo, semienterrados, fijos o que pueden moverse sin alejarse demasiado de él, desde la marca de la pleamar hasta los fondos de las fosas más profundas. Las comunidades del bentos se caracterizan por ser muy ricas en especies y formas; prácticamente están representados casi todos los phylla. El bentos se desarrolla en los fondos y éstos son

muy variados. Las zonas de rocas, de arenas o de fangos tienen comunidades con características bentónicas, adaptadas a las diferentes condiciones del sustrato (Margalef, 1989)

El bentos tiene un papel fundamental en el ecosistema ya que la fracción compuesta fundamentalmente por organismos detritívoros y sedimentívoros se encarga de concentrar en sus cuerpos la gran cantidad de materia orgánica que está dispersa en el sistema y es la manera en que dicha materia pueda estar disponible para los siguientes niveles tróficos de las cadenas alimenticias (Margalef, 1989)

La macrofauna de la región litoral de los lagos, entre el material grueso del fondo y entre macrófitos no es muy diferente de la que puebla las aguas corrientes. Las condiciones de temperatura, suministro de oxígeno y movimientos de agua son comparables. Las adaptaciones fisiológicas que caracterizan a las formas lacustres frente a sus presuntos antepasados fluviales se pueden centrar en torno al consumo de oxígeno en relación con la temperatura, que en las aguas estancadas ha podido requerir una regulación especial a temperaturas elevadas, por selección bien de genotipos especializados apropiados, o bien de genotipos más plásticos, de modo que las especies de aguas estancadas pueden mantener un metabolismo más constante entre límites más amplios de temperatura. La agitación del agua no aumenta realmente su contenido en oxígeno, si no que lo mantiene por debajo de la saturación; mientras que en aguas detenidas, la vegetación litoral conduce a una sobresaturación de oxígeno (Margalef, 1989).

Los ostrácodos, en ocasiones llamados camaroncito mejillón, son pequeños crustáceos bentónicos distribuidos ampliamente en el mar y en todo tipo de ambientes dulceacuícolas (Barnes, 1985).

Su pequeño tamaño, su distribución en la superficie de los sedimentos con pocas especies planctónicas, y su dificultad taxonómica han determinado en parte al pobre conocimiento de su ecología. El cuerpo tiene la segmentación borrada y está encerrado en un caparazón bivalvo formado por dos expansiones laminares que proceden de la

parte anterior dorsal del tronco, sus valvas se mantienen abiertas cuando las aguas están calmadas.

Por entre las valvas, el pequeño crustáceo parecido a un cladóceros, saca al exterior los apéndices locomotores. Muchos ostracodos se mueven por el sedimento mediante movimientos pulsátiles de las antenas y las ramas caudales. Son omnívoros y, al igual que en los microcrustáceos cladóceros, se alimentan de bacterias, algas detritus y otros microorganismos por medio de la filtración. La reproducción es partenogenética en gran parte de su ciclo vital, en algunas especies hay reproducción sexual normal, en otras especies se han encontrado machos; el desarrollo de los huevos puede durar entre unos días y algunos meses, depende sobre todo de la temperatura, miden entre 0.35 y 4mm (Margalef, 1983)

Posee dos pares de antenas, provistas de largas cerdas “nadadoras”, mandíbulas, maxilas y varios pares de patas progresivamente reducidas. El cuerpo termina en una furca con dos ramas terminadas en sedas o espinas, Cada valva del caparazón esta formada por dos hojas de quitina separadas por el tejido hipodérmico, la externa mas impregnada de sales de calcio y de magnesio, la interna mas permeable y apta para servir de superficie respiratoria. La piel del cuerpo es blanda, pero esta soportada por una especie de red formada por tiras quitinosas que mantienen la forma del animal y ofrecen inserción a sus músculos; con esta red se relaciona un esqueleto cefálico. Todos los huevos tienen una doble cubierta y son de desarrollo diferido; generalmente pueden resistir largos periodos de desecación; La movilidad y la residencia dependen de la combinación entre la forma de las valvas y la distribución de las sedas nadadoras. Algunas especies tienen una sola generación al año, otras dos o incluso tres, la duración de vida es de uno a cinco meses dependiendo de la especie (Margalef, 1983)

ANTECEDENTES

Se han desarrollados estudios de toxicidad de compuestos químicos y metales pesados en diferentes especies de organismos acuáticos, para determinar la CL₅₀ y los daños que estos causan. Por ejemplo en crustáceos, Burton, *et al* (1972) determinaron que la concentración letal media del Zn en camarón *Lepomis macrochirus* se reduce con el incremento de la temperatura. Por su parte Vogt (1994) determino que el camarón *Panaeus monodon* la acumulación de Cu, Pb, Fe, y Ca es mayor en el hepatopancreas, mientras que Chen (2001), demostró una relación entre el sulfato de cobre y las respuestas fisiológicas de este crustáceo al observar una tolerancia a este tóxico cuando disminuye la salinidad. Mientras que Boitel, y Truchot (1989), demostraron que la exposición de concentraciones subletal y letales de cobre en cangrejos *Carninus maenas* producen la acidificación metabólica y alteran la concentración de iones en la hemolinfa.

Philips (1976), por su parte encontró que la toxicidad de metales (Zn, Cd, Pb, y Cu) se incrementa inversamente con la salinidad y temperatura reflejándose en una pérdida de peso en el mejillón *Mytilus edulis*. (moluscos) Mientras que Havilsom (1983) encontró que la toxicidad del cobre en mejillones se obtuvo por diferencias genotípicas en el locus PGI, o por la diferente susceptibilidad que tuvo el mejillón al tóxico. Viarengo, *et al* (1994) discutieron que los efectos del mercurio y del cobre a nivel celular en mejillones, afectan los canales de calcio, produciendo alteraciones bioquímicas y fisiológicas en las células.

La evaluación del efecto agudo de metales pesados y la sensibilidad de diferentes grupos faunísticos acuáticos son comunes en la actualidad. Por ejemplo Venegas *et al*. (1997) realizaron comparaciones sobre la sensibilidad a exposiciones agudas de distintos tipos de artrópodos (*Panaeus setiferus*, *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*, y la toxicidad individual y sinérgica de mezclas de cadmio y zinc.

Por su parte, Fargasova (1994) analizo la toxicidad de los metales pesados en relación a factores ambientales como pH, temperatura, entre otros y la sensibilidad a la CL₅₀ de

sales de As, Pb, Cr+1, Cr+2, Hg, Cd a especies importantes al interior de la cadena alimenticia como son *Daphnia magna* y a *Tubifex rubifex*.

A si mismo la toxicidad subletal o crónica de compuestos en base a metales pesados y para diversos grupos taxonómicos es de uso corriente. Por ejemplo, Nuñez (2002) observó el efecto del alga (*Chlorella vulgaris*) expuesta a una concentración de ocho veces a la CL₅₀, (durante 1,2 o 4 horas) y cargada de cadmio y mercurio sobre el crecimiento de *Brachionus rubens* (Rotifera) en donde la tasa de crecimiento poblacional disminuyo significativamente al incrementarse la concentración del metal en le medio.

Del grupo cladócero en particular la pulga de agua *Moina irrasa* se conocen sus respuestas poblacionales y reproductivas por efectos de una exposición subletal de cloruro de zinc, se observo que este metal en bajas concentraciones es benéfico ya que es capaz de estimular la alimentación de este organismo por lo tanto incrementa el tamaño poblacional, además de que el zinc esta envuelto en procesos endocrinos y de reproducción (Zou, 1997).

Mediante pruebas de toxicidad aguda CL₅₀, basadas en bioensayos estáticos a 96 horas, Vargas *et al* en el (1995), determinaron la concentración letal media en alevines de cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). Para tal fin se emplearon alevines de 3.07 cm y 1.21 g y de tilapia roja de 3.19 cm y 1.34 g en promedio.

Información sobre ostracodos existe, aunque la mayoría son sobre la diversidad y su distribución. Así Palacios *et al* (1982) determinaron las especies pertenecientes a géneros de Ostracodos recientes del Caribe Mexicano, para la zona comprendida entre Isla Mujeres e isla Cozumel, Quintana Roo México.

Dentro de los estudios enfocados a contaminación acuática tenemos los publicados por Palacios y colaboradores en el 2003, ellos emplearon 128 valvas de ostracodos, pertenecientes al genero *Cyprideis*, los cuales fueron provenientes de tres localidades diferentes. (Laguna de Tamiagua en Veracruz, México; Laguna S'Abuferas des Grau Isla

de Menorca España, Islas Bahamas). Las cuales se emplearon para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos (Palacios *et al.*, 2003).

JUSTIFICACIÓN

Es necesario realizar más investigaciones acerca de los ostracodos (*Heterocypris incongruens*), ya que también juegan un papel muy importante dentro de los ambientes acuáticos, en México no se cuenta con suficientes estudios realizados sobre estos organismos, lo único que se conoce de ellos es su distribución y taxonomía (Palacios *et al* op. cit.). El uso de organismos en la evaluación de la calidad del agua ha sido ampliamente utilizado (Caims & Pratt, 1993;) sin embargo de todos los grupos que han sido considerados en los monitores biológicos de las aguas continentales, los macroinvertebrados bentónicos han sido recomendados (Hawkes, 1979; Suess, 1982; Abel, 1989; Rosenberg & Resh, 1993) ya que ofrecen numerosas ventajas, de las cuales *H incongruens*, cuenta con ellas por eso es importante tomarlo en cuenta como organismo bioindicador, dentro de las comunidades acuáticas. Por ejemplo: su naturaleza sedentaria, que permite un efectivo análisis espacial de los efectos de las perturbaciones (Slack *et al*, 1973; Hawkes, 1979; Abel, 1989). Presentan ventajas técnicas asociadas a los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, los que pueden ser realizados con equipos simples y baratos (Wiederholm, 1980; Hawkes, 1979). La taxonomía de este grupo ya está bien estudiada, (Palacios *et al* 1982); además de que existen numerosos métodos para el análisis de datos, incluyendo índices bióticos y de diversidad, los cuales han sido utilizados en biomonitores a nivel comunitario y de respuestas individuales. Por otra parte la concentración de metales en los sedimentos de la desembocadura de los ríos con descarga 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 en el agua de mar. Bajo condiciones apropiadas estos metales pueden lixiviarse 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. (Laws, 1993).

Aunque como se observa hay poca información sobre su sensibilidad a la toxicidad. Es por ello que este estudio pretende establecer el efecto del metal pesado cadmio y cobre en esta especie, ya que ella es un habitante común de un cuerpo de agua que recibe aguas residuales con metales pesados.

OBJETIVOS

Evaluar la respuesta del ostrácodo (*Heterocypris incongruens*) a exposiciones agudas, concentración letal 50 y crónicas de CdCl₂ y CuSO₄ y tablas de vida demográficas.

Objetivos Particulares:

- ◆ Determinar la toxicidad aguda (CL₅₀) de CdCl₂ y CuSO₄ para el ostrácodo
- ◆ Derivar concentraciones subletales de estos metales pesados

- ◆ Estimar el efecto crónico de distintas concentraciones del tóxico mediante tablas de vida registrando los parámetros de esfuerzo reproductivo, tiempo generacional, tasa de reproducción bruta, neta e intrínseca, sobrevivencia, esperanza de vida.

- ◆ Establecer el efecto de concentraciones de estos tóxicos en la eclosión de huevecillos provenientes de individuos expuestos al estrés por estos metales

MATERIAL Y METODOS.

a) Alimento.

Para alimentar el ostrácodo, se utilizó la microalga, *Chlorella vulgaris*. Esta se cultivó en forma masiva en condiciones asépticas, en botellas de plástico de 2000ml, con iluminación artificial continua (aproximadamente 1000 y 2000 lux) con aireación constante, a una temperatura de 22-23°C en el medio de crecimiento basal de Bold (Borowitzka, 1988). Como fuente de carbono adicional al medio de cultivo, se utilizó bicarbonato de sodio el cual se añadió cada tercer día durante el crecimiento del alga, la cual se dejó cultivar y sedimentar dando solo como alimento el alga concentrada.

b) Ostrácodo.

La especie (*Heterocypris incongruens*) es procedente de un cuerpo de agua de la ciudad de Guanajuato. Estos individuos fueron colectados durante los días finales del mes de octubre del año 2001. Los individuos experimentales fueron de una población clonal cultivada masivamente, los cuales fueron removidos y cambiados del medio cada tercer día, utilizando medio sintético EPA, el cual contiene diferentes sales. (Bicarbonato de Sodio, Sulfato de Calcio, Sulfato de Magnesio y Cloruro de Potasio). Los organismos fueron alimentados con *Chlorella*, *ad libitum*.



1076±112µm

Foto 1 *Heterocypris incongruens*

(10x)



114±2µm

Foto 2 Huevecillos de *H. incongruens*

(10X)

c) Toxicidad aguda

Para estimar la toxicidad aguda de Cd y Cu para *H incongruens*, se procedió a la búsqueda del intervalo experimental y se trabajaron, 4 concentraciones de tóxico en escala geométrica.(0.8, 0.4, 0.2, 0.1 mg/L de CdCl₂ y CuSO₄) Los organismos se consideraron de una edad de 24 a 48 horas de nacidos, y fueron 20, se colocaron en frascos de vidrio con capacidad de 50 ml, los cuales contenían 25 ml de solución tóxica disuelta en medio EPA (Anon, 1985); fueron expuestos durante 24 horas sin alimento; cada línea contaba con sus tres repeticiones incluyendo el grupo testigo. El valor de la concentración letal media (CL₅₀) se obtuvo a través del método Probit (Finney, 1971).

d) Toxicidad crónica

Para evaluar las respuestas por el estrés crónico en los individuos, el diseño experimental consistió de 3 niveles tóxicos (0.025, 0.050, 0.075 mg/l de CdCl₂ , derivados de la CL₅₀) más el grupo testigo. En cuanto a los niveles de cobre se emplearon las mismas concentraciones que para cadmio (0.025, 0.050, 0.075 mg/l de CuSO₄). El nivel alimenticio en los tratamientos fue de 2x10⁶ cel/ml de microalga. *Chlorella vulgaris*. Cada tratamiento experimental consto de 20 individuos con su testigo, y los cuales se colocaron individualmente en recipientes de vidrio con capacidad de 80 ml estos contenían 25 ml del medio con las condiciones tóxico-alimenticias señaladas. Se computo el valor de la media (r_j) y el error estándar de n empleando el método de Jackknife. (Meyer *et al* 1986).

Los organismos considerados para esta prueba tenían una edad de 24 a 48 horas de nacidos en las condiciones experimentales. Diariamente, los individuos fueron cambiados a medio fresco de tóxico y alimento, y los huevecillos fueron removidos y contados. El experimento termino cuando todos los individuos murieron. Además se registro el porcentaje de eclosión de los huevecillos provenientes de los individuos expuestos al tóxico, se registro periódicamente a los individuos eclosionados. El periodo de observación empezó desde el momento de colecta de cada individuo y se termino 45 días después de haber concluido el experimento. El contenedor con los huevos se mantuvo a condiciones de ambiente de laboratorio 23 a 25 °C. y con medio EPA, mismo de las condiciones experimentales.

e) Modelos matemáticos empleados

De estos datos se derivaron las variables demográficas de sobrevivencia (l_x), esperanza de vida (e_x), tasa de reproducción, neta, bruta, tiempo generacional, tasa intrínseca de crecimiento de la especie por cada línea experimental, fueron calculadas usando métodos demográficos estandarizados de tabla de vida, las formulas utilizadas fueron las siguientes (Pyanca, 1998):

$$\text{Sobrevivencia} = N_x/N_0$$

$$\text{Esperanza de vida} = T_x/l_x$$

$$\text{Reproducción bruta} = \sum_0 m_x \quad \text{donde } m_x \text{ es fecundidad}$$

$$\text{Tiempo generacional} = \frac{\sum_0 l_x m_x \cdot x}{R_0} \quad \begin{array}{l} \text{donde } l_x \text{ es supervivencia} \\ m_x \text{ fecundidad} \\ x \text{ es la edad} \end{array}$$

$$\text{Tasa reproductiva neta} = \sum_0 l_x m_x \quad \begin{array}{l} \text{donde } l_x \text{ es supervivencia} \\ m_x \text{ es fecundidad} \end{array}$$

$$\begin{array}{l} \text{Tasa de crecimiento } n \\ r = \sum_{x=0}^n e^{-rx} l_x m_x = 1 \end{array}$$

Método de Jackknife:

Donde $S^2 r_j$ es la varianza de n pseudo valor de Jackknife $\{r_1, r_2, \dots, r_{20}\}$

$$r_j = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \tilde{r}_i \quad SE(r_j) = \sqrt{s^2_{\tilde{r}} / n}$$

Para valorar los resultados se utilizó ANOVA de un solo factor, la prueba de Fischer para conocer las diferencias significativas y la prueba de Tukey para conocer la significancia se consideró $p < 0.05$ entre los niveles tóxicos (Krebs, 1985).

RESULTADOS

TOXICIDAD AGUDA

En la figura 1, se muestra el efecto tóxico en *Heterocypris incongruens*, con CuSO_4 y CdCl_2 el mas agudo se presento durante la exposición al Cadmio, con respecto a la concentración por Cobre. Este último metal fue menos tóxico que el primero. Estos resultados son altamente significativos ($p < 0.001$) (figuras 1 y 2).

TOXICO	CI_{50-24}
CuSO_4	0.251 ± 0.033
CdCl_2	0.228 ± 0.021

Tabla 1. Valores de toxicidad aguda CI_{50-24} y el ES de las concentraciones de CuSO_4 y CdCl_2 de *Heterocypris incongruens*, los valores son el promedio y el ES de 3 replicas

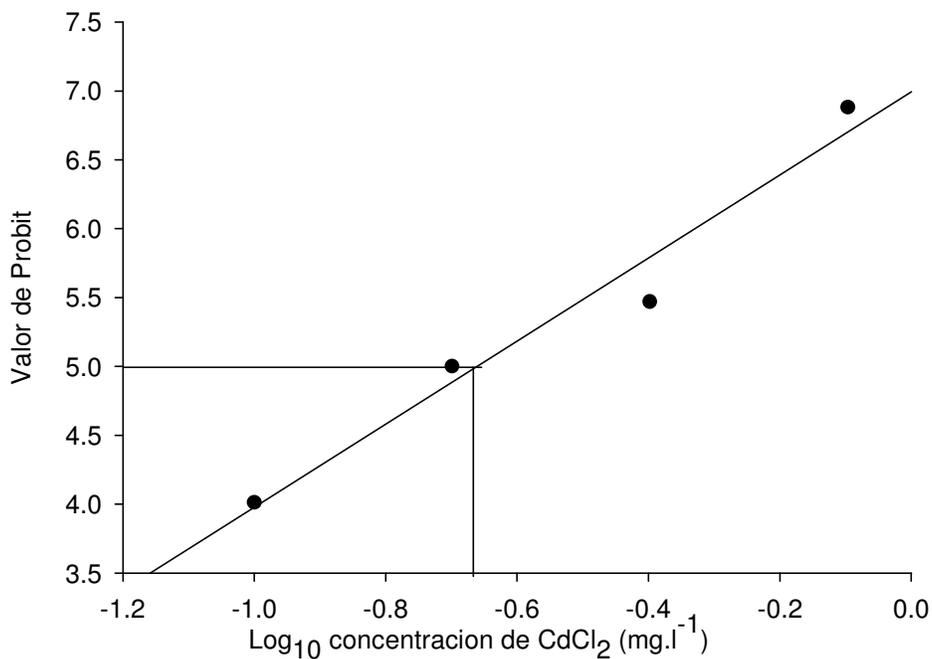


Figura 1. Toxicidad aguda de *Heterocypris incongruens* según valores Probit de la mortalidad concentración CdCl_2

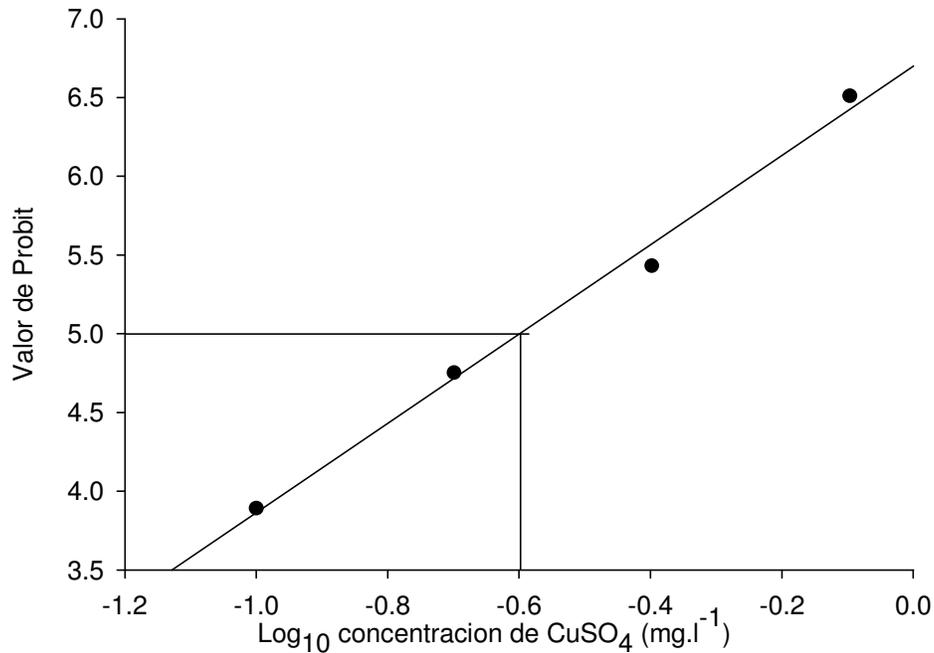


Figura 2. Toxicidad aguda de *Heterocypris incongruens* según valores Probit de la mortandad concentración CuSO₄

TOXICIDAD CRONICA

En el caso de las variables no reproductivas (Promedio de vida, esperanza de vida y el tiempo generacional), se vieron afectadas de manera variable: tanto de forma inhibitoria así como estimulatoria en el caso de Cadmio. (figuras 3,4 y 5).

a) Promedio de vida, Esperanza de vida.

El promedio de vida, y la esperanza de vida de *H incongruens* expuesto a CdCl₂ el promedio de vida y la esperanza de vida de *H incongruens*, la significancia se dio en torno de un 5 % en relación al grupo testigo ($p < 0.001$) (tabla 2), entre los niveles tóxicos no se observó diferencia entre ellos. (figuras. 3 y 4)

En el caso del CuSO₄, oscilaron significativamente ($p < 0.001$) (tabla 3) en torno de un 20% con respecto al grupo testigo (figuras. 9, y 10). Cabe destacar que no hubo efecto significativo entre los niveles tóxicos experimentales.

b) Tiempo Generacional

En el caso del tiempo generacional del ostracodo, el tóxico aumento el valor de dicha respuesta superando significativamente incluso al grupo testigo (figura. 5). Dicha estimulación se da en las concentraciones más bajas (0.050 y 0.025 mg/L de Cu) de este experimento. (Tabla 3) (figura. 11).

En el caso del tiempo generacional con cadmio, se observó un comportamiento similar si bien las concentraciones más altas indujeron efectos más pronunciados y muy significativos. (Tabla 2, figura.5)

c) Variables Reproductivas (Tasa de reproducción, Neta, Bruta e Intrínseca)

De manera global, el cobre afectó las variables reproductivas de tasa bruta, neta e intrínseca por día. La reproducción bruta fue afectada significativamente ($p < 0.001$) en los tratamientos experimentales con Cadmio (figura. 6). En el segundo caso fue hasta de un 50 % con relación al grupo testigo y en una forma directamente proporcional a la concentración del cobre en el medio; a mayor cantidad en el ambiente menor reproducción bruta de *H incongruens* (figura 12). Este patrón se presentó exactamente igual en la reproducción neta (figura.7). La variación neta osciló desde 45 huevecillos/hembra hasta 22-30 en los tratamientos experimentales de Cobre (figura. 13).

En contraste, la reproducción intrínseca por día, en presencia de ambos tóxicos si bien fue modificada significativamente, no hubo diferencia en el efecto por los niveles tóxicos utilizados (figura. 14).

d) Porcentaje de Eclosión

En el caso de la eclosión y número total huevecillos, se vieron afectados por los niveles tóxicos de ambos metales estudiados. Cabe mencionar que el porcentaje de eclosión fue menor al 10% tanto en los individuos experimentales como en los grupos control. En

particular, el Cu indujo una reducción significativa tanto del número de huevecillos así como de su cantidad de eclosión (figuras 4,5). El efecto tóxico entre las poblaciones experimentales y los individuos sin tóxico en el medio, osciló en un intervalo entre el 20 - 50%.

Para Cd, el patrón de respuestas fue similar, en este se dio de forma más severa ya que la variación osciló alrededor de 60-80% y 50-90% para el número y % de eclosión, respectivamente. Independiente de la concentración, este efecto fue inversamente proporcional a la toxicidad en el medio: a mayor concentración tóxica menor % de eclosión. (figuras 15, y 16) (figura 4),. La disminución de eclosión fue mas intensa en los huevecillos de los individuos expuestos al cadmio, pero para ambos casos de tóxico no se obtuvo grado de significancia (tabla 5).

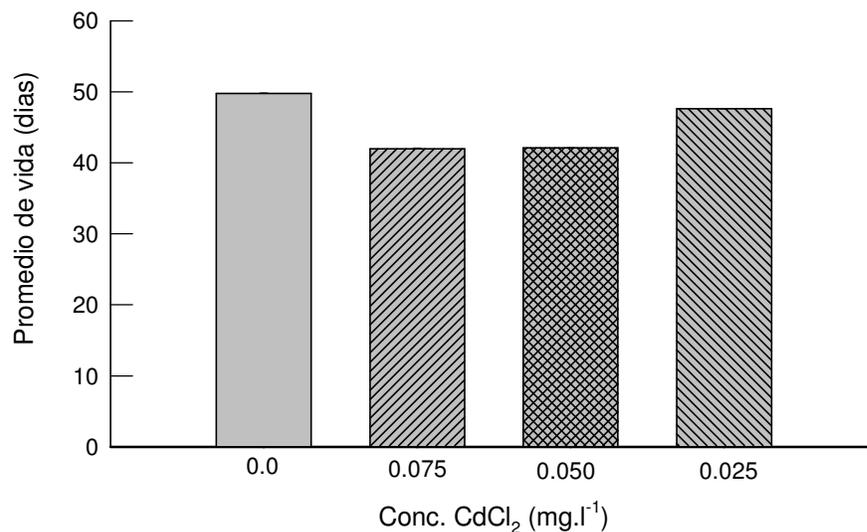


Figura 3. Promedio de vida de *Heterocypris incongruens* de tres diferentes concentraciones de CdCl₂ y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas.

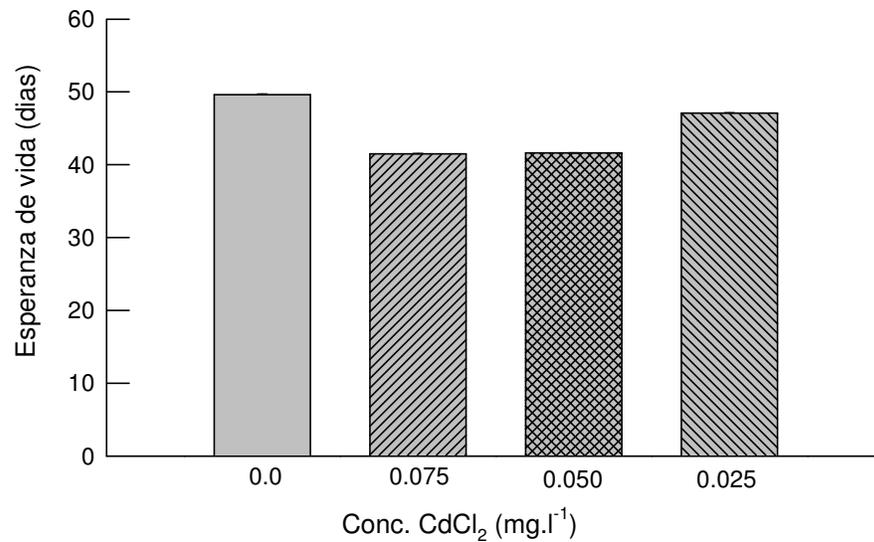


Figura 4. Esperanza de vida de *Heterocypris incongruens* en tres diferentes concentraciones de CdCl₂. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas.

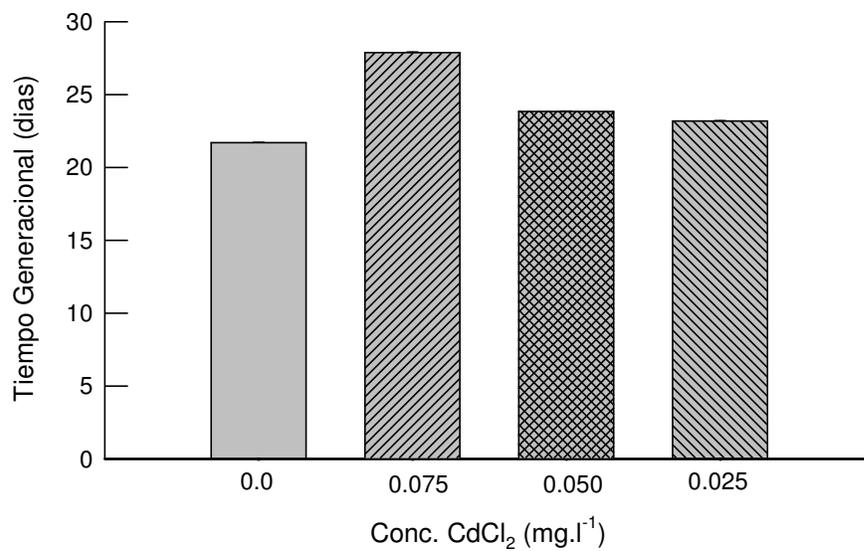


Figura 5. Tiempo generacional (días) de *Heterocypris incongruens*, en tres diferentes concentraciones de CdCl₂. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas.

En las figuras 3,4,5, se muestran las variables no reproductivas por exposición al CdCl₂. Los puntos muestran el promedio y el Es ± de 20 replicas (p < 0.05).

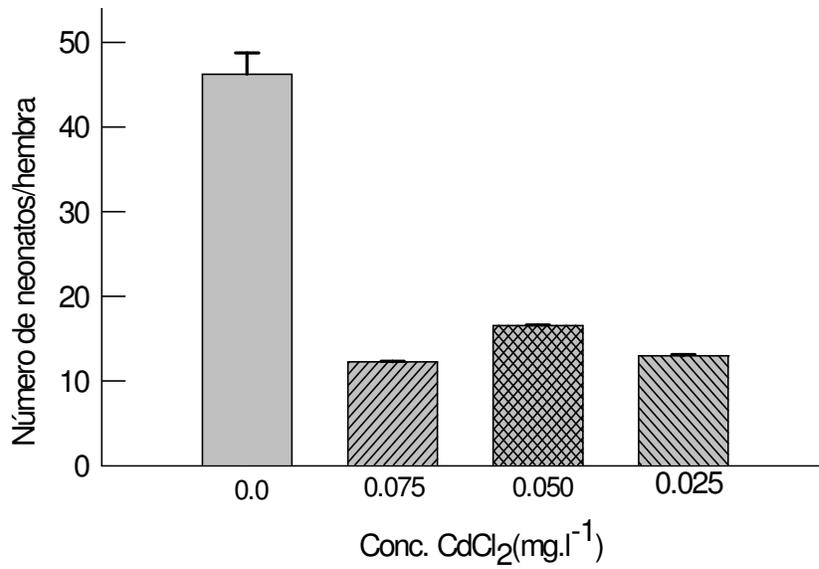


Figura 6 Reproducción Bruta (neonatos por hembra) de *Heterocypris incongruens* en tres concentraciones diferentes de CdCl₂. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas.

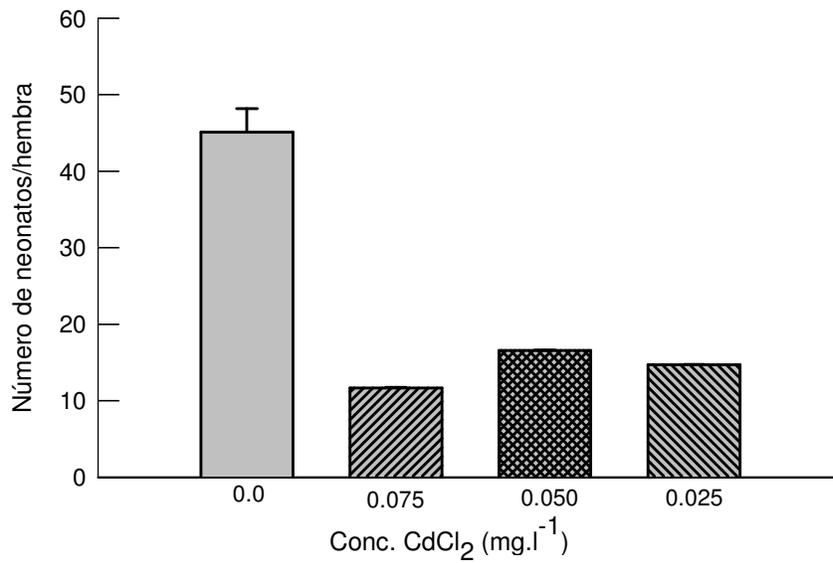


Figura 7 Reproducción neta de *Heterocypris incongruens* (neonatos por hembra) en tres diferentes concentraciones de CdCl₂. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

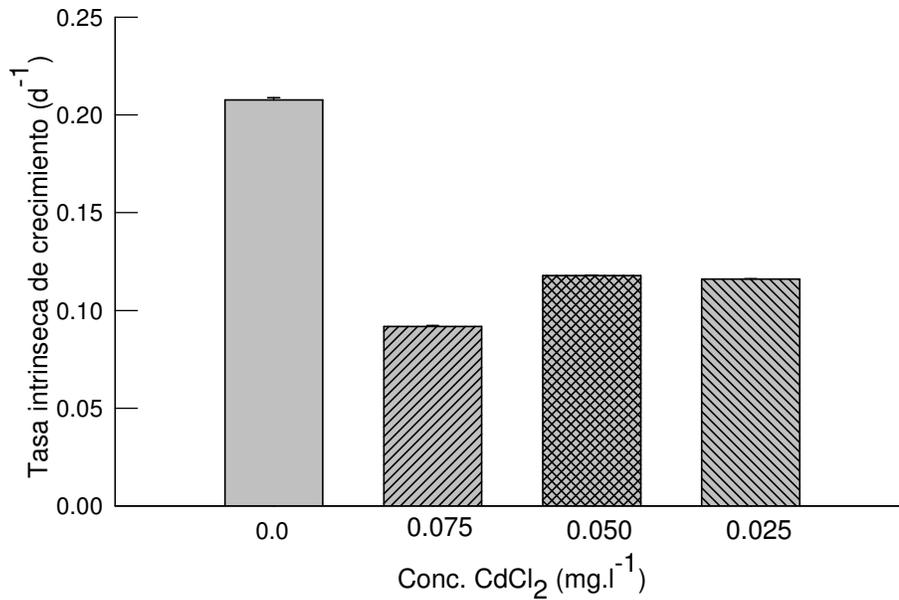


Figura 8 Tasa intrínseca de crecimiento “r” de la especie *Heterocypris incongruens* en tres diferentes concentraciones de CdCl_2 y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

En las figuras 6,7 y 8, se muestran las variables reproductivas por exposición al CdCl_2 .

Los puntos muestran el promedio y el error \pm de 20 replicas ($p < 0.05$).

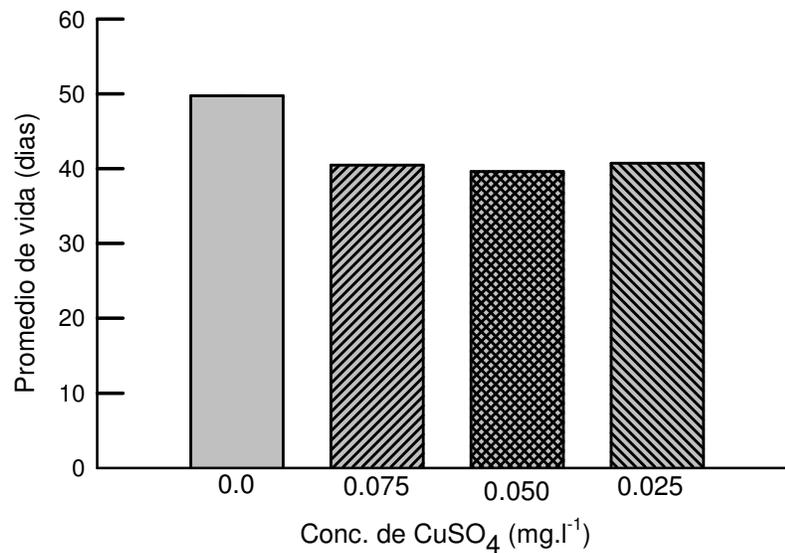


Figura 9 Promedio de vida de *Heterocypris incongruens* en tres diferentes concentraciones de CuSO_4 y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

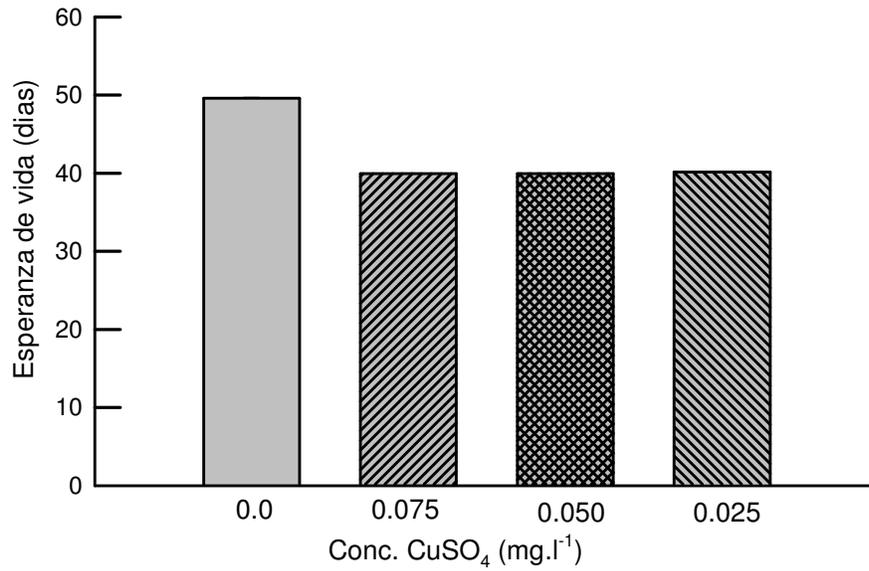


Figura 10 Esperanza de vida de *Heterocypris incongruens* en tres diferentes concentraciones de CuSO₄. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

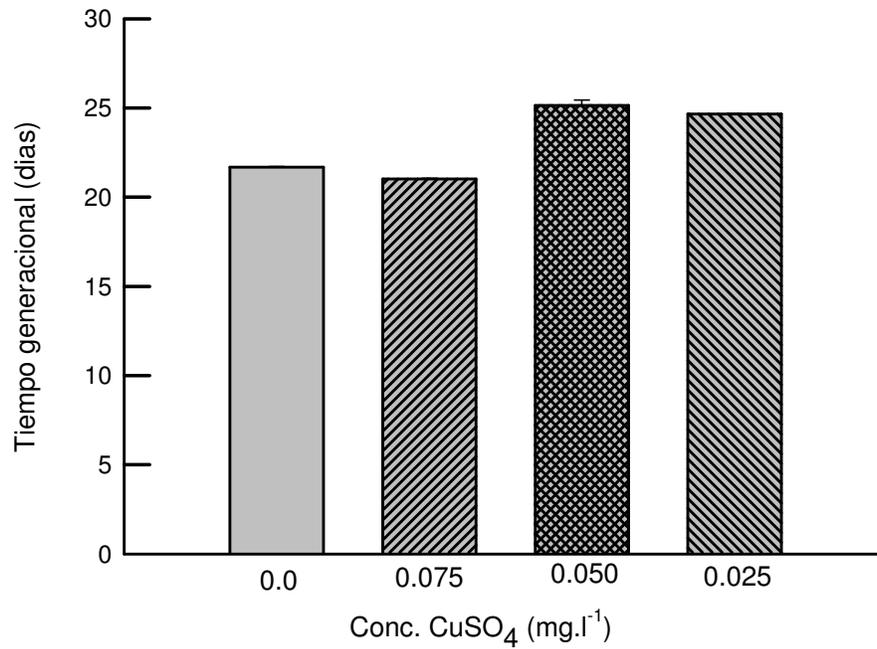


Figura 11 Tiempo generacional (días) de *Heterocypris incongruens*, en tres diferentes concentraciones de CuSO₄. y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

En las figuras 9,10, y 11, se muestran las variables no reproductivas por exposiciones a CuSO_4 , los puntos muestran el y el error \pm de 20 replicas. ($p < 0.05$).

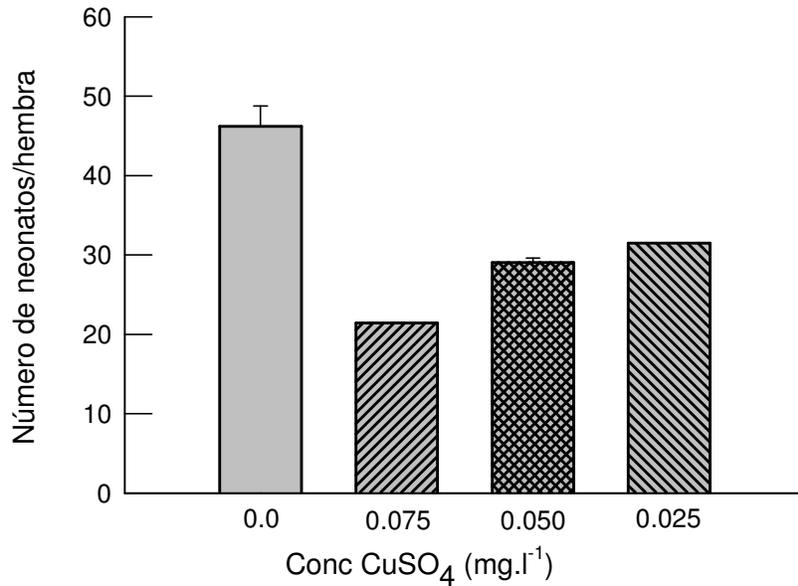


Figura 12 Reproducción Bruta (neonatos por hembra) de *Heterocypris incongruens*, tres diferentes concentraciones de CuSO_4 . y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

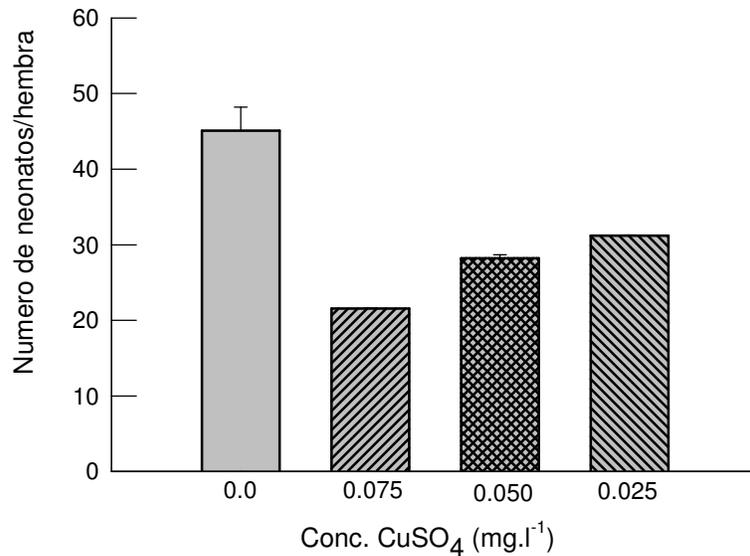


Figura 13 Reproducción neta de *Heterocypris incongruens* (neonatos por hembra) en tres diferentes concentraciones de CuSO_4 y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

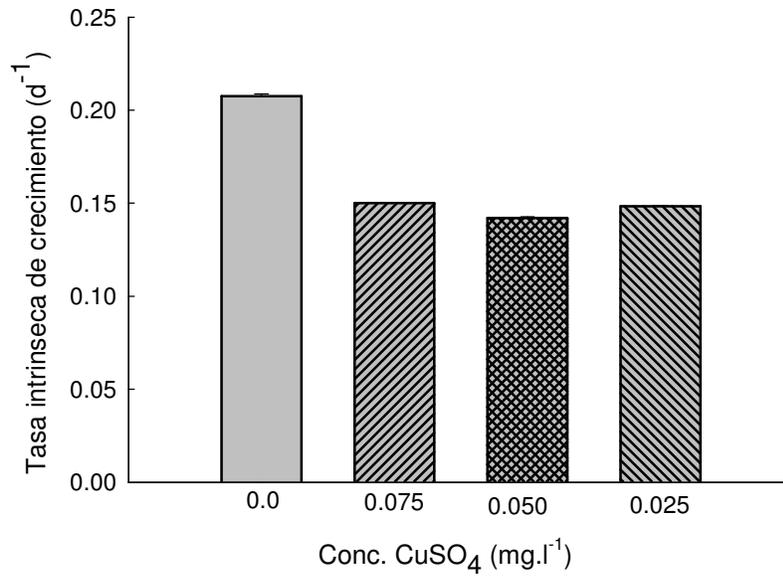


Figura 14. Tasa intrínseca de crecimiento “r” de la especie *Heterocypris incongruens* en las tres diferentes concentraciones de CuSO₄ y un grupo testigo, los puntos muestran el promedio y el Es. de 20 replicas

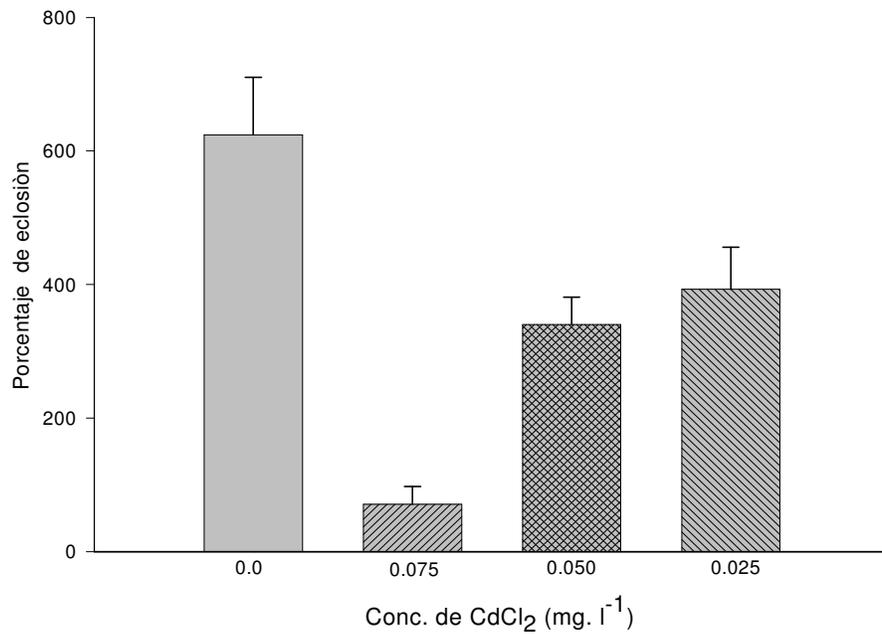


Figura 15 Porcentaje de eclosión de huevecillos de *Heterocypris incongruens* organismos expuestos a tres concentraciones diferentes de CdCl₂

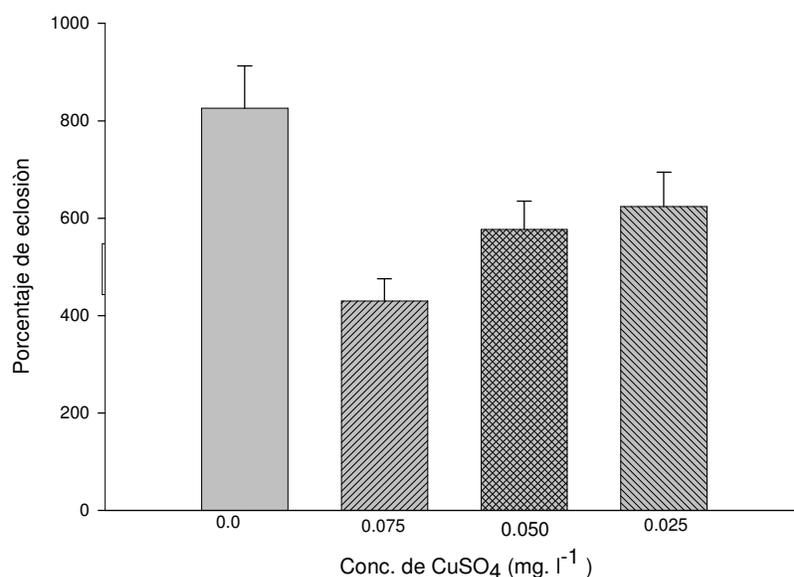


Figura 16. Porcentaje de eclosión de huevecillos de *Heterocypris incongruens* organismos expuestos a tres concentraciones diferentes de CuSO₄.

En las figuras 15, y16 se muestra el % de eclosión de huevecillos de los individuos expuestos a estrés por los metales Cd y Cu . Los puntos son error \pm y el valor promedio de 20 replicas.

Tabla 2 Análisis de varianza para las concentraciones de Toxicidad crónica, variables reproductivas y no reproductivas para Cadmio (0.025, 0.050, 0.075) (alimento 2×10^6 céls. mL⁻¹) con (** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$ y ns = no significativo).

	df	MS	F
<i>Heterocypris incongruens</i>			
Promedio de Vida			
Fuente de variación	3	161.110	6661.0 ***
Error	76	0.024	
Esperanza de Vida			
Fuente de variación	3	161.771	7445.2 ***
Error	76	0.021	
Reproducción Bruta			
Fuente de variación	3	6480.407	41979.8***
Error	76	0.154	
Reproducción neta			
Fuente de variación	3	6306.101	64474.1***
Error	76	0.097	
Tiempo Generacional			
Fuente de variación	3	139.47	6184.1 ***
Error	76	0.022	
r-final			
Fuente de variación	3	0.051	6658.6 ***
Error	76	7.781	

Tabla 3. Análisis de varianza para las concentraciones de Toxicidad crónica, variables reproductivas y no reproductivas de Cobre (0.025, 0.050, 0.075) (alimento 2×10^6 céls mL⁻¹) con (** = p<0.01, *** = p<0.001, * = p<0.05 y ns = no significativo).

<i>Heterocypris incongruens</i>			
	df	MS	F
Promedio de Vida			
Fuente de variación	3	14.372	452.0 ***
Error	76	0.031	
Esperanza de Vida			
Fuente de variación	3	14.372	301.9 ***
Error	76	0.046	
Reproducción Bruta			
Fuente de variación	3	2882.702	1654.8***
Error	76	1.741	
Reproducción neta			
Fuente de variación	3	2883.570	2052.6***
Error	76	1.404	
Tiempo Generacional			
Fuente de variación	3	86.2186	174.6 ***
Error	76	0.493	
r-final			
Fuente de variación	3	0.0818	1924.3***
Error	76	9.706	

Tabla 4. La tabla muestra, el número total de huevecillos, a si como el porcentaje de eclosión de los mismos, pertenecientes a los organismos expuestos a estrés por cadmio y cobre de *Heterocypris incongruens*, incluyendo el grupo testigo (100%).

CONTROL	0.025mg/l deCuSO4	0.050mg/l	0.075mg/l
#DE HUEVOS 827	639	500	448
% DE ECLOS 7.94	7.7	6.0	5.4
CONTROL	0.025mg/l de CdCl2	0.050mg/l	0.075mg/l
#DE HUEVOS 827	340	293	229
% DE ECLOS 7.94	4	2	1

Tabla 5. Análisis de varianza para los huevecillos eclosionados de las concentraciones de Toxicidad crónica Cadmio y Cobre (0.025, 0.050, 0.075) (***) = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$ y ns = no significativo).

	df	MS	F
<i>Heterocypris incongruens</i>			
CADMIO			
Fuente de variación	3	35901.94	380.7 ***
Error	76	94.30189	
<i>Heterocypris incongruens</i>			
COBRE			
Fuente de variación	3	2438.567	18.6 ***
Error	76	130.694	

DISCUSION

TOXICIDAD AGUDA

En los bioensayos de toxicidad aguda, se observó que *H incongruens* es sensible ante ambos tóxicos empleados. Cabe resaltar, además, que valores cercanos a los aquí reportados de CL_{50} , son los de Sarma *et al* (2000) quienes registraron 0.5 mg L^{-1} para *Brachionus calyciflorus* y 0.44 mg L^{-1} (24 hr CL_{50}) para *Brachionus patulus*. En otros trabajos (Vanegas *et al.*, 1997)) utilizando cadmio como metal pesado, se reportó una concentración letal promedio de 0.99 mg L^{-1} (96 hr CL_{50} , para juveniles del camarón *Panaeus setiferus* lo cual es una cantidad mucho mas severa de tóxico que lo observado en este trabajo. Numerosos factores ambientales afectan la toxicidad del cobre en los invertebrados: alcalinidad, pH, dureza en el agua, resistencia iónica y la salinidad (Alberta Environmental Protection. 1996). Esto podría atribuirse a que los metales pesados suelen reaccionar (quelación) más fácilmente en medios salinos (caso del camarón) con algunas sales y reducir toxicidad en el medio que en los ambientes dulceacuícolas (medio de esta especie).

Un hecho que resalta de estas investigaciones es que mi especie es mucho mas sensible que otras empleadas en los bioensayos de este tipo, como el cladóceros *Daphnia magna* según Dave *et al.* (1980) quienes reportaron una concentración de 0.56 mg L^{-1} (24 hr CL_{50}). Este estudio también mostró que el ostrácodo es más sensible ante el efecto de cadmio en esta prueba.

TOXICIDAD CRONICA

Los organismos litorales y bentónicos son posiblemente los mas directamente afectados por la exposición de metales pesados, debido a que el bentos es el ultimo 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 pesados en sus procesos Industriales. (Newman y Mc Intosh, 1991).

No todas las variables dentro de un estudio de tabla de vida son igualmente sensibles ante la presencia de estrés, pues algunas presentan desviaciones significantes de controles ante la presencia de tóxicos y son importantes para evaluar las estrategias de la tabla de vida de algunos organismos bentónicos y zooplanctónicos.

En el presente estudio se encontró que las variables consideradas, para la tabla de vida de *H. Incongruens*, como promedio de vida, esperanza de vida, tiempo generacional, reproducción bruta, neta, y tasa intrínseca de crecimiento, fueron afectadas de forma muy significativa por la concentración del toxico.

Las variables consideradas como no reproductivas, independientemente del tóxico y de la concentración del mismo. De cualquier modo, cuando el estrés es alto y la reproducción es inhibida, las variables solamente pueden ser medidas en relación a la supervivencia, tal como el promedio de vida, el cual bajo estas condiciones es verdaderamente sensible. Por ejemplo, Nandini *et al.* (2004) Observaron que la tasa de reproducción total fue el menos sensible, mientras que la tasa de crecimiento poblacional fue el mas sensible a los diferentes tratamientos

En el presente estudio se encontró que las variables consideradas, para la tabla de vida de *H. Incongruens*, como promedio de vida, esperanza de vida, tiempo generacional, reproducción bruta, neta, y tasa intrínseca de crecimiento, fueron afectadas de forma muy significativa por la concentración del toxico ($p < 0.001$), aunque; las variables consideradas como no reproductivas, fueron las menos sensibles a este efecto, independientemente del toxico y de la concentración del mismo. En el caso del tiempo Generacional hubo estimulación en algunas concentraciones, para Cd (0.075), y para Cu (0.050, 0.075), superando al grupo al grupo control.

En el caso del Tiempo Generacional de *Heterocypris incongruens* se detectó un aumento del mismo en algunas concentraciones (Cd -0.075-, y para Cu -0.050, 0.075-) superando al grupo control. Acerca de esto, se sabe que existen condiciones con niveles tóxicos bajos que inducen a respuestas mejoradas por encima de las poblaciones testigo, libres del estrés tóxico (Moriarty, 1993), y que podrían significar lo

que se conoce como un intercambio evolutivo: mayor tiempo generacional a cambio de menor reproducción, tal como se observó en este trabajo.

El ostracodo. *H incongruens* mostró mucha sensibilidad al impacto de cadmio y cobre. Según Newman y Mc Intosh (1991) los organismos litorales y bentónicos son posiblemente los más afectados por la exposición de metales pesados. El bentos es el último depósito de los materiales particulados, y es el lugar donde se encuentra la mayor concentración de metales. Esto corrobora la idea de que los ostracodos, organismos bentónicos, pueden ser buenos indicadores de contaminación por su gran sensibilidad. Los organismos bentónicos soportan niveles mas severos de estrés (García *et al* 2004).

Eclosión

En este estudio se observo que la toxicidad producida por el Cadmio y el cobre, afectó severamente el numero total de huevos así como del porcentaje de eclosión, aunque el impacto por el cobre fue menos severo. Esto parece esperable ya que el individuo en estrés tiene que derivar energía para tolerar el tóxico en el medio y posiblemente no le alcance para producir la cantidad promedio propia de los individuos desarrollándose libres de estrés tóxico. En cuanto a la eclosión, sería recomendable analizar si las condiciones y el tiempo de registro fueron los apropiados en este trabajo para no confundirlos con las condiciones experimentales.

El cobre mostró menor toxicidad para el ostracodo que el cadmio. Una posible explicación a este respecto es que el cobre es un elemento esencial y componente importante de enzima con funciones metabólicas (Rozsa and Salanki 1990) mientras que el cadmio no es un elemento metabólico esencial. Los metales no esenciales tales como el mercurio o el cadmio son excretados con mayor dificultad (Scheiner *et al* 1989). Por lo tanto, esto podría ocasionar una más pronta intoxicación y explicaría la mayor toxicidad aguda en *H incongruens* observada en este trabajo. A nivel de población, uno de los efectos por el cadmio es el crecimiento retardado (Scheiner, *et al.*, 1989.), como se observó claramente en mis resultados. Por lo anterior, es sabido que el cadmio se

encuentra sujeto a una de las legislaciones más severas en términos ambientales y de salud humana (EPA, 1985).

De acuerdo con la legislación sobre cobre y cadmio para la protección de la vida acuática (Nom-001-Ecol-1996), las concentraciones promedio por día permitidas son 6.0 y 0.2 mg/l de cobre y cadmio, respectivamente, están muy por encima (25 y 8 veces más) de la de los valores de toxicidad aguda en el ostracodo, registrados en este trabajo. Por lo cual, sería apropiado que se considerara esta información para actualizar la normatividad sobre las concentraciones de estos tóxicos.

Para soportar el estrés tóxico por los metales pesados, cabe la posibilidad que este crustáceo (como otras especies) posea mecanismos de detoxificación de metales pesados entre los cuales se hallan enzimas que se fijan a estos metales, inmovilizándolos (Roesijadi, 1980) en moléculas inocuas para el organismos y eliminándolas en secreciones posteriormente, siempre y cuando éstos superen las dosis requeridas.

CONCLUSIONES

En este estudio se observó un mayor impacto agudo (CL_{50}) por el cadmio que por el cobre.

Las respuestas demográficas más afectadas fueron las reproductoras. Aunque ambos grupos de variables fueron afectadas de forma muy significativa por la concentración del tóxico.

La eclosión y del número total de huevecillos, se vieron afectados por los niveles tóxicos de ambos metales estudiados.

A sí mismo se observó que *H incongruens*, especie bentónica es muy sensible ante la presencia de los tóxicos aquí empleados y podría ser una especie bioindicadora. Cabe mencionar que trabajos realizados con *Heterocypris incongruens*, como organismo bioindicador no se han realizado con frecuencia, es importante tomarlo en consideración para este tipo de estudios ya que presenta todas las características de las especies empleadas.

Aunque el cobre es un elemento esencial, las concentraciones de 0.025, 0.050 y 0.075 causaron efectos negativos.

Heterocypris incongruens es un buen candidato para bioensayos, por su alta sensibilidad ante los metales $CdCl_2$ y $CuSO_4$ empleados en este experimento.

REFERENCIAS

- Abel. P. D. 1989. Water pollution biology. Ellis Horwood, Chichester, England.
- Anon, 1985. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. U.S. Environmental protection Agency. EPA/600-485/013.
- Baily, H.C., and D.H.W. Liu. 1980. *Lumbriculus variegatus*, a Benthic Oligochaete, as a Bioassay Organism. p. 205-215. In J.C. Eaton, P.R. Parrish, and A.C. Hendricks (eds). Aquatic Toxicology, ASTM STP 707. American Society for Testing and Materials
- Barnes, R. D. 1985. Zoología de los Invertebrados. Interamericana. MacGrawHil. Mexico.
- Belanger, S.E., J.L. Farris, and D.S. Cherry. 1989. Effects of diet, water hardness, and population source on acute and chronic copper toxicity to *Ceriodaphnia dubia*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18:601-611.
- Belanger, S.E., J.L. Farris, D.S. Cherry, & J. Cairns, Jr. 1990. Validation of *Corbicula fluminea* growth reductions induced by copper in artificial streams and river systems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:904-914.
- Biesinger, K.E., and G.M. Christensen. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. J. Fish. Res. Board Can. 29:1691-1700.
- Boitel F., Truchot J.P. 1989. Effects of sublethal and lethal Copper levels on hemolymph acid-base balance and concentrations in the shore crab *Carcinus maenas* Kept in undiluted sea water. Marine Biology. 103, 495-501.
- Borowitzca, M.A. y Borowitzca, L.J. 1988. Micro-algal biotechnology. 1-480. (Cambridge University Press, London).
- Buikema, A.L., J. Jr. Cairns, and G.W. Sullivan. 1974. Evaluation of *Philodina acuticornis* (Rotifera) as a bioassay organism for heavy metals. Water Resour. Bull. 10:648-661.
- Burton. D. T., 1972. Mortality curves of Bluegills (*Lepomis macrochirus rafinesque*) Simultaneously Exposed to Temperature and Zinc Stress, Trans. Amer. Fish. Soc., 3, 435-441.
- Brkovic-Popovic, I., and M. Popovic. 1977. Effects of heavy metals on survival and respiration rate of tubificid worms. I. The effects of survival. Environ. Pollut. 13:65-72.

Cairns J and R Pratt. 1993. a histori biological monitoring using benthic macroinvertebrates. P 10-27. In D. M. Rosemberg & V. H. Resh (Eds) Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall New York.

Dave G, Anddersson K, Berglind R, Haasserlrot B. 1980. Toxiicity of eightt solvent extraction chemicals andd of cadmium wateer fleas, *Daphnia magna*, rainboww trout, *Salmo gairderi*, and zebrafish, *Brachidanio rerio*. Comp. Bioochem Physiol.. 69: 11-20.

Diario oficial. Que establece los limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996; SEMARNAP: Mexico, 1997, 68-56p.

Enserink, E.L., J.L. Maas Diepeveen, and C.J. Van Leeuwen. 1991. Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation. Water Res. 25:679-687.

EPA. Technical support document for water quality-based toxic control: Office of Water Enforcement and Permits, Office of Water Regulations and Standardes,, U.S. Enviromental Proteccion Agency: Washington, Dc 20460, 1991.

Escaplés, M. 1999. Protocolos estándares para bioensayos de toxicidad con especies acuáticas y terrestres. Versión 2.0. PDVSA. INTEVEP. 213pp.

Fargasova A. 1994. Toxicity of metals of *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 37:210-213p.

Finney, D.J.1971. Probit analysis. Cambridge University Press, 3rd end. London.333p.

Garcia.G.G. Nandini S. S.S.S.Sarma. 2004. Effect of Cadmium on the Population Dynamics of *Moina macrocopa* and *Macrothrix triserialis* (cladocera).Enviromental Contamination and Toxicology. 72:717-724.

Helawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution a enviromental management. Elsevier, England.

Hawkes, H. A. 1979. Invertebrates as indicators of river cuality. In. James & L. Evison, Biological indicators of water cuality. Jhon Whi & Sons. 2: 1-45.

Howard, T.E., H.N. Halverson, & C.C. Walden. 1964. Toxicity of copper compounds to the snail vector hosts of the agents of schistosome dermatitis, in waters of differing hardness. Am. J. Hyg. 79:33-44.

INE. Normas oficiales Mexicanas en material de protección ambiental. 1993-1994. SEDESOL: Mexico. 1994.

Kraak, M.H.S., D. Lavy, H. Schoon, M. Toussaint, W.H.M. Peeters, & N. M. van Straalen. 1994. Ecotoxicity of mixtures of metals to the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Environ. Toxicol. Chem. 13:109-114.

Krebs, C. J. 1985. The experimental analysis of distribution and abundance. Ed. Harper & Row. New York. 754 pp.

Lam, M., Tjia. A. Chan, C., Chan, W. y Lee, W. (1997). Speciation study of chromium, copper and nickel in coastal estuarine sediments polluted by domestic and industrial effluents. Bull. Marine Pollution. 34 (11): 949-959.

Laws AE. 1993. Aquatic Pollution. 2^a ed; John Wiley & sons, Inc., USA. 351-415p.

Margalef, R. (1983). Limnologia, Ed. Omega, S.A. Barcelona. 1010pp.

Margalef, R. (1989). Ecología. 2da.ed. Ed. Omega, S.A. Barcelona. 951pp

Meyer S.M. Ingersoll G; C. McDonald, & Óbice S; M. 1986. Estimating uncertainty in population Growth rates: Jackknife vs. Bootstrap techniques. Ecological Society of America. Ecology; 67(5). pp 1156-1166

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.

Nebeker, A.V., C. Savonen, R.J. Baker, & J.K. McCrady. 1984a. Effects of copper, nickel and zinc on the life cycle of the caddisfly *Clistoronia magnifica* (Limnephilidae). Environ. Toxicol. Chem. 3:645-649

Núñez, C.H:F.2002. Efecto de dos metales pesados (cadmio y mercurio) sobre el crecimiento poblacional del rotífero *Brachionus rubens* (Rotifera) suministrados a través del alga cargada y del medio. Tesis Lic. FES Iztacala. UNAM, Tlalneptla, Mexico.

Palacios, F.R. y Ramírez M. 1982. Los ostracodos (*crustacea*) recientes del Caribe Mexicano y su significación faunística. Depto. de Paleontología, Sección Micropaleontología, Instituto de Geología UNAM.

Palacios R. Manuel, Lisa E. Park, González P. Jordi, Palacio R. Martha, Geor R. Dik. 2003. Química de conchas de ostrácodos: una alternativa para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, Vol 20, No 2, p 139-153.

Phillips D. J. H; 1976. The Common Mussel *Mytilus edulis* as indicator of Pollution by Zinc, Cadmium, Lead and Copper. L. Effects of Environmental Variables on Uptake of Metals, Marine Biology, 38,59,60.

Pyanca ER. (1998). Evolutionary Ecology. 3^{er} ed. Harper & Row, New York.

Raj, A.I.M., & P.S. Hameed. 1991. Effect of copper, cadmium and mercury on metabolism of the freshwater mussel *Lamellidens marginalis* (Lamarck). J. Environ. Biol. 12:131-135.

Ramírez. P.T.; S.S.S.Sarma, S. Nandini.2004. Effects of Mercury on the Table Demography of the Rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera). Ecotoxicology. 15, 535-544.

Rehwoldt, R., L. Lasko, C. Shaw, & E. Wirhowski. 1973. The acute toxicity of some heavy metal ions toward benthic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10:291-294.

Roesijadi, G. 1980. Influence of copper on the clam *Protothaca staminea*: effects on gills and occurrence of copper-binding proteins. Biol. Bull., 158: 233-247.

Rodríguez, J. y Esclapés, M. 1995. Protocolos estándares para bioensayos de toxicidad con especies acuáticas. Versión 1.0. Gerencia General de Tecnología. Departamento de Ecología y Ambiente. INTEVEP. PDVSA. Venezuela. 109pp.

Rosemberg, D. M. & V. H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, N. Y. p 488.

R. Palacios-Fest¹* Manuel, E. Park² Lisa, González-Porta³ Jordi. 2003. Química de conchas de ostrácodos: una alternativa para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos. Química de conchas de ostrogodos. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, v. 20, núm. 2, p. 139-153

Sanchez.M.M. Nandini S. & S:S:S:Sarma. 2004. Effect of stress on the table demography of *Moina macrocopa*. Hidrobiologia 00: 1-10.

Sarma SSS, Ramirez TP, Nandini S. 2000. Coparison of the sennsitivity of *Brachionus calcyflorus* and *Brachionus patulatus* (Rotifera) to selected heavy metals undeer low and hhigh food (*Clorella vulgaris*) levels. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 64:735-739p.

Sarma S.S.S. & T. R. Rao. 1991. The combined effects of food and temperature on the life history parameters os *Brachionus patulus* Muller (Rotifera). International Review of ges. Hydrobiology 76: 225-239.

Scheiner, B.J., Doyle, F.M. & Kawatra, S.K. (Eds.). 1989. Biotechnology in Minerals and Metal processing. Society of Mining Egeineers Inc., Littleton (CO), 209 pp.

Seth, R.N., R.K. Tyagi, and R.S. Panwar. 1990. Toxicity of 2-methoxy ethyl mercuric chloride, copper sulphate and mercuric chloride to freshwater snail *Viviparus bengalensis* (Swainson). J. Environ. Biol. 11:263-267.

Slack, K. V; R. C. Averett, P. E. Greeson & R. G. lipscomb. 1973. Methodos for collection and analisis of acuatic biological and microbiological samples. U. S. Departament of the interior, Geological Survey Washington, DC. 4(5): 1-165

Stephenson, R.R. 1983. Effects of water hardness, water temperature, and size of the test organism on the susceptibility of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* (L.), to toxicants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31:459-466.

Suess. M. J. Ed. 1982. Examination of water for pollution control. A reference Handbook. Pergarnom Press 3.

Vanegas C., Espina S., Botello A. V., Villanueva S., 1997. Acute Toxicity and Synergism of Cadmium and Zinc in White Shrimp, *Panaeus setiferus*, Juveniles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58:87-92.

Vargas, V. J. y Ramírez; F. M. 1995. Pruebas de toxicidad aguada CL₅₀₋₉₆ con vanadio y níquel en *Piaractus Brachipomus Cuvier*, (pisces: Cypriniformes) y *Oreochromis sp.* Trewavas (pisces: Perciformes) especies icticas de importancia comercial. Publicaciones especiales. INGEOMINAS No.1. 63-87p.

Vogt. G., 1994. Accumulation and excretion of metal granules in the pawn, *Panaeus monodon*, exposed to water-borne Koper, lad, iron and calcium, Aquatic Toxicology, 28, 223-241.

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.