

Toxicidad y bioacumulación de Cromo (Cr^{+6}) en la almeja *Polymesoda solida* del sistema estuarino Lago de Maracaibo

José Enrique Rojas Romero^{1*}, José Elí Rincón Ramírez²,
Julio César Marín Leal³, Patricia Carolina Ortega Fuenmayor²,
Renzo Buonocore Tovar¹, Mariela Colina⁴ y José Brinolfo Montilla⁴

¹Universidad Nacional Experimental Rafael María Baralt, Programa Investigación, Proyecto Investigaciones Ecológicas, Centro de Estudios del Lago. Cabimas. Venezuela

²Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias, Departamento de Biología, Laboratorio de Contaminación Acuática y Ecología Fluvial. Maracaibo. Venezuela

³Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Civil, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Maracaibo. Venezuela

⁴Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias, Departamento de Química, Laboratorio de Química Ambiental. Maracaibo. Venezuela.
rojasromeroj@gmail.com

Resumen

El objetivo de esta investigación fue determinar la toxicidad y bioacumulación del Cromo (Cr^{+6}) en la almeja *Polymesoda solida*, procedente de poblaciones naturales del sistema estuarino Lago de Maracaibo, Venezuela. Se realizaron bioensayos toxicológicos agudos y subletales, semiestáticos, con recambio cada 48 h, aireación continua, fotoperiodo de 12:12 (luz y oscuridad) y alimentación diaria con microalgas (*Chlorella* sp.) cultivada en el laboratorio. La temperatura de aclimatación fue de $21,0 \pm 2,0$ °C y la salinidad de $4,0 \pm 1,0$ ups. La concentración letal media ($\text{CL}_{50-96\text{h}}$) fue de $15,94$ $\text{mgCr}^{+6}/\text{L}$, con una concentración letal en la que murió el 1% de los individuos ($\text{CL}_{01-96\text{h}}$) de $3,93$ $\text{mgCr}^{+6}/\text{L}$; la sensibilidad al Cr^{+6} fue mayor a la reportada para otras especies de bivalvos. En la exposición a Cr^{+6} el organismo alcanzó una acumulación máxima a los 11 días

(155,34 $\mu\text{gCr}^{+6}/\text{g}$ de tejido seco) y los valores fueron directamente proporcionales al factor de bioconcentración, indicando que *P. solida* puede incorporar el Cr^{+6} en grandes cantidades y acumularlo con una tasa de 22,72 $\mu\text{gCr}^{+6}/\text{g}$ de tejido seco/día, en las primeras 24 h de exposición. Los niveles elevados de Cr^{+6} en el ecosistema podrían representar un riesgo para las almejas y el hombre a través de su consumo.

Palabras clave: *Polymesoda solida*, cromo, toxicidad, incorporación, bioensayo, depuración.

Toxicity and Bioaccumulation of Chromium (Cr^{+6}) in the Clam *Polymesoda solida* from the Maracaibo Lake Estuarine System

Abstract

The purpose of this research was to determine the toxicity and bioaccumulation of chromium (Cr^{+6}) in the clam *Polymesoda solida* (Philippi 1846) from natural populations in the estuarine system of Lake Maracaibo, Venezuela. Acute semi-static bioassays were conducted, with replacement every 48 hours and a period of prior acclimatization 7 to 28 days with continuous aeration, a photoperiod of 12:12 (light and dark) and daily feeding with microalgae (*Chlorella* sp.) cultivated in the laboratory. Acclimation temperature on average was 21 ± 2 °C and salinity was 4 ± 1 PSU. The median lethal concentrations ($\text{LC}_{50-96\text{h}} = 15.94$ $\text{mgCr}^{+6}/\text{L}$), and the lethal concentration that killed 1% of the individuals was ($\text{LC}_{01-96\text{h}} = 3.93$ $\text{mgCr}^{+6}/\text{L}$). Sensitivity of the *P. solida* Cr^{+6} species was greater than that reported for other bivalve species. On exposure to Cr^{+6} (14 days), the species reached a maximum accumulation at 11 days (155.34 $\mu\text{g Cr}^{+6}/\text{g}$ dry tissue); the values were directly proportional to the bioconcentration factor (BCF), which indicates that *P. solida*. Cr^{+6} can incorporate and accumulate high quantities at a rate of 22.72 $\mu\text{g Cr}^{+6}/\text{g}$ dry tissue/day from the first 24 hours of exposure. Therefore, high levels of Cr^{+6} in the system could pose a risk to the clam banks and human health through consumption.

Keywords: *Polymesoda solida*, chromium, toxicity, uptake, bioassay, depuration.

Introducción

La bioacumulación de metales pesados en organismos filtradores tales como ostras, mejillones y almejas, es el resultado neto de la incorporación y eliminación de los metales en el ambiente acuático. Esto representa un riesgo al impactar el ecosistema, a través de la transferencia en la cadena trófica y como una fuente potencial de metales pesados para los humanos a través del consumo de especies acuáticas provenientes de sistemas contaminados (Apeti *et al.* 2005). La bioacumulación puede existir solamente si la tasa de incorporación de un químico por un organismo excede su tasa de eliminación (Spacie y Hamelink 1985). En términos generales, la bioacumulación y biomagnificación se dan cuando los contaminantes no interfieren con procesos vitales o las concentraciones son suficientemente bajas para permitir la tolerancia, aclimatación o adaptación del organismo.

La almeja estuarina *Polymesoda solida* Phillippi 1846, nativa de América, se distribuye desde el sur del Caribe y costa norte de Suramérica, desde Belice, hasta el Golfo de Venezuela y Lago de Maracaibo (De La Hoz 2009, 2010). Es un molusco bivalvo de amplia distribución en el sistema estuarino del Lago de Maracaibo, incluyendo la desembocadura de los ríos Limón, Palmar y Catatumbo, y es recolectada y consumida artesanalmente por muchos pescadores (García 1984, Montiel *et al.* 2005). Su distribución en el lago está limitada a la zona costera, aguas someras, en profundidades máximas de 2 a 3 m., sin embargo, es muy resistente y ha probado ser una especie que tolera condiciones de extrema salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, en forma eventual.

En otras palabras, la almeja podría ser un biomonitor o centinela para las partes poco profundas, pero no para todo el Lago. La presencia de *P. solida* en diversas regiones del sistema revela que esta especie puede ser tolerante a variaciones espaciales y temporales en las condiciones ambientales que se presentan en la región (García 1984).

El sistema estuarino del Lago de Maracaibo, con salinidades que van desde 0 a 20 ups, presenta sedimentos principalmente arenosos-fangosos y constituye un hábitat ideal para el desarrollo de densas poblaciones de *P. solida*. Sin embargo, este sistema presenta un grave deterioro de la calidad de sus aguas y sedimentos, producto de la re-

cepción de desechos domésticos, agrícolas e industriales provenientes de las actividades en la cuenca hidrográfica (Díaz et al.2007).

El cromo es uno de los metales abundantes en los sedimentos del sistema de Maracaibo ($40,39 \pm 12,5$ mg/Kg), con una distribución más o menos homogénea, pero que se incrementa hacia la zona profunda del lago (Escaplés y Galindo 2000). El cromo es un elemento natural ubicuo, que se encuentra en rocas, plantas, suelos, animales y en los humos y gases volcánicos. Dependiendo de la forma que toma, puede encontrarse en estado líquido, sólido o gas. Puede funcionar con distintas valencias y en el ambiente se encuentra en varias formas; las más comunes son el cromo metálico (Cr^0) y las derivadas del cromo trivalente (Cr^{+3}) y las del cromo hexavalente (Cr^{+6}). El Cr^{+3} existe naturalmente en el ambiente y es un nutriente esencial para los seres humanos, en los que promueve la acción de la insulina de manera que los azúcares, las proteínas y las grasas puedan ser utilizados por el organismo. El cromo metálico, y los derivados del Cr^{+6} , usualmente son de origen antropogénico (Albert 1997, ATSDR 2008). El cromo es un elemento metálico presente en la lista de la Agencia de Protección del Ambiental (EPA) como uno de los 129 contaminantes de prioridad (Irwin et al. 1977).

Aunque el cromo es un elemento esencial requerido en concentraciones bajas por el cuerpo humano, en concentraciones altas producen efectos nocivos a la salud. Su ingesta provoca daño gastrointestinal, insuficiencia hepato-renal, su inhalación produce rinitis, laringitis, bronquitis, alteración del olfato, hemorragia y dolor nasal, perforación del tabique nasal, fibrosis y cáncer pulmonar; en contacto con la piel causa dermatitis, llagas y úlceras. También se bioacumula y se transforma en el organismo.

No existe suficiente información sobre los efectos del cromo en la biota acuática, ni se pueden precisar los límites del intervalo de concentraciones que producen efectos nocivos, ya que algunas especies son muy sensibles y otras son resistentes. No obstante, se puede señalar que concentraciones mayores de 5 mg/L de cromo producen efectos letales en muchas especies y que entre 0,01 y 2,0 mg/L se observan diversos efectos subletales entre los que se pueden mencionar alteraciones morfológicas en ciertas algas, disminución en el crecimiento y reproducción de algunos invertebrados.

El Cr es el metal en mayor abundancia en las aguas del Lago de Maracaibo, en concentraciones que oscilan entre $< 0,00001$ y $32,99 \mu\text{g/L}$ ($6,73 \pm 8,15 \mu\text{g/L}$), lo cual representa una mayor biodisponibilidad para los organismos acuáticos filtradores (Rojas 2012). Dada las múltiples fuentes que presenta y su amplia distribución en el sistema, aunado al hecho de que se considera un elemento traza esencial para algunos organismos, precisa ser evaluado debido a que en ocasiones supera el criterio de concentración continua (CCC, del inglés, Criterion Continuous Concentration) de $11 \mu\text{g/L}$ para el Cr, lo cual indica que puede tener un efecto no deseado sobre los organismos acuáticos, partiendo del hecho de que los metales esenciales tienden a ser bioacumulados con mayor facilidad que los no esenciales (Amat-Infante et al. 2002).

El principal objetivo de este estudio fue determinar la toxicidad y bioacumulación del Cr^{6+} en la almeja *Polymesoda solida*, procedente de poblaciones naturales del sistema estuarino Lago de Maracaibo (Venezuela), mediante ensayos de toxicidad agudos y subletales de laboratorio.

Materiales y métodos

Área de estudio

El sistema de Maracaibo está localizado en la zona nor-occidental de Venezuela (Figura 1), formado por cuatro cuerpos de agua distintos, pero íntimamente relacionados: El Lago de Maracaibo, el Estrecho de Maracaibo, la Bahía de El Tablazo y el Golfo de Venezuela (Rodríguez 2001). La porción estuarina la constituyen el Lago, Estrecho y Bahía, además de la desembocadura de los ríos y lagunas alledañas, con gradientes de salinidad que van desde salinidades altas en la Bahía de El Tablazo (10 a 20 unidades prácticas de salinidad (ups) durante el período de lluvia y 20 a 30 ups para la sequía) que colinda con el Golfo de Venezuela (Mar Caribe) a salinidades más bajas (0 a 4 ups) en el sur del Lago de Maracaibo donde la influencia del agua de los ríos es mayor (Esclapés y Galindo 2000).

Recolección y mantenimiento de los organismos

Las almejas fueron extraídas en forma manual en la franja litoral del sector Punta Vigía, Bahía El Tablazo ($10^{\circ} 47' 46,24''$ - $071^{\circ} 34' 46,52''$), donde se detectaron bancos naturales abundantes de almejas de di-

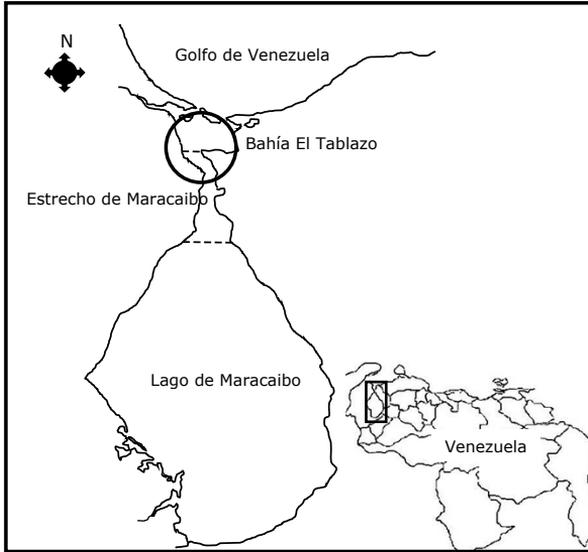


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el sistema estuarino del Lago de Maracaibo.

ferentes tallas, lo cual garantiza el suministro de ejemplares durante todo el año. En cada recolecta se capturaron aproximadamente 300 ejemplares adultos de talla comprendida entre 25 y 35 mm de longitud, considerado el rango de talla de madurez y mayor actividad fisiológica de los individuos (De La Hoz 2009).

Adicionalmente, se recolectó agua del sitio para el mantenimiento de los organismos y para los bioensayos. Se determinó el oxígeno disuelto ($\pm 0,1$ mg/L), temperatura ($\pm 0,3$ °C), pH ($\pm 0,05$) y salinidad ($\pm 0,01$ ups), al nivel de precisión indicado, mediante una sonda multiparamétrica HORIBA U⁻¹⁰. En el laboratorio el agua fue filtrada (filtro de 45 μ m de diámetro de poro) para eliminar material particulado e irradiada con UV para eliminar agentes microbianos (Lacma et al. 2007). Luego fue mantenida en envases plásticos con aireación continua hasta su utilización.

Una vez recolectados los organismos se trasladaron al laboratorio en envases plásticos con agua del medio. Las almejas fueron lavadas mediante acción mecánica con abundante agua de chorro para eliminar epibiontes y el lodo adherido a las valvas con cepillos de cerdas blandas de plástico (Punt et al. 1998, Boisson et al. 1998). Posteriormente, los organismos fueron colocados en acuarios de 60 litros de capacidad con agua del medio previamente filtrada, con aireación continua, foto-

periodo de 12:12 (luz y oscuridad) y alimentados diariamente con la microalga (*Chlorella* sp.) cultivada en el laboratorio. La temperatura de aclimatación en promedio fue de 21 ± 2 °C y la salinidad de 4 ± 1 ups.

En cada recolecta, los organismos fueron colocados en un sistema de mantenimiento por un periodo que fluctuó entre 8 y 28 días, antes de ser sometidos a bioensayo. Cada 48 horas se realizó el recambio del 60% del agua para eliminar impurezas. Antes del experimento los organismos fueron sometidos a un periodo de ayuno de 24 horas.

Prueba de toxicidad aguda

a) Preparación de las soluciones

La solución madre para el ión Cr^{+6} fue preparada a partir de la sal metálica a base de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, grado analítico 99,9% de pureza). Se preparó disolviendo 2,83 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ en 1 L con agua desionizada y se obtuvo una concentración nominal del ión metálico de 1 ppm.

b) Bioensayo

Las condiciones de prueba durante la realización de los ensayos se presentan en la Tabla 1. Previo a los bioensayos definitivos se realizaron los ensayos preliminares para determinar el rango de concentración que genera respuestas con y sin efecto letal. Las pruebas definitivas se efectuaron con 5 concentraciones del metal en progresión geométrica (5, 10, 20, 40 y 80 mg de Cr^{+6}/L) más un control (Silva *et al.* 2007).

Los individuos fueron expuestos durante 96 horas a diferentes concentraciones de Cr^{+6} , cumpliendo con las condiciones de pruebas para los bioensayos. Al final del experimento, se determinó la supervivencia mediante el recuento de los organismos vivos. Se consideró la muerte de un organismo como aquel que muestre ausencia del cierre de las valvas en respuesta refleja a un estímulo mecánico producido con una varilla de vidrio cuando las valvas permanecían abiertas (Narváez *et al.* 2005).

c) Incorporación y depuración de Cr^{+6} por *Polymesoda solida*.

c.1. Incorporación de metal desde el medio acuático

La dosis subletal se determinó mediante el análisis de supervivencia ante la exposición al metal, tomando como referencia LC_{01} (dosis donde

Tabla 1. Condiciones de prueba seguidas durante la realización de los bioensayos de toxicidad aguda de *Polymesoda solida*

Factor	Condición
Temperatura	21±2 °C
Tipo de luz	Fluorescente blanco frío.
Fotoperiodo	12:12 h luz/oscuridad.
Volumen de envase de prueba	4000 mL / vidrio.
Volumen de exposición	1000 mL.
Edad de los organismos prueba	Adultos tallas 30±0,50 mm.
Número de réplicas por concentración	3
Número de concentraciones más control	6
Número de organismos por envase	5
Número de organismos totales por concentración	15
Alimentación	No.
Aireación	No.
Agua de dilución	Agua de mar filtrada (45 µm) y esterilizada con UV por 24 h.
Tiempo de exposición	96 horas.
Tipo de prueba	Semi-estático con recambio cada 48 h.
Efecto medido	Letalidad, la muerte se determina por ausencia del cierre de las valvas ante el estímulo mecánico.
Parámetros medidos	Temperatura, pH, salinidad y oxígeno disuelto a las 0 y 48 h en cada recambio.
Aceptabilidad de los resultados	La mortalidad en el control negativo no debe exceder del 10%.

se registra una mortalidad del 1%) con un límite de confiabilidad del 95%, para garantizar la supervivencia de los organismos (Narváez et al. 2005).

Se seleccionaron 240 almejas, se utilizaron tres (03) acuarios de 15 L de capacidad (previamente lavados con ácido nítrico al 10% y enjuagado abundantemente con agua desionizada). En cada acuario se colocaron 80 individuos y el volumen final del medio experimental fue de 10

L. Se mantuvieron las mismas condiciones de aclimatación, agregando como agente tóxico a una dosis subletal ($LC_{01} = 3,93$ mg de Cr^{+6}/L), no se utilizó aireación durante el ensayo. Cada dos días se realizó el recambio del medio para mantener aproximadamente constante la concentración del metal (Boisson *et al.* 1998).

Se determinó la concentración inicial del metal en los tejidos de la almeja y a las 24 horas de exposición cinco ejemplares fueron extraídos del medio experimental y se les determinó la concentración del metal en sus tejidos. Este procedimiento se prolongó hasta que el contenido del metal en los tejidos se acercó a un estado de equilibrio (Boisson *et al.* 1998). La determinación del Cr^{+6} se realizó utilizando la metodología descrita por Colina *et al.* (1994) para la determinación de metales en tejido utilizando un espectrofotómetro de inducción de plasma (ICP-MS).

c.2. Depuración del metal de los moluscos

Al final del experimento de incorporación se continuó el ensayo, realizando un cambio, eliminando el agente tóxico del medio experimental, cada dos días se hizo un recambio de agua para evitar el reciclaje.

Se consideró como concentración inicial de Cr^{+6} el valor medio de la última concentración obtenida en el ensayo de incorporación. A las 24 horas de depuración, sin exposición al agente tóxico, se extrajeron cinco ejemplares del medio experimental y se les determinó la concentración del metal en sus tejidos. Este procedimiento se realizó a diferentes períodos de tiempo hasta extraer la totalidad de las almejas del medio experimental. La determinación de metales se realizó utilizando la metodología descrita por Colina *et al.* (1994) en tejido utilizando un ICP-MS.

Análisis estadístico

La estimación de la concentración letal media (CL_{50}) y sus respectivos límites de confianza al 95%, para todos los bioensayos, y los ajustes no lineales de los datos se realizaron con ayuda del programa Stephan - LC_{50} Program Version 2.5 (Stephan 1977), actualizado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norte América (USEPA 1988). El programa realiza el cálculo directo del LC_{50} mediante cuatro métodos distintos (Moving Average, Probit, Logit y Binomial) y proporciona, además, un estimado de los límites de confianza al 95%,

con excepción del método binomial, el cual indica los correspondientes valores utilizados en la interpolación (Rodríguez y Esclapés 1995).

Se evaluó la diferencia en las respuestas entre los organismos expuestos a distintas concentraciones contra un control negativo (sin tratamiento) mediante un análisis de varianza no-paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis). Mediante este análisis se determinó la concentración a la cual no se observa un efecto nocivo del tóxico (NOEC), definida por la concentración más alta del tóxico cuyo efecto no presenta diferencias estadísticamente significativas con el control ($p < 0,05$). Además, se determinó la concentración más baja donde se observa un efecto tóxico (LOEC) que presenta diferencias significativas con el control ($p < 0,05$).

El factor de bioconcentración para la incorporación ($BCF-I_{(Incorporación)}$) fue calculado con relación a la concentración del metal en el medio experimental de acuerdo a Taylor (1983):

$$BCF-I_{(Incorporación)} = (C_e - C_i) / C_s,$$

donde C_e = concentración del metal en el tejido al final de la exposición, C_i = concentración del metal en el tejido ante de la exposición y C_s = concentración del metal en el medio experimental.

El factor de bioconcentración para la depuración ($BCF-II_{(Depuración)}$) fue calculado para el final de cada periodo de tiempo de la depuración en comparación con la concentración del metal (CM) en tejidos después de la exposición al tóxico de acuerdo a Yap et al. (2003):

$$BCF-II_{(Depuración)} = CM - \text{final de la depuración} / CM - \text{final de la exposición}$$

La tasa de acumulación del metal fue calculada de acuerdo a Yap et al. (2003) de la siguiente manera:

Tasa de acumulación = (niveles de metal en organismos expuesto - niveles de metal en organismos control) / días de exposición del metal.

La tasa de depuración del metal fue calculada de acuerdo a Yap et al. (2003) de la siguiente manera:

Tasa de depuración = (niveles de metal al final de la exposición - niveles de metal al final de la depuración) / días de depuración del metal.

Resultados y discusión

Evaluación de la toxicidad del Cr⁺⁶ sobre *Polymesoda solida*

La Tabla 2 señala los porcentajes de mortalidad para cada una de las cinco concentraciones y el control en cada una de las repeticiones de los ensayos de toxicidad con Cr⁺⁶. En todos los casos el coeficiente de variación (CV (%)) fue menor al 50%, mientras que en el control no hubo mortalidad, lo que asegura la confiabilidad del ensayo.

La Figura 2, muestra la relación entre la concentración de cromo hexavalente (Cr⁺⁶), a la cual se expuso *P. solida*, y la consecuente respuesta (% mortalidad) que produjo. Esta relación dosis-respuesta muestra una curva tipo sigmoide donde se puede observar el efecto letal que produce este tóxico sobre la especie estudiada. Esta curva se puede dividir en tres fases: la primera fase es corta (de respuesta lenta) y se desarrolla entre la concentración 0 y 5 mg Cr⁺⁶/L, en la segunda fase hay un incremento exponencial en la respuesta, la cual se desarrolla entre las concentraciones >5 mg Cr⁺⁶/L y 40 mg Cr⁺⁶/L, en esta fase más del 90% de los individuos mueren a causa del efecto tóxico del Cr⁺⁶. Dado que los datos no se ajustaron a una distribución normal, se utilizó el método no-paramétrico (Kruskal-Wallis test), lo cual puso de manifiesto que no existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la respuesta de *P. solida* con respecto al control a las concentraciones de Cr⁺⁶ de 5, 10 y 20 mg Cr⁺⁶/L, permitiendo establecer la concentración más alta a la cual

Tabla 2. Porcentaje de mortalidad de *Polymesoda solida* expuesta al cromo por 96 horas

mg/L	Repeticiones (% mortalidad)		Promedio±DE	CV (%)
	1	2		
Control	0,00	0,00	0,00±0,00	0,00
5	6,66	6,66	6,66±0,00	0,00
10	26,66	20,00	23,33±4,71	20,20
20	73,33	60,00	66,67±9,43	14,14
40	86,66	93,33	90±4,71	5,24
80	100,00	100,00	100±0,00	0,00

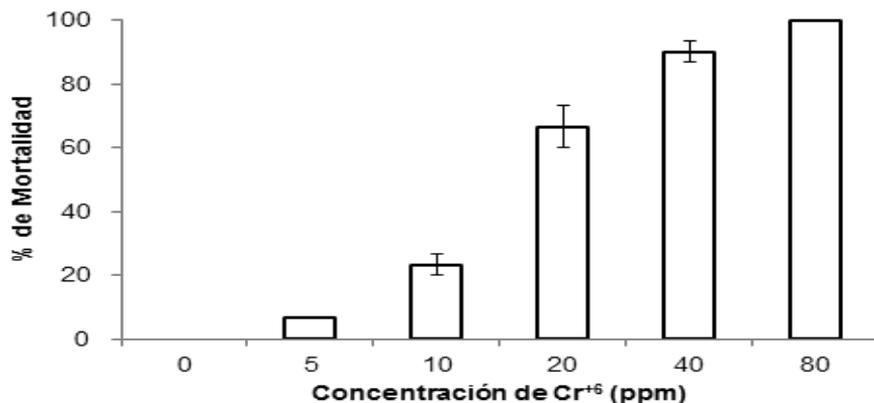


Figura 2. Relación dosis-respuesta de *Polymesoda solida* a las 96 horas de exposición con Cr⁺⁶.

no se observó efecto (NOEC = 20 mg Cr⁺⁶/L). Igualmente, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el control y la concentración de 40 mg Cr⁺⁶/L, quedando esta última establecida como la concentración más baja a la cual hubo efecto tóxico (LOEC = 40 mg Cr⁺⁶/L). En la última fase de esta curva (entre 40 mg Cr⁺⁶/L y 80 mg Cr⁺⁶/L) la respuesta fue lenta y es donde ocurre el 100% de la mortalidad.

Los valores de CL₅₀ fueron determinados por cuatro métodos distintos (Tabla 3), se optó por presentar en este estudio exclusivamente los resultados obtenidos mediante el ajuste Probit (recomendado por la USEPA 1988) (Rodríguez y Esclapés 1995).

El valor promedio del CL_{50-96h} y del CL_{01-96h} con sus límites de confianza inferior y superior, fueron de 15,94 mg Cr⁺⁶/L (8,76 mg Cr⁺⁶/L y

Tabla 3. Análisis de toxicidad letal (CL_{50-96h}) del dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) para *Polymesoda sólida*

Método	CL50	Límite de Confianza 95%	
		Inferior	Superior
Binomial	15,71	5,00	60,00
Moving Average	16,04	8,34	27,75
Probit	15,94	8,76	28,07
Logit	16,88	5,82	38,39

28,07 mg Cr⁺⁶/L) y 3,93 mg Cr⁺⁶/L (0,20 mg Cr⁺⁶/L y 7,54 mg Cr⁺⁶/L) a las 96 h de exposición, respectivamente. No se encontró información en la literatura con respecto a estudios toxicológicos con esta especie, ni con otros bivalvos en la región, que permita comparar y validar estos resultados. Sin embargo, existen datos para otras regiones (Chile), de una especie de bivalvo dulceacuícola *Diplodon chilensis* con un valor de $CL_{50-96h} = 20,4$ mg Cr⁺⁶/L (Silva et al. 2007); los mismos autores hacen referencia a ensayos realizados con otros bivalvos marinos *Choromytilus chorus* ($CL_{50-96h} = 294$ mg Cr⁺⁶/L) y *Perumytilus purpuratus* ($CL_{50-96h} = 348$ mg Cr⁺⁶/L). Estos altos valores fueron atribuidos a una mayor interferencia a la ionización de la sal de cromo en una solución salina como el agua de mar. Barrera-Escorcia (2006), utilizó al ostión *Crassostrea virginica* (ostra americana) en bioensayos agudos semi-estáticos para evaluar la toxicidad del Cr⁺⁶, encontrando una $CL_{50-168h} = 11,09$ mg Cr⁺⁶/L. La toxicidad de Cr⁺⁶ sobre *P. solida* en términos de magnitud es mayor a los reportados por estos autores en pruebas de 96 h de duración para moluscos bivalvos.

La USEPA (1990) reportó que el intervalo de toxicidad aguda del Cr⁺⁶ sobre especies de agua dulce varía de 0,023 mg/L para un cladó-cero a 1,87 mg/L para los insectos del orden Plecoptera. Sin embargo, Pawlisz et al. (1997) describieron que el intervalo de toxicidad aguda del Cr⁺⁶ sobre especies de agua dulce abarca concentraciones menores (de 0,0053 mg/L para *Ceriodaphnia dubia* a 0,220mg/L para los peces).

El cromo (Cr) es un elemento metálico que está en la lista de la Agencia de Protección del Ambiental (EPA) como uno de los 129 contaminantes de prioridad (Irwin 1977). Es un elemento natural ubicuo, que se encuentra en rocas, plantas, suelos, animales y en los humos y gases volcánicos. Además, sus múltiples usos en la industria, hacen que las probabilidades de contaminación con este metal sean altas. En los sedimentos del sistema del Lago de Maracaibo el cromo es uno de los metales abundantes (40,39±12,5 mg/Kg), con una distribución más o menos homogénea, pero que se incrementa hacia la zona profunda del lago (Escaplés y Galindo 2000). Rojas (2012) reportó que el cromo en agua es el elemento en mayor concentración (6,74±8,16 µg/L).

Las concentraciones promedio para el sistema cumplen con los criterios establecidos por la USEPA (2009) de CMC (del inglés, Criterion Maximum Concentration), no excede de 1100 µg/L en agua marina y de

16 µg/L para el Cr para agua dulce y el CCC (del inglés, Criterion Continuous Concentration), de 50 µg/L para aguas marinas y 11 µg/L para agua dulce, que garantiza la sobrevivencia y permanencia sin efecto perjudicial sobre la vida acuática, tanto para ecosistemas de agua dulce como marino. Mientras que las normas venezolanas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes, mediante el Decreto 883 (Gaceta Oficial 5.021) (1995), establece como límite o rango para aguas marinas o de medios costeros destinados a la cría y explotación de moluscos consumidos en crudos (Tipo 3), valores no detectables de metales y otras sustancias tóxicas. Rojas (2012) reportó en muestras de *P. solida*, recolectadas del sistema Lago de Maracaibo, que en el contenido de metales presente en tejido de la almeja, el cromo fue el elemento en mayor concentración. Esto representa un riesgo para el hombre al consumir esta almeja y otros organismos que dependen de esta como fuente de energía, incorporando, acumulando y biomagnificando los niveles de cromo a través de la cadena trófica.

Incorporación y depuración de cromo en la almeja *Polymesoda sólida*

Durante la primera fase del experimento (fase de incorporación) no se registraron muertes en los acuarios, los organismos mostraron un comportamiento similar al observado en los acuarios de aclimatación, no obstante, en la segunda fase (fase de eliminación), se observó una mortalidad de un 10 % aproximadamente durante los primeros nueve días de depuración y posterior a este tiempo no se detectaron más muertes.

La concentración de Cr en los tejidos de *P. solida*, al inicio del experimento y posterior a un período de aclimatación de ocho (08) días, fue de $1,33 \pm 0,94$ µg de Cr/g de peso seco de tejido. La concentración de Cr⁺⁶ en el medio experimental fue 3,93 mg de Cr⁺⁶/L (CL_{01-96h}). Después de un día de exposición, la concentración del metal en los tejidos de *P. solida* se incrementó 23 veces ($23,74 \pm 6,82$ µg de Cr⁺⁶/g de peso seco de tejido) la concentración inicial, alcanzando un valor medio máximo de 152 veces ($160 \pm 55,8$ µg de Cr⁺⁶/g de peso seco de tejido) al décimo primer (11) día (Figura 3). Los niveles aumentaron durante la exposición y disminuyeron en el período de eliminación o depuración. El incremento en la concentración de Cr⁺⁶ fue significativo ($p < 0,05$) a partir del tercer día y esta diferencia con relación a la concentración inicial se mantuvo hasta el final del experimento.

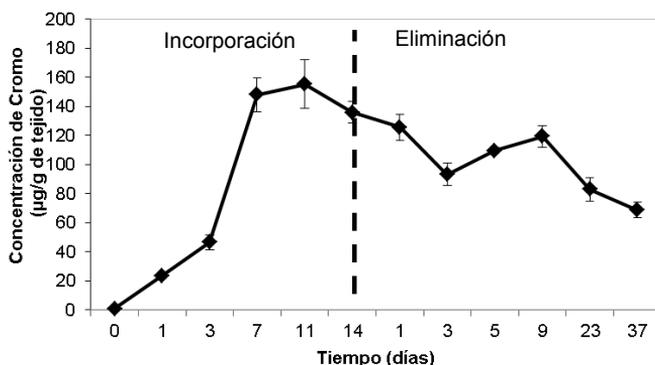


Figura 3. Concentración de Cr^{+6} en *Polymesoda solida* durante y después de la exposición al metal

La Figura 4 muestra la tendencia de los valores del factor de bioconcentración durante la incorporación (14 días) y la eliminación (37 días) de Cr^{+6} . A los 11 días de exposición al metal se alcanzó el máximo valor de BCF-I (39,21), mientras que en el experimento de eliminación se observó en el primer día el máximo valor BCF-II (0,95).

La tasa de incorporación promedio alcanzó un máximo en el primer día de exposición (22,72 μg de Cr^{+6} / g de peso seco de tejido /día). La Figura 5 muestra como esta tasa de incorporación disminuyó después del primer día hasta el final del período de exposición, esto nos permite sugerir que la almeja *P. solida* fue capaz de incorporar rápidamente este metal a sus tejidos. Un comportamiento similar se observó en la fase de eliminación donde durante el primer día de depuración la tasa de eliminación fue máxima (19,50 μg de Cr^{+6} /g de peso seco de tejido/día) y disminuyó progresivamente hasta el final del experimento (37 días), haciéndose casi constante, sin cambios significativos ($p < 0,05$), después de los nueve días de depuración, oscilando entre 1,57 y 2,10 μg de Cr^{+6} / g de peso seco de tejido/día.

Se encontró una alta correlación ($r = 0,900$; $p = 0,05$) entre el proceso de incorporación y el tiempo de exposición, mientras que para el proceso de depuración el coeficiente de correlación fue de $r = -0,85$ ($p < 0,05$), lo cual explica el carácter acumulativo de este metal en los tejidos de *P. solida*, cuando está presente en el medio y su posterior eliminación cuando está ausente. Sin embargo, el período de depuración en el pre-

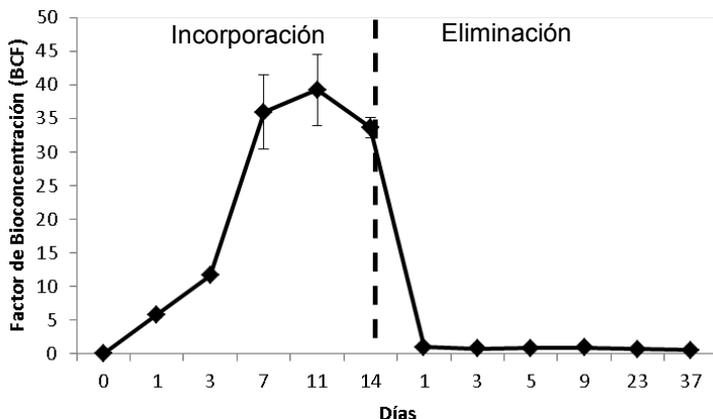


Figura 4. Factor de bioconcentración (BCF) durante la incorporación y eliminación de Cr^{+6} en *Polymesoda solida*.

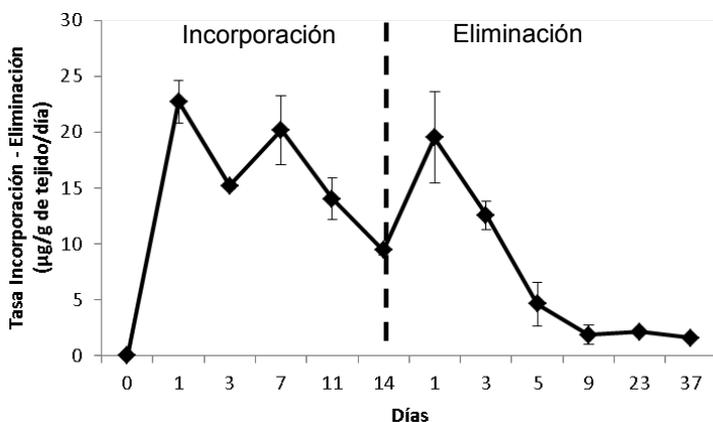


Figura 5. Tasa de incorporación y eliminación de Cr^{+6} en *Polymesoda solida* durante y después de la exposición al metal

sente estudio fue de 37 días, la concentración del metal en los tejidos de *P. solida* al final del experimento fue en promedio más de 60 veces ($64,82 \pm 10,2 \mu\text{g}$ de Cr^{+6} /g de peso seco de tejido) la concentración inicial, lo cual indica que esta especie tiene un tiempo de acumulación prolongado (>37 días) del Cr^{+6} en sus tejidos. La rápida incorporación del Cr^{+6} a los tejidos de *P. solida*, puede ser atribuida a que esta especie posee una alta capacidad de filtración, como es el caso de la mayoría de los bivalvos, lo cual les permite acumular metales en concentraciones considerablemente superiores a las encontradas en el ambiente (Narvaez et al. 2005). El

proceso depurativo fue igualmente rápido, caracterizado por una rápida eliminación durante los primeros días. La tasa de eliminación no fue directamente proporcional al contenido de Cr^{+6} en los tejidos blandos de *P. solida*, lo cual indica que ciertas fracciones de Cr^{+6} pueden haber sido inmovilizadas por las metalotioneínas (Riisgård *et al.* 1987).

Un análisis de regresión simple mostró una relación polinómica alta entre el tiempo de exposición y el proceso de acumulación ($r^2 = 0,97$; $p < 0,05$). Al exponer *P. solida* a concentraciones subletales de Cr^{+6} se observó como la concentración de Cr^{+6} en el tejido de la almeja aumenta rápidamente y en forma exponencial a partir del primer día de exposición y hasta el séptimo día donde el mecanismo de incorporación se hizo menos eficiente y la tasa de incorporación se igualó a la tasa de eliminación. Spacie y Hamelink (1985), señalaron que la incorporación de un elemento puede exceder su tasa de eliminación, siempre y cuando esto no interfiera con procesos vitales o las concentraciones son lo suficientemente bajas para permitir su tolerancia, originando la acumulación del elemento. Estos resultados son comparables con los reportados por Narváez *et al.* (2005), quienes encontraron un aumento significativo en la acumulación de Cd^{+2} en tejido del mejillón *Perna viridis* (recolectada en la localidad de Guayacán, estado Sucre, Venezuela) a los siete días de exposición, de unas cinco veces la concentración basal promedio.

Polymesoda solida resultó ser mucho más eficiente en la acumulación de Cr^{+6} en sus tejidos, al incrementar sus valores basales en 23 veces la concentración inicial al primer día de exposición. Estos resultados reafirman la idea de que los moluscos bivalvos son eficientes en la incorporación de metales pesados.

Ortega (2011), en ensayos de acumulación de vanadio (V^{+5}) con *P. solida* (recolectada en la localidad de Punta Vigía, bahía El Tablazo, estado Zulia, Venezuela) señaló que la tasa de incorporación del metal se favoreció por la eficiencia de la almeja al filtrar el agua para alimentarse con microalgas, las cuales a su vez también incorporan en su organismo el metal, y de esta forma se producía con mayor eficiencia la rápida incorporación del metal en el tejido de la almeja.

En el proceso de eliminación o depuración no se obtuvo una disminución importante en la concentración del Cr^{+6} del tejido de *P. solida*, lo cual indica que la almeja puede retener en sus tejidos este metal por

un tiempo prolongado, después de un período de exposición, en concentraciones superiores a las que hay en el ambiente.

Al final del experimento de eliminación, la concentración promedio de cromo acumulada por *P. solida* fue de 68,89 μg de Cr^{+6} /g de peso seco de tejido. Esta concentración puede depender de los niveles del metal en el medio experimental y el tiempo de depuración (Yap et al. 2003), que para el caso de *P. solida*, esto puede indicar una alta capacidad de bioacumulación. Este valor es comparable al reportado por Rojas (2012), de $4,14 \pm 7,78$ μg de Cr/ g de peso seco de tejido, con un máximo de 60,9 μg de Cr/g de peso seco de tejido, para el sistema del Lago de Maracaibo y mayor al registrado en aguas litorales del sistema estuarino del Lago de Maracaibo ($6,74 \pm 8$ μg de Cr/L, con un máximo de 28,77 μg de Cr/L).

Por otro lado, también se puede deducir que la almeja es capaz de eliminar en un período corto de depuración los niveles de Cr^{+6} en sus tejidos, al comparar la concentración promedio de Cr^{+6} al momento de la colecta en el sector Punta Vigía ($3,98 \pm 2,58$ μg de Cr/g de peso seco de tejido) y la obtenida después de un período de aclimatación de ocho días ($1,02 \pm 0,58$ μg de Cr/ g de peso seco de tejido). Esto parece indicar que la almeja acumula este metal en niveles proporcionales a la concentración del metal a la que fue expuesta y al tiempo, y que el proceso de eliminación en el tiempo dependerá de los niveles alcanzados en sus tejidos. A través de los niveles de este metal en los tejidos de *P. solida* en el ambiente se puede estimar la concentración y el tiempo de exposición del organismo.

El tiempo de depuración en los bivalvos es variable y va a depender de la especie y del metal (Narváez et al. 2005). *Polymesoda solida* en un tiempo de depuración de 37 días y un nivel de exposición de 3,93 mg de Cr^{+6} /L en un período de catorce días, no fue capaz de eliminar todo el metal incorporado a sus tejidos y las concentraciones al final del ensayo fueron muy elevadas. Esto sugiere que se debe extender el tiempo de exposición hasta obtener una concentración muy cercana a los niveles basales. Viarengo et al. (1985), reportaron un tiempo de depuración de hasta 120 días para *Mytilus galloprovincialis* expuesto a Cd^{+2} .

La incorporación y acumulación eficiente de este metal a los tejidos de *P. solida* representa un riesgo para las especies que consumen esta almeja, incluyendo al hombre, que a través de su ingesta puede

tener efectos nocivos a la salud. No obstante, esta eficiencia en la bioacumulación del Cr^{+6} en sus tejidos permite señalar esta especie como un potencial centinela para el biomonitoreo de este metal en el sistema estuarino Lago de Maracaibo.

Se recomienda limitar la ingesta de *P. solida* y evaluar otras especies consumidas por el hombre, que utilizan a la almeja como fuente de alimento, para obtener un diagnóstico del efecto biomagnificador que se genera a través de la cadena trófica y que puedan tener efectos nocivos a su salud.

Literatura citada

- AMAT-INFANTE, P. D., I. CASALS-BLET, A. PIERRA-CONDE, Y D. VÁZQUEZ-ABELLA. 2002. Estudio de la contaminación por metales pesados en sedimentos y ostiones de la bahía de Manzanillo, Cuba. *Rev. Soc. Quím. Méx.* 46(4):357-361.
- ALBERT, L. A. 1997. CROMO. In: ALBERT, L. A. (Ed.). Introducción a la toxicología ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS, OMS, LIMUSA, Gob. Edo. De México, Secretaría de Ecología, México: 227-246.
- APETI D. A., E. JOHNSON Y L. ROBINSON. 2005. A Model for Bioaccumulation of Metals in *Crassostrea virginica* from Apalachicola Bay, Florida. *Am. J. Environ. Sci.* 1(3): 239-248.
- ATSDR. 2008. Reseña Toxicológica del Cromo (versión para comentario público) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública. Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts7.html
- BARRERA-ESCORTIA, G. 2006. Toxicidad del cromo y cadmio en ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin) de la Laguna de Mandinga, Veracruz. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México, 229 pp.
- BOISSON F., O. COTRET Y S.W. FOWLER 1998 Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater. *Sci. Total Environ.* 222:55-61.
- COLINA M., H. LEDO Y K. ARAUJO. 1994. Determination of metals in sediments of Sinamaica Lagoon, Venezuela by Atomic Absorption Spectrometry. *Analyst* 119: 623-625.
- DE LA HOZ-ARISTIAZABAL M.V. 2009. Densidad, estructura de tallas y explotación pesquera del bivalvo *Polymesoda solida* en un sistema lagunar del Caribe Colombiano. *Bol. Cent. Invest. Biol.* 43(1):1-27.

- DE LA HOZ-ARISTIAZABAL M.V. 2010. Condición somática de la almeja *Polymesoda solida* (Veneroidea: Corbiculidae) durante el periodo lluvioso, en el Parque Natural Isla de Salamanca, Caribe colombiano. *Rev Biol. Trop.* 58 (1):131-145.
- DÍAZ S., L. CABRERA, Y. GARCÍA DE SEVEREYN Y J. ESTEVES. 2007. Parásitos protozoarios en la almeja *Polymesoda solida* (Bivalvia: Corbiculidae) presente en el Lago de Maracaibo, Venezuela. *Ciencia* 15(2):172-181.
- ESCLAPES M. Y I. GALINDO. 2000. Calidad de los sedimentos del Lago de Maracaibo. En: El sistema de Maracaibo. 2da edición. Rodríguez G. (Ed.). Caracas, Venezuela. Pp. 147-152.
- GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA No. 5.021. 1995. Decreto 883: Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. 15 pp.
- GARCÍA Y. 1984. Biología y ecología de *Polymesoda arctata* (Deshayes) almeja presente en el Lago de Maracaibo. Trabajo Especial de Grado. Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 128 pp.
- IRWIN, R. J., VANMOUWERIK, M., STEVENS, L., SEESE, M. D. Y BASHAM, W. 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado.
- LACMA J., J. LANNACONE, Y G. VERA. 2007. Toxicidad del cromo en sedimento usando *Donaxobesulus* Reeve 1854 (Pelecypoda: Donacidae). *Ecol. Apl.* 6(1,2):93-99.
- MONTIEL DE MORALES M., J.L. ZAMBRANO, O. CASTEJON, C. OLIVEROS Y L. BOTE RO DE LEDESMA. 2005. Indicadores bacterianos de contaminación fecal y colifagos en el agua de la Laguna de Sinamaica, Estado Zulia, Venezuela. *Ciencia* 13(3): 292-301.
- NARVAEZ N., C. LODEIROS, O. NUCETTI, Y A. MAEDA-MARTINEZ. 2005. Incorporación, depuración y efecto del cadmio en el mejillón verde *Perna viridis* (L. 1758) (Mollusca: Bivalvia). *Cienc. Mar.* 31(1A):91-102.
- ORTEGA P. 2011. Toxicidad, acumulación y eliminación de vanadio (V) en ensayos con *Polymesoda solida* en condiciones de laboratorio. Trabajo Especial de Grado. Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 100 pp.
- PAWLISZ A. V., R. A. KENT, U. A. SCHREIDER Y C. JEFFERSON. 1997. Canadian water quality guidelines for chromium. En: Liu, D.L., B.J. Dutka (Eds.). Environmental toxicology and water quality. An International Journal (Formerly Toxicity Assessment) CCC 1053-4725/97/020/23-61. John Wiley and Sons, Canada 12(2):123-183
- PUNT A. G., G. E. MILLWARD, Y M. B. JONES. 1998. Uptake and depuration of ^{63}Ni by *Mytillus edulis*. *Sci. Total Environ.* 214:71-78.

- RIISGARD H.V., E. B. JORNESTAD Y F. MOHLENBERG. 1987. Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: kinetics and importance of uptake via food and sea water. *Marine Biology*. 96:349-353.
- RODRÍGUEZ G. 2001. El lago de Maracaibo como cuenca anaeróbica natural: uso de líneas de base histórica en estudios de impacto ambiental. *Interciencia*. 26(10):450-456.
- RODRÍGUEZ, G. Y M. ESCLAPÉS. 1995. Protocolos estándares para bioensayos de toxicidad con especies acuáticas (INTEVEP-PDVSA). Caracas (Venezuela). 109 pp.
- ROJAS J. 2012. *Polymesoda solida* como bioindicador de metales pesados en el sistema estuarino del lago de Maracaibo. Tesis Doctoral. Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 227 pp.
- SILVA J., C. FUENTEALBA, E. BAY-SCHMITH, Y A. LARRAIN. 2007. Estandarización del bioensayo de toxicidad aguda con *Diplodonto chilensis* usando un tóxico de referencia. *Gayana* 71(2): 135-141.
- SPACIE A. Y J. L. HAMELINK. 1985. Bioaccumulation. En: *Fundamentals of Aquatic Toxicology Methods and Applications*. Rand, G.M. y S.R. Petrocelli Eds. Hemisphere Publishing Corporation. pp. 495-525.
- STEPHAN, C. E. 1977. Methods for calculating an LC50. Pp. 65-84, en F. L. Meyer y J. L. Hemelink (eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation*. American Society for Testing and Materials (ASTM SPT 634).
- TAYLOR, D. 1983. The significance of the accumulation of cadmium by aquatic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7(1): 33-42.
- USEPA. 1988. Short-Term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. Report 600/4-87/028, pp 398-416.
- USEPA. 1990. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organism. Cuarta edición. Report 600/4-90/027F.
- USEPA. 2009. National Recommended Water Quality Criteria: National Recommended Water Quality Criteria for Priority toxic pollutants. Disponible en <https://ramumine.files.wordpress.com/2011/02/wq-epa-criteria-2009.pdf>. Visitado el 08 de julio de 2014.
- VIARENGO A., S. PALMERO, G. ZANICCHI, R. CAPELLI, R. VAISSIERE Y M. ORUNESU. 1985. Roll de methalotioneins in Cu and Cd acumulation y elimination in the gill and digestive gland cells of *Mytilus galloprovincialis*. *LMK. Mar. Environ. Res.* (16):23-36p.
- YAP C. K., A. ISMAIL, S. G. TAN Y H. OMAR. 2003. Accumulation, depuration and distribution of cadmium and zinc in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) under laboratory conditions. *Hydrobiologia* 498: 151-160.