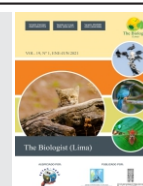




The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

HEAVY METALS IN THE BIVALVE *ATRINA SEMINUDA* (LAMARCK, 1819) (PTERIOIDA) IN DIFFERENT STATES OF GONADAL MATURATION FROM GUAYACÁN, VENEZUELA

METALES PESADOS EN EL BIVALVO *ATRINA SEMINUDA* (LAMARCK, 1819) (PTERIOIDA) EN DIFERENTES ESTADIOS DE MADURACIÓN GONADAL PROVENIENTES DE GUAYACÁN, VENEZUELA

Mairin Lemus^{1,2,*} & Aurelina Cortecía³

¹ Laboratorio de Biología Celular, Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Venezuela.


² Instituto de Formación Docente Salomé Ureña, ISFODOSU, República Dominicana.

Email: mairin.lemus@isfodosu.edu.do

³ Dpto. de Bioanálisis, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Venezuela.

Email: aurelina18@hotmail.com

* Corresponding author: mairin.lemus@isfodosu.edu.do

 <https://orcid.org/0000-0002-1657-0505>

ABSTRACT

Heavy metals in male and female specimens of the bivalve *Atrina semimuda* (Lamarck, 1819) were evaluated. The organisms were collected from Guayacán, Sucre State, Venezuela. The concentrations Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Fe and Zn were determined in the tissues: gonad (G), muscle (M), hepatopancreas (H) and rest of the animal (R) by inductively coupled plasma emission spectroscopy (ICP-OES) coupled to a Perkin Elmer brand equipment. The gonadosomatic index (IGS) showed significant differences (Kw= 31.68; $P < 0.01$), showing its highest value in February (19.67 ± 0.43) and the lowest in June (13.26 ± 0.43). Metal concentrations showed significant differences between the analyzed tissues; showing in general a greater accumulation of metals in the H and R. The content of Cu, Cd, Cr, Ni and Zn in the tissues showed significant monthly variations with the highest concentrations between the months of April and May. The PCA analysis determines that IGS is associated with the incorporation of metals. This can be explained by the bioavailability of these elements, determined in part by the high levels of phytoplankton, which are characteristic of coastal upwelling in the northeast of Venezuela and by the variation in the reproductive cycle of the species.

Keywords: bivalve – metals bioaccumulation – reproduction

doi:10.24039/rtb2021191876

RESUMEN

Se evaluaron los niveles de metales pesados en ejemplares machos y hembras del bivalvo *Atrina seminuda* (Lamarck, 1819). Los organismos fueron colectados en la localidad de Guayacán, estado Sucre, Venezuela. Las concentraciones Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Fe y Zn se determinaron en los tejidos: gónada (G), músculo (M), hepatopáncreas (H) y restos del animal (R) mediante espectroscopia de emisión de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES). El índice gonadosomático (IGS) presentó diferencias significativas, mostrando su valor más alto en febrero ($19,67 \pm 0,43$) y el menor en junio ($13,26 \pm 0,43$). Las concentraciones de metales presentaron diferencias significativas entre los tejidos analizados; observándose en general una mayor acumulación de metales en el H y el R. Se mostraron variaciones mensuales significativas de los metales en los tejidos con las mayores concentraciones de Cu, Cd, Cr, Ni y Zn entre los meses de abril y mayo. El análisis de ACP determina que IGS está asociado a la incorporación de los metales. Esto puede ser explicado por la biodisponibilidad de estos elementos, determinada en parte por los elevados niveles de fitoplancton, que es característico del afloramiento costero en el nororiente de Venezuela y por la variación del ciclo reproductivo de la especie.

Palabras clave: bioacumulación de metales – bivalvo – reproducción

INTRODUCCIÓN

Los cuerpos de agua continentales y marinos están siendo utilizados por el hombre para depositar gran cantidad de sustancias tóxicas a través de las descargas domésticas e industriales que llevan consigo un sin número de xenobióticos que afectan la estabilidad de los ecosistemas (Tanner *et al.*, 2000; Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007). Los metales constituyen parte de estos contaminantes que se han acumulado en los sedimentos de estos cuerpos de agua y su evaluación ha sido muy útil en el monitoreo de los ecosistemas (Yang *et al.*, 2012); sin embargo, la transferencia de elementos a los organismos se ha incrementado, particularmente en áreas contaminadas, por lo que los biomonitores, particularmente los bivalvos (Otchere, 2019), han representado una herramienta útil para determinar la salud de los ecosistemas y el impacto sobre la biota y se ha incorporado en los estudios ambientales de los ecosistemas (Zuykov *et al.*, 2013).

La bioacumulación de metales pesados en los tejidos de los organismos no sólo depende de los niveles de metales en el agua y sedimento, sino también del efecto de la temperatura, la salinidad, el pH, y otros factores físico-químicos que determinan los procesos de adsorción o desorción de los metales de los sedimentos a la columna de

agua y su biodisponibilidad al componente biótico. Por otro lado, la ingesta de alimento, el crecimiento, el desove y la variación individual, modulan la cinética de incorporación de los metales por los organismos (Wang, 2001; Atkinson *et al.*, 2007; Dorey *et al.*, 2018; Saher & Siddiqui, 2019).

Los metales presentes en los cuerpos de agua, pueden ser transportados a través de la membrana celular del epitelio digestivo, respiratorio y otras superficies de organismos acuáticos, y de esta manera ser incorporados a los tejidos. La acumulación de los metales está determinada por la constante de afinidad del metal a las proteínas de transporte (Azizi *et al.*, 2018), unidas a la membrana, y ésta a su vez, se pueden estimar a partir del índice covalente. Estas constantes se pueden extrapolar a las diferentes especies acuáticas (Owsianiak *et al.*, 2014) y determinarán su distribución en los diferentes compartimientos del organismo. Cada tejido tiene una capacidad de incorporar y depurar los metales a través de mecanismos fisiológicos y bioquímicos inherentes a cada tejido.

La bioacumulación de los metales en organismos de las costas marinas se ha estudiado ampliamente, particularmente en los moluscos bivalvos (Rojas *et al.*, 2009; Lemus *et al.*, 2010; Shoults-Wilson *et al.*, 2015), debido a su carácter sésil o con

desplazamiento restringidos, por ser organismos filtradores y además por su amplia distribución; el mayor número de estos trabajos se ha realizado con los mitilidos (Nicholson & Lam, 2005), y las ostras.

En el Caribe, se han realizado algunos trabajos sobre bioacumulación de metales en moluscos bivalvos, y su relación con el estado fisiológico de los organismos (Rojas *et al.*, 2009; Lemus *et al.*, 2010; Villegas *et al.* 2015).

Los miembros de la familia Pinnidae, a la que pertenece *Atrina seminuda* (Lamarck, 1819), viven generalmente en aguas de temperaturas cálidas, en bahías y lagunas costeras con fondos constituidos de arena fina y/o praderas de *Thalassia testudinum* (K.D. Koeing, 1805). Estos bivalvos dominan la comunidad bentónica en los sitios donde habitan, formando densos bancos de tamaño y persistencia variable (Ahumada *et al.*, 2002). Son organismos bentónicos filtradores omnívoros, su dieta se basa en el consumo de fitoplancton, zooplancton y detritus. Se localizan en profundidades que van desde 0,5 m a 15,0 m. Sus depredadores comunes son pulpos, jaibas, cangrejos, caracoles y algunos peces (Ruiz-Dora, 1999).

Atrina seminuda presenta una clara evidencia de un bivalvo de sexos separados, desarrollando actividad reproductiva durante casi todo el año con

varios períodos reproductivos intensos (junio-julio, septiembre-noviembre y febrero, así como una gametogénesis durante todo el año con un comportamiento de tipo asincrónico para la región nororiental de Venezuela, a diferencia de otras latitudes donde el ciclo reproductivo es altamente sincronizado (Freites *et al.*, 2010). En el presente trabajo se evaluó la acumulación de metales en hembras y machos de *A. seminuda* durante los meses febrero, abril, mayo y junio, con el fin de establecer la bioacumulación de metales en los tejidos: músculo, gónadas, hepatopáncreas y resto (manto, branquias y vísceras) en diferentes épocas del año.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo de organismos

Se realizaron cuatro muestreos durante los meses de febrero, abril, mayo y junio del 2010 en un banco natural de la localidad de Guayacán, situada en la costa norte de la Península de Araya, estado Sucre, Venezuela a 64°00'00" N y 11°35'00" O (Fig. 1). Los ejemplares de *A. seminuda* fueron recolectados por buceo libre a una profundidad entre 2 a 4 m; luego, se colocaron en bolsas plásticas dentro de una cava con hielo y se trasladaron al Laboratorio donde se almacenaron a -4 °C hasta su procesamiento.

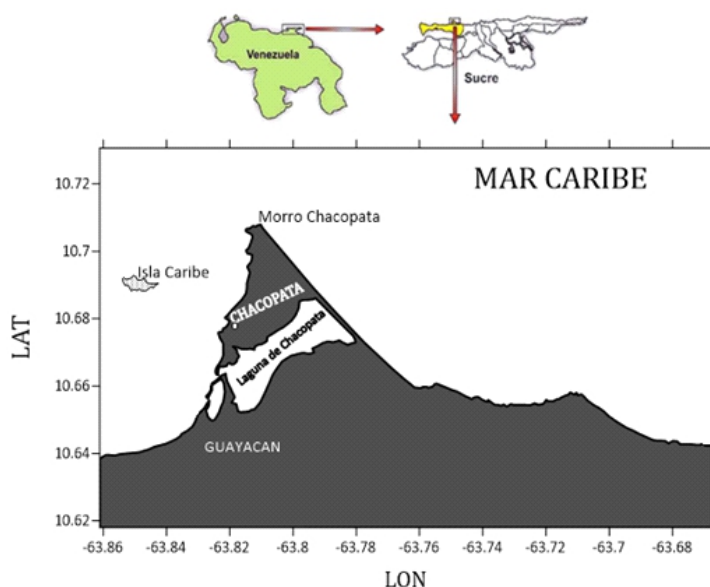


Figura 1. Localización geográfica del área de muestreo en el norte de la Península de Araya, estado Sucre, Venezuela.

Determinación de los parámetros físico-químicos del agua y clorofila *a*

En cada muestreo se tomó agua de la zona de estudio con botellas Niskin de 100 y 150 mL y se colocaron en un contenedor opaco para transportarla al laboratorio donde se realizaron las determinaciones de clorofila *a*. La temperatura, pH y oxígeno disuelto se determinaron en el campo utilizando un pH-metro de campo Jenway 3071 de apreciación 0,1 y un oxigenómetro YSI de 0,01 mg·L⁻¹ de apreciación. La Clorofila *a* fue determinada utilizando un litro de agua de mar filtrada a través de un filtro Whatman GF/C, que retuvo partículas de talla superior a 0,5-1,0 μm y las concentraciones fueron determinadas por el protocolo de Carpenter (1965) y se expresaron en μg·L⁻¹.

Tratamiento de las muestras

Se analizaron un total de 40 ejemplares, 10 ejemplares por mes de muestreo, cada organismo se limpió cuidadosamente y se determinó la longitud de la concha, desde la charnela hasta el borde ventral con un vernier digital Mytutoyo de 0,01 mm de apreciación, posteriormente fueron desbullados, se determinó el sexo según la coloración de sus gónadas, en las hembras es de color naranja y en los machos de color beige (Malavé & Prieto, 2005).

El tejido blando de los organismos fue removido y lavado con agua desionizada, luego se procedió a disectarlos en: gónada, músculo, hepatopáncreas (H) y el resto del organismo (R), este último, constituido por el manto y las branquias. Los tejidos se secaron a 60 °C por 48 h y luego fueron

pesados en una balanza analítica Denver modelo TR204 de 0,001 g de apreciación.

El índice gonadosomático (IGS) de cada ejemplar se determinó de acuerdo a Maddock & Burton (1998).

Análisis de metales

Los tejidos fueron digeridos con 5 mL de HNO₃ por 24 h, luego se colocaron en baño de María a 60 °C por 1 h o hasta que la muestra quedó totalmente digerida. Posteriormente, se filtraron en papel Whatman N° 42 y aforadas hasta 25 mL con agua desionizada. La concentración de metales pesados en las muestras, se evaluaron por espectroscopia de emisión óptica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) a un equipo, marca Perkin Elmer modelo óptima 5300 DV y los resultados fueron expresadas en μg·g⁻¹ de masa húmeda. Las concentraciones de Zn, Cu, Cd, Fe, Cr, Pb, y Ni se determinaron a longitudes de onda específica para cada metal (Tabla 1). Para las curvas de calibración se utilizaron estándares de Zn, Cu, Cd, Cr, Pb, Fe y Ni que recibieron el mismo tratamiento que las muestras en el estudio y la precisión del método fue verificada utilizando el estándar de referencia de tejido, desarrollado por el Instituto Nacional de Estándares y Tecnologías (NIST) en Canadá, Oyster Tissue 1566a; el cual es un material de referencia estandarizado usado en la instrumentación, calibración y validación metodológica para los análisis químicos elementales en bivalvos marinos y su nombre comercial es material de referencia estándar (SRM) 1566a Oyster tissues NIST; para los cuales se determinó la recuperación que resultó estar por encima del 95 % de la concentración.

Tabla 1. Longitud de onda, sensibilidad y límites de detección para los metales analizados por espectrofotometría de emisión óptica de plasma inductivante.

Metal	Longitud de onda (nm)	Sensibilidad (mg·L ⁻¹)
Zinc	206,2	0,005
Cobre	327,4	0,001
Hierro	259,9	0,050
Cadmio	228,8	0,005
Cromo	357,8	0,005
Plomo	220,3	0,005
Níquel	341,5	0,002

La variación en la concentración de los metales pesados entre tejidos, entre sexo y durante los meses de muestreo fue evaluada mediante una prueba de análisis de Kruskal-Wallis debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. La relación entre el índice gonadosomático (IGS) y la bioacumulación de metales se realizó mediante un análisis de componentes principales (ACP). Para este análisis estadístico se utilizó el software comercial STATGRAPHICS Plus versión 5.1.

Aspectos éticos

Los autores han seguido las normas éticas del comité de ética del Departamento de Biología de la Universidad del Oriente, Venezuela para el manejo de organismos invertebrados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los parámetros físico-químicos de la zona de captura (Tabla 2), reflejan que los valores de temperatura, pH y oxígeno disuelto presentaron poca variación durante febrero, abril y mayo, los cuales estuvieron por debajo de los valores observados en junio (27,3 °C; 7,89 y 6,30 mg·L⁻¹). La clorofila *a*, presentó un valor máximo de 9,89 µg·L⁻¹ durante el mes de febrero, y mínima en junio (3,90 µg·L⁻¹). Estos resultados generalmente ocurren como consecuencia del incremento en el afloramiento costero, que en las costas nororientales se observan normalmente en los meses de febrero, marzo y abril (Muller-Karger *et al.*, 1989; Aparicio, 1994; Rueda-Roa & Muller-Karger, 2013; Jury, 2018).

Tabla 2. Parámetros físico-químicos del agua de mar de la localidad de Guayacán, Península de Araya, estado Sucre, durante los meses febrero, abril, mayo y junio de 2010.

Parámetro	Febrero	Abril	Mayo	Junio
Temperatura (°C)	24,0	25,4	25,6	27,3
pH	7,64	7,65	7,70	7,89
Oxígeno disuelto (mg·L ⁻¹)	4,90	5,31	5,28	6,30
Clorofila <i>a</i> (µg·L ⁻¹)	9,89	5,39	5,16	3,90

Los valores de IGS en *A. seminuda* determinan que el grado de maduración gonadal fue significativamente similar para machos y hembras, mientras que en los meses muestreados se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas (Kw= 31,68; P<0,01); observándose los valores más altos en el mes de febrero y el mínimo en junio (Figura 2). Este último coincide con uno de los períodos de desove señalados por Freites *et al.* (2010), quienes mostraron que los organismos se reproducen durante todo el año,

aunque con una mayor actividad de desove en mayo-julio de 2004, septiembre-noviembre de 2004 y febrero de 2005. No obstante, en este estudio el mayor porcentaje de organismos maduros fue encontrado en los meses de marzo y abril. Este comportamiento determina una estrategia reproductiva oportunista que justifican un elevado nivel de madurez gonadal (Freites *et al.*, 2010). Rangel *et al.* (2017), señalan que el desove de la especie se ubica entre abril y agosto y otro en febrero.

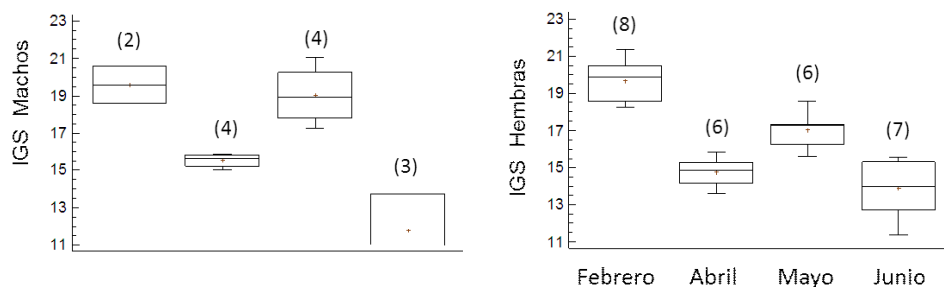


Figura 2. Variación del índice gonadosomático de *Atrina seminuda* en machos y hembras en los meses de muestreo.

Los metales Cu, Cd, Cr, Pb y Ni Fe y Zn no mostraron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre hembras y machos. No obstante, no siempre las concentraciones entre machos y hembras son similares para otros bivalvos. Yap *et al.* (2006), observaron que las hembras de *P. viridis* acumularon mayor concentración de Cu, Pb y Zn que los machos, pero estas diferencias no fueron significativas. En el caso del Cd, Latouche & Mix (1982) encontraron que las hembras de *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 presentaron mayor concentración de Cd en el tejido somático que los

machos.

Las concentraciones de metales Cu, Cd, Cr, Ni y Pb en *A. seminuda* presentaron diferencias significativas en los tejidos analizados (Tabla 3) y también variaciones mensuales en todos los tejidos a excepción del Pb. En este estudio se observó en general, una mayor acumulación de metales en el H y R, este último constituido principalmente por el manto y las branquias, con respecto al músculo y a las gónadas (Figura 3).

Tabla 3. Valores promedios del contenido de metales en machos y hembras de *Atrina seminuda* en los meses de muestreo.

Sexo	Metales $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$				
	Cu	Cd	Cr	Pb	Ni
Machos	0,13 \pm 0,12	27,03 \pm 11,43	2,68 \pm 2,50	2,21 \pm 1,09	8,57 \pm 6,01
Hembras	0,13 \pm 0,16	22,23 \pm 7,63	1,93 \pm 1,46	2,19 \pm 0,87	7,49 \pm 4,24
Total	0,13 \pm 0,14	23,79 \pm 9,07	2,17 \pm 1,84	2,20 \pm 0,92	7,84 \pm 4,77

La incorporación y acumulación de los metales en los diferentes tejidos del organismo está asociado a la afinidad del metal por las metalotioninas (Ge *et al.*, 2020), la compartimentación de metales tóxicos en vesículas formadas por los hemocitos (Weng & Wang, 2015) y la formación de gránulos insolubles (Ma & Wang, 2020). Siendo estas las principales formas descritas para la metabolización de los metales. Por otro lado, la movilización del metal a través de la circulación, distribución, transferencia a otros tejidos juega un papel importante en la bioacumulación tisular. La forma de incorporación, bien sea en soluble o enlazada a la materia orgánica también modula la distribución y de los metales en los tejidos (Ke & Wang, 2019).

La diferencia en la dinámica de acumulación/eliminación de metales en los tejidos, demuestra diferentes mecanismos de desintoxicación/almacenamiento de los metales (Jebalí *et al.*, 2014). El hepatopáncreas y las branquias, son quizás los tejidos que han mostrado una mayor incorporación de metales en la mayoría de los bivalvos en relación a otros tejidos. Esto puede estar asociado a varios factores, el primero está relacionado con la capacidad que tienen estos tejidos parenquimatosos, de metabolizar los

metales a través de proteínas de enlazamiento, entre las cuales se encuentra la metalotionina que puede crear interacciones mercaptos, debido a su elevado contenido de cisteínas y ello se le ha atribuido un papel fundamental en la eliminación (Lemus *et al.*, 2016; Shaari *et al.*, 2016). Adicionalmente, los metales pueden ser incorporados en los lisosomas y metabolizados por retículo endoplásmico y pueden ser capturados en vacuolas específicas, que producen fósforo metálico sólido o gránulos de azufre que posteriormente se someten a exocitosis para su eliminación (Luo *et al.*, 2014).

El músculo y las gónadas presentaron las menores concentraciones de los metales analizados (Figura 1). Estudios en bivalvos han demostrado que generalmente el músculo presenta menores concentraciones de metales y muy particularmente el Pb, Cd, Ni y Cr que son metales no bioesenciales y no están sujetos a regulación. Moreno *et al.* (2005), señalan que el Cd y el Pb son mucho mayores en el hepatopáncreas que el músculo. Esto también ocurre en peces donde las concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr son más bajas en el músculo (Demirak *et al.*, 2006).

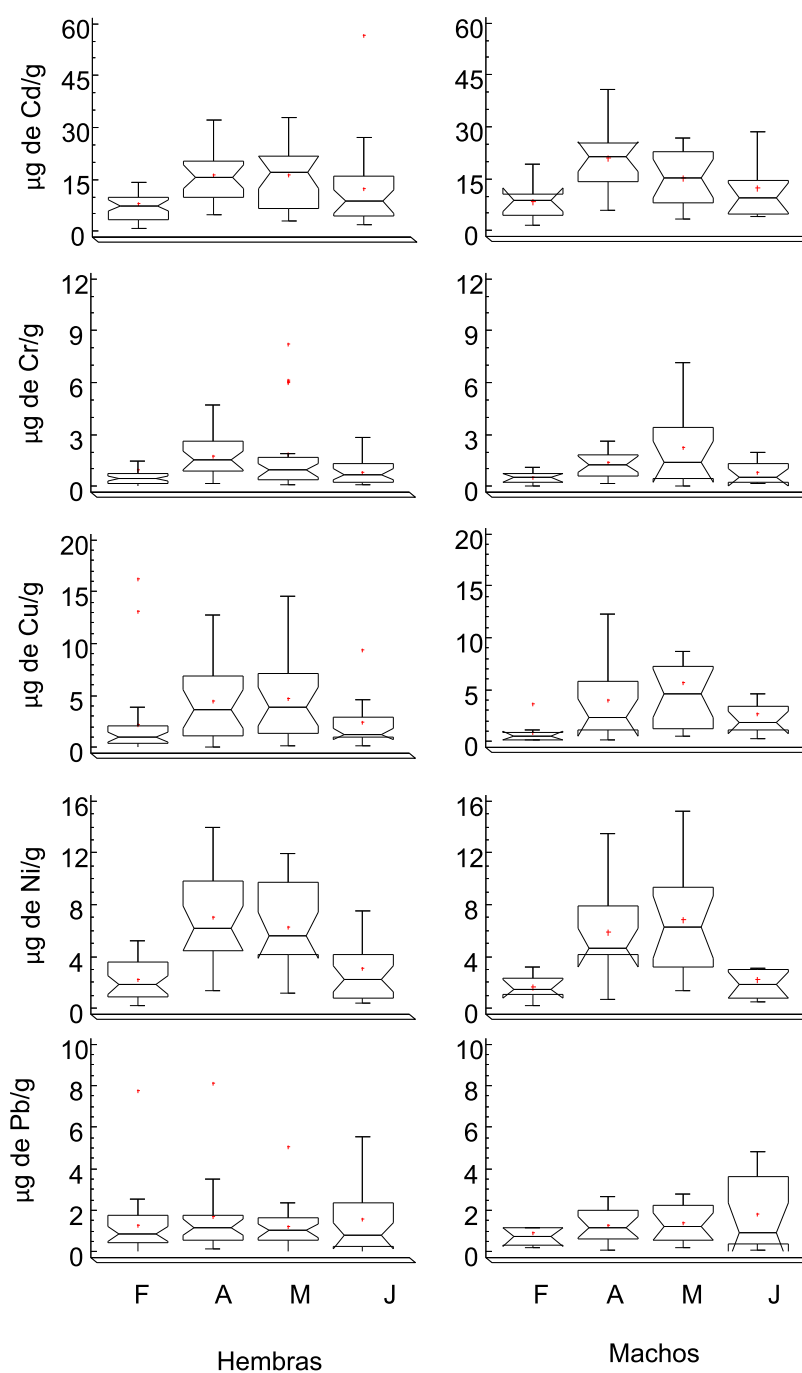


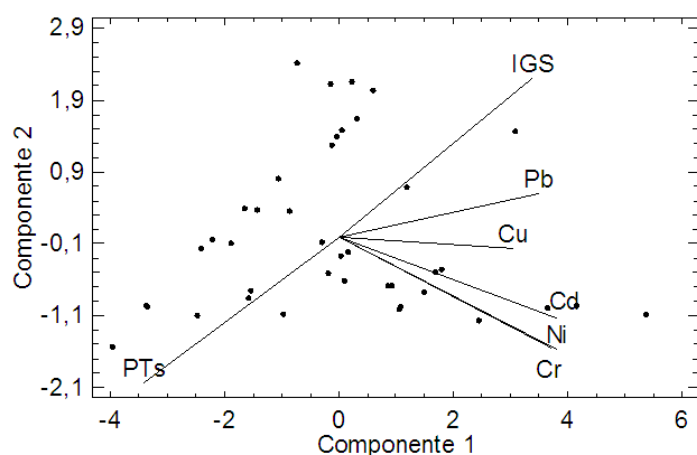
Figura 3. Variación de la concentración de Cd, Cr, Cu, Ni y Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de masa húmedo seco) en los tejidos del bivalvo *Atrina seminuda* de la localidad de Guayacán, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. KwCd-tejidos: 50,63; $P < 0,05$; KwCr-tejidos: 50,54, $P < 0,05$; KwCu-tejidos: 45,91; $P < 0,05$; KwNi-tejidos 33,87; $P < 0,05$; KwPb-tejidos: 65,28; $P < 0,05$; KwCu-meses= 12,98; $P < 0,05$; KwCd-meses= 19,77; $P < 0,05$; KwCr-meses= 14,71; $P < 0,05$; KwPb-meses= 1,45; $P > 0,05$; KwNi-meses= 31,09; $P < 0,05$. F: febrero; A: abril; M: mayo; J: junio.

El músculo, mantiene concentraciones con variaciones menores en los meses de estudio, señalando que probablemente sea el reflejo de concentraciones asociadas a la incorporación, más que a los procesos de metabolización, pues la inducción de metalotioninas relacionadas con los procesos de desintoxicación de metales pesados para este tejido es muy baja (Fang *et al.*, 2012). Es posible que exista un enlazamiento de metales a las proteínas musculares, pero poco se conoce acerca de los mecanismos de enlazamiento y metabolización en el tejido muscular de organismos marinos.

En el presente trabajo se pudo observar que las mayores concentraciones de metales en los tejidos de *A. seminuda*, se encuentran en los meses de abril y mayo, cuando aún los índices de surgencia son elevados, lo que podría estar asociado a los niveles de metales que puedan estar siendo incorporados a través de la alimentación. La presencia del período de surgencia desde febrero hasta el mes de abril en la zona genera un aumento en la materia orgánica y su descomposición conlleva a la liberación de algunos metales, siendo el aumento de la materia orgánica directamente proporcional con la concentración de ciertos metales en el medio (Muller-Karger *et al.*, 1989). De igual forma al aumentar el fitoplancton (clorofila *a*) aumenta la fuente de alimento para los organismos filtradores como los bivalvos, favoreciendo la entrada de estos contaminantes por vía alimentaria (Wang *et al.*, 1996; Chong & Wang, 2001). La incorporación de

metales a través de la alimentación juega un papel relevante, pues el plancton se enriquece con metales en la columna de agua y se transfiere a los bivalvos (Qiu, 2015). Las branquias y la glándula digestiva podrían estar asociadas con la absorción de los alimentos planctónicos o detrítico, enriquecido con metales pesados, o con la absorción de metales disueltos (Poignier *et al.*, 2013). Los cuales son asimilados por el epitelio intestinal y son transferidos a los tejidos, incrementándose en aquellos que los metabolizados más rápidamente o inactivan.

Con respecto a la variación de metales durante los meses de muestreo, se observó que el Cu y Cr presentaron sus picos más altos durante el mes de mayo; mientras que el Cd, Ni y Pb en el mes de febrero (Figura 4), ambos meses de surgencia. El alto contenido de estos metales puede ser el resultado de la sedimentación de los mismos, que una vez llegada la surgencia y el incremento de las corrientes marinas, durante la estación seca, permite la remoción de partículas hacia la columna de agua haciéndolos disponibles para los organismos (Adefeni *et al.*, 2007). Se conoce además que, los metales se concentran en esquistos ricos en materia orgánica, sedimentos lacustres y oceánicos, nódulos de manganeso y fosforitas marinas; estando entonces biodisponibles tanto para los productores como para los consumidores una vez llegada la época de surgencia (Sadiq, 1992; Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1999; Muñoz *et al.*, 2000).



Variable	Componente	
	1	2
Cu	0,33	-0,05
Cd	0,41	-0,29
Cr	0,40	-0,39
Pb	0,37	0,15
Ni	0,41	-0,40
PTs	-0,37	-0,52
IGS	0,36	0,56

Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP) para los niveles de metales Pb, Cu, Cd, Ni y Cr, el índice gonadosomático (IGS) y el peso seco de los tejidos.

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que las concentraciones promedio de los metales están por debajo de los valores de referencias existentes (Figura 4). Esta especie se considera que tiene capacidad de incorporación de

los metales analizados en el mismo orden de magnitud en relación a otras especies de consumo de la misma zona como lo son *Cyclinella tenuis* (Récluz, 1852), y *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) (Lemus *et al.*, 2015).

Tabla 4. Valores máximos permisibles de los metales zinc, cobre, cadmio, cromo, plomo y níquel en bivalvos para el consumo humano.

Metal	*Promedio	FAO	FDA	BFL
Zinc	8,39 ± 2,61	-	-	50
Cobre	0,84 ± 0,19	10	-	30
Cadmio	0,32 ± 0,13	1	4	1
Cromo	0,28 ± 0,26	-	13	0,1
Plomo	0,13 ± 0,26	2	1,7	20
Níquel	1,16 ± 0,81	-	80	-

*Valores expresados en µg/g de masa húmeda; FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations; FDA: Food and Drugs Administration; BFL: Brazilian Federal Legislation.

El análisis de componentes principales entre los niveles de metales en organismos y el peso total del organismo y su IGS determinaron la mayor variabilidad de los datos se explican en dos componentes (76,55 %) de la variabilidad de los datos originales. Se puede evidenciar, que la incorporación de los metales evaluados, tienen una asociación positiva y significativa con el IG, pero negativa con el PT. Este patrón determina que a medida que los organismos maduran sus gónadas tiende a incorporar mayor concentración de metales, donde los organismos con gónadas desarrolladas presentaran la mayor concentración de los mismo, no obstante, estos resultados sugieren que el desove está asociado a una pérdida de peso y a una disminución de los metales bioacumulados, lo que sugiere que parte del metal es incorporado en las gónadas y es liberado. Particularmente en *A. seminuda* los metales no bioesenciales se distribuyen en una mayor masa de tejido asociada a una mayor masa de tejido gonadal y esto consecuentemente determina una mayor concentración de Cd Cr Ni y Pb en los organismos con mayor índice gonadosomático. El Cu presentó la menor asociación con el IGS por lo que se infiere que este elemento es modulado y regulado por estos organismos de acuerdo a la demanda de los mismos, particularmente como cofactores de muchas enzimas (Reyes, 1999; Boada *et al.*, 2007).

Por otro lado, la incorporación de los metales si está asociado a un factor de dilución pues todos los metales tienden a disminuir su concentración a medida que los organismos crecen. Estos resultados son comparables con los obtenidos con algunos autores que señalan que existe un factor de dilución previamente descrito por diversos autores (Adjei-Boateng *et al.*, 2010; Adjei-Boateng *et al.* 2011).

Las variaciones mensuales en los metales analizados en tejidos de *A. seminuda*, presentaron sus máximos durante período de afloramiento (Clorofila *a*) en el área nor-oriental del país y también fueron modulados por el ciclo reproductivo. No se considera que la especie represente un riesgo para la salud humana, porque los niveles de los metales analizados se encuentran por debajo de normativas regulatorias.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente por el financiamiento de la presente investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Azizi, G.; Akodad, M.; Baghour, M.; Layachi, M. & Moumen, A. 2018. The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. *Journal of Materials and Environmental Science*, 9: 1170-1181.
- Adefeni, O.; Olaofe, O. & Asaolu, S. 2007. Seasonal variation in heavy metal distribution in the sediment of Major Dams in Ekiti-State. *Pakistan Journal of Nutrition*, 6: 705-707.
- Adjei-Boateng, D.; Obirikorang, K. & Amisah, S. 2010. Bioaccumulation of heavy metals in the tissue of the clam *Galatea paradoxa* and sediments from the Volta estuary, Ghana. *International Journal of Environmental Research*, 4: 533-540.
- Adjei-Boateng, D.; Obirikorang, K.; Amisah, S.; Madkour, H. & Otchere, F. 2011. Relationship between gonad maturation and heavy metal accumulation in the clam *Galatea paradoxa* (Born 1778) from the Volta Estuary, Ghana. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87: 626-632.
- Ahumada, M.; Serrano-Guzmán, S. & Ruiz-García, N. 2002. Abundancia, estructura y crecimiento de *Atrina maura* (*Bivalvia: Pinnidae*) en una laguna costera tropical del Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 50: 1091-1100.
- Atkinson, C.A.; Jolley, D.F. & Simpson S.L. 2007. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, 69: 1428-1437.
- Aparicio, C.R. 1994. *Revisión de las características oceanográficas de la plataforma nororiental de Venezuela*. En: *La sardina (Sardinella aurita), su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela*. Freón y Mendoza, Scientific Editors, IRD Editions. Paris. 171-206 pp.
- Boada, M.; Moreno, M.; Gil, H.; Marciano, J. & Maza, J. 2007. Metales pesados (Cu^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}) en músculo y cefalotórax de camarones silvestres *Litopenaeus Schmitti*, *Farfantepenaeus subtilis*, *F. notialis* y *F. brasiliensis* de la región oriental de Venezuela. *Revista Científica (FCV-Luz)*, 17: 186-192.
- Carpenter, J.H. 1965. The Chesapeake Bay Institute technique for the Winkler dissolved oxygen method. *Limnology and Oceanography*, 10: 141-143.
- Chong, K. & Wang, W. 2001. Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution*, 115: 107-121.
- Demirak, A.; Yilmaz, F.; Tuna, A.L. & Ozdemir, N. 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere*, 63: 1451-1458.
- Dorey, N.; Martin, S.; Oberhänsli, F.; Teyssié, J.L.; Jeffree R. & Lacoue-Labartheab, T. 2018. Ocean acidification modulates the incorporation of radio-labeled heavy metals in the larvae of the Mediterranean sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Journal of Environmental*, 190: 20-30.
- Fang, Y.; Yang, H. & Liu, B. 2012. Tissue-specific response of metallothionein and superoxide dismutase in the clam *Macra veneriformis* under sublethal mercury exposure. *Ecotoxicology*, 21: 1593-1602.
- Freites, L.; Cordova, C.; Arrieche, D.; Montero, L.; García, N. & Himmelman, J. H. 2010. Reproductive cycle of the penshell *Atrina seminuda* (Mollusca: Bivalvia) in northern waters of Venezuela. *Bulletin of Marine Science*, 86: 785-801.
- Ge, D.; Zhang, L.; Long, Z.; Chi, C. & Liu, H. 2020. A novel biomarker for marine environmental pollution: A metallothionein from *Mytilus coruscus*. *Aquaculture Reports*, 17: 100364.
- Gutiérrez-Galindo, E.; Villaescusa-Celaya, J. & Arreola-Chimal, A. 1999. Bioacumulación de metales en mejillones de cuatro sitios selectos de la región costera de Baja California. *Ciencias Marinas*, 25: 557-578.
- Jebalí, J.; Chouba, L.; Banni, M. & Boussetta, H. 2014. Comparative study of the bioaccumulation and elimination of trace metals (Cd, Pb, Zn, Mn and Fe) in the digestive gland, gills and muscle of bivalve *Pinna nobilis* during a field transplant experiment. *Journal of Trace Elements in*

- Medicine and Biology, 28:212-217.
- Jury, M.R. 2018. Eastern Venezuela coastal upwelling in context of regional weather and climate variability. *Regional Studies in Marine Science*, 18:219-228.
- Ke, Y. & Wang, W.X. 2019. Dietary metal bioavailability in razor clam *Sinonovacula constricta* under fluctuating seston environments. *Science of The Total Environment*, 653: 131-139.
- Latouche, Y. & Mix, M. 1982. The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in Bay Mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 13:27-29.
- Lemus, M.; Laurent, C.; Acagua, A.; Cabrera, M.; Aponte, A. & Chung, K. 2010. Variación estacional de metales pesados en *Perna viridis*, de la localidad de Guayacán Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *The Biologist (Lima)*, 8: 126-138.
- Lemus, M.; Castañeda, J. & Chung, K.S. 2015. Heavy metals in fish and invertebrates from the gulf of Paria, Venezuela. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30: 137-142.
- Lemus, M.; Salazar, R.; Lapo, B. & Chung, K. 2016. Metalotioneínas en bivalvos marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44: 202-215.
- Luo, L.; Ke, C.; Guo, X.; Shi, B. & Huang M. 2014. Metal accumulation and differentially expressed proteins in gill of oyster (*Crassostrea hongkongensis*) exposed to long-term heavy metal-contaminated estuary. *Fish & Shellfish Immunology*, 38: 318-329.
- Ma, L. & Wang, W. X. 2020. Subcellular metal distribution in two deep-sea mollusks: Insight of metal adaptation and detoxification near hydrothermal vents. *Environmental Pollution*, 266:115303.
- Maddock, D. & Burton, M. 1998. Gross and histological of ovarian development and related condition changes in American plaice. *Journal of Fish Biology*, 53: 928-944.
- Malavé, C. & Prieto, A. 2005. Producción de biomasa en el mejillón verde en una localidad de la península de Araya, Venezuela. *Interciencia*, 30: 609-705.
- Moreno, D.H.; Riol, M.M.; Valiñas, M.N.; Fernández, M.G. & López, M.P. 2005. Presencia de metales pesados en moluscos comercializados en fresco: análisis comparativo. *Revista de Toxicología*, 22: 89-95.
- Muller-Karger, F.; McClain, C.; Fisher, T.; Esaias, W. & Varela, R. 1989. Pigment distribution in the Caribbean Sea: Observations from space. *Progress in Oceanography*, 23: 23-64.
- Muñoz, A.; Gutiérrez, E. & Flores, G. 2000. *Mytilus californianus* as indicator of heavy metals in the northwest coast of Baja California, Mexico. *Marine Environmental Research*, 49: 123-144.
- Nicholson, S. & Lam, P. 2005. Pollution monitoring in Southeast Asia using biomarkers in the mytilid mussel *Perna viridis* (Mytilidae: Bivalvia). *Environment International*, 31:121-132.
- Otchere, F.A. 2019. A 50-year review on heavy metal pollution in the environment: Bivalves as bio-monitors. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 13: 220-227.
- Owsianiak, M.; Veltman, K.; Hauschild, M.Z.; Hendriks, A.J.; Steinmann, Z.J. & Huijbregts, M.A. 2014. Elucidating differences in metal absorption efficiencies between terrestrial soft-bodied and aquatic species. *Chemosphere*, 112: 487-495.
- Poigner, H.; Monien, P.; Monien, D.; Kriews, M.; Brumsack, H.J.; Wilhelms-Dick, D. & Abele, D. 2013. Influence of the porewater geochemistry on Fe and Mn assimilation in *Laternula elliptica* at King George Island (Antarctica). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135: 285-295.
- Qiu, Y.W. 2015. Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food chains in Daya Bay, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163: 7-14.
- Rangel, M. S.; Mendoza, J.; Freitas, L.; Tagliafico, A.; Silva, J. & Garcia, N. 2017. Biometric and reproductive aspects of the pen shell *Atrina seminuda* (Bivalvia: Pinnidae) in northeastern Venezuela. *Molluscan Research*, 37:88-97.
- Reyes, R. 1999. Las metalotioninas como biomarcadores moleculares de la contaminación por metales pesados en organismos acuáticos. *Interciencia*, 24: 366-371.
- Rojas, N.; Lemus, M.; Rojas, L.; Martínez, G.;

- Ramos, Y. & Chung, K. 2009. Contenido de mercurio en *Perna viridis* al norte del estado Sucre, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 35: 91-99.
- Rueda-Roa, D.T. & Muller-Karger, F.E. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 78: 102-114.
- Ruiz-Dora, M. 1999. *Recursos pesqueros de las costas de México*. Segunda edición. Limosa. México, D.F.
- Sadiq, M. 1992. *Toxic metal chemistry in marine environments*. Marcel Dekker: New York.
- Saher, N.U. & Siddiqui, A.S. 2019. Occurrence of heavy metals in sediment and their bioaccumulation in sentinel crab (*Macrophthalmus depressus*) from highly impacted coastal zone. *Chemosphere*. 221: 89-98.
- Shaari, H.B.; Raven, B.; Sultan, K.; Mohammad, Y. & Yunus, K. 2016. Status of heavy metals concentrations in oysters (*Crassostrea sp.*) from Setiu Wetlands, Terengganu, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 45:417-424.
- Shoults-Wilson, W.A.; Elsayed, N.; Leckrone, K. & Unrine, J. 2015. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) as a biomonitor of trace elements along the southern shoreline of Lake Michigan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34: 412-419.
- Tanner, P.A.; Leong, L.S. & Pan, S.M. 2000. Contamination of heavy metals in marine sediment cores from Victoria Harbour, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 769-779.
- Tusseau-Vuillemin, M.H.; Gourlay, C.; Lorgeoux, C.; Mouchel, J.M.; Buzier, R.; Gilbin, R.; Seidel, J.L. & Elbaz-Poulichet, F. 2007. Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin. *Science of the Total Environment*, 375: 244-256.
- Villegas, L.; Lodeiros, C.; Malavé, K.; Revilla, J., & Lemus, M. 2015. Efecto subletal del cadmio en la ostra perla del caribe *Pinctada imbricata* (Pteroida: Pteriidae) Röding, 1798. *Saber*, 27: 39-45.
- Wang, W. 2001. Comparison of metal uptake rate and absorption efficiency in marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20:1367-1373.
- Wang, W.; Fisher, N. & Luoma, S. 1996. Kinetic determinations of trace element bioaccumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 140:91-113.
- Weng, N.Y. & Wang, W.X. 2015. Reproductive responses and detoxification of estuarine oyster *Crassostrea hongkongensis* under metal stress: a seasonal study. *Environmental Science & Technology*. 49, 3119-3127.
- Yang, Y.; Chen, F.; Zhang, L.; Wu, S. & Kang, M. 2012. Comprehensive assessment of heavy metal contamination in sediment of the Pearl River Estuary and adjacent shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1947-1955.
- Yap, C.; Ismail, A.; Tan, S. & Rain, A. 2006. Is gender a factor contributing to the variations in the concentrations of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) by the green-lipped mussel *Perna viridis*. *Indian. NISCAIR Online Periodicals Repository*, 35: 29-35.
- Zuykov, M.; Pelletier, E. & Harper, D. A. 2013. Bivalve mollusks in metal pollution studies: from bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, 93:201-208.

Received October 29, 2020.
Accepted December 18, 2020.