

CONCENTRACIONES DE Pb, Cd, Ni, Cr Y Cu EN *AMPHIMEDON VIRIDIS* Y *NIPHATES ERECTA* (HAPLOSCLERIDA: NIPHATIDAE) EN DOS ECOSISTEMAS MARINOS DEL MAR CARIBE VENEZOLANO

CONCENTRATIONS OF Pb, Cd, Ni, Cr AND Cu IN *AMPHIMEDON VIRIDIS* AND *NIPHATES ERECTA* (HAPLOSCLERIDA: NIPHATIDAE) IN TWO MARINE ECOSYSTEMS OF THE VENEZUELAN CARIBBEAN SEA

*Isabel Urbina-Barreto*¹, *Ismael Hernandez-Valencia*¹, *Estrella Villamizar*¹, *María Alvarez*²

¹Instituto de Zoología y Ecología Tropical; ²:Centro de Química Analítica. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Ciudad Universitaria. Caracas. Venezuela
E-mail: isabelurbina@gmail.com

RESUMEN

Se determinaron las concentraciones totales de Pb, Cd, Ni, Cr y Cu en dos especies de esponjas marinas (*Amphimedon viridis* y *Niphates erecta*), así como en la fracción biodisponible de estos elementos en los sedimentos del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques y la Bahía de Bergantín, Venezuela, con el objetivo de evaluar la capacidad de dichas especies para reflejar las condiciones del entorno marino en cuanto a la contaminación por metales. Quince muestras de esponjas y cinco de sedimentos fueron tomadas en ambos ambientes marinos y fueron analizadas determinándose los metales pesados por espectrometría de absorción atómica con atomización electrotrémica, previa digestión ácida para el caso de las esponjas o extracción con ácido acético 0,11M en el caso de los sedimentos. Los resultados no mostraron diferencias para los sedimentos de ambas localidades en las concentraciones biodisponibles de Ni y Cu, mientras que el Pb y Cr no fueron detectados. Las concentraciones de metales en las esponjas presentaron diferencias significativas entre las localidades estudiadas. En Los Roques el Cd fue el elemento con mayor concentración, mientras que el Pb, Cr y Cu se presentaron en mayor concentración en la Bahía de Bergantín. Las diferencias entre las especies fueron locales obteniéndose para *N. Erecta* las mayores concentraciones de Cu en la Bahía de Bergantín y de Ni en Los Roques.

Palabras clave: Contaminación, bioindicador, esponjas, metales pesados

ABSTRACT

The total Pb, Cd, Ni, Cr and Cu concentrations in two species of marine sponges (*Amphimedon viridis* and *Niphates erecta*) were determined, as well as the bioavailable fraction of these elements in sediments at the Archipelago Los Roques National Park and Bergantin Bay, Venezuela, with the aim of assessing the ability of such species to reflect the conditions of the marine environment in terms of metal contamination. Fifteen samples of sponges and five of sediments were taken in both marine environments and the determination of heavy metals was carried out by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization, after acid digestion in the case of sponges or extraction 0.11M acetic acid in the case of sediments. The sediments showed no significant differences of the elements Ni and Cu in both sites. Heavy metal concentrations in sponges showed significant differences between the locations studied. In Los Roques Cd was the element with the highest concentration, while Pb, Cr and Cu were higher in Bergantin Bay. Differences between species were local, yielding to *N. erecta* the highest values of Cu in Bergantin Bay and for Ni in Los Roques.

Key words: bioindicator, heavy metals, pollution, sponges

INTRODUCCIÓN

La conservación de los ecosistemas marinos costeros constituye una prioridad ya que poseen una enorme biodiversidad y suministran importantes servicios ambientales. La evaluación de su estado de conservación, las causas de su degradación y las posibles medidas que se podrían aplicar para su recuperación, figuran entre los tópicos de estudio. Estos ecosistemas son susceptibles de ser contaminados por efluentes y desechos sólidos provenientes de actividades domésticas e industriales. Entre las sustancias nocivas depositadas en las riberas de ríos, estuarios y mares, los metales pesados constituyen un caso con características particulares, ya que no son biodegradables, y una vez depositados, pueden permanecer por largo tiempo en el ambiente marino (Martínez *et al.* 2002).

El phylum Porífera está constituido por más de 5000 especies que se encuentran en una amplia variedad de ecosistemas marinos, que van, desde zonas intermareales hasta las profundidades oceánicas, siendo uno de los grupos bentónicos que habitan en condiciones ambientales más diversas (Patel *et al.* 1985). En ambientes marinos contaminados por metales pesados, estos invertebrados pueden servir como bioindicadores de este tipo de contaminación. Este potencial se debe a que son organismos sésiles y de amplia distribución geográfica, con grandes áreas permeables, que filtran grandes volúmenes de agua para la obtención de alimentos (Simpson 1984), y en este proceso pueden incorporar compuestos tóxicos a sus tejidos.

A este respecto, Rainbow y Phillips (1993) sugieren que los diversos mecanismos para la acumulación de metales en los invertebrados marinos se podrían separar en dos grandes categorías, a) regulación y b) acumulación neta. La regulación es la capacidad de los invertebrados para mantener en su cuerpo las concentraciones de determinados metales traza a un nivel aproximadamente constante en un amplio intervalo de disponibilidad del metal en el ambiente. Por su parte, la acumulación neta se produce cuando los invertebrados no son capaces de igualar las tasas de excreción de metales con las tasas de captación. En consecuencia, la concentración de metales pesados en las esponjas puede ser un reflejo de la calidad del medio en donde se desarrollan, siempre y cuando las tasas de incorporación de

estos elementos no sean mayores que las tasas de excreción. Esto ha sido probado a través de la comparación de la concentración de metales en sitios para los que se conocían o sospechaban diferencias en la biodisponibilidad de metales (Olesen y Weeks 1994, Cebrian *et al.* 2007, Jović *et al.* 2011, Surayya *et al.* 2012). Sin embargo, los sistemas de regulación, incorporación y excreción de sustancias pueden variar dependiendo de los tipos de elementos contenidos en el medio y de la biología del animal.

En Venezuela existe una gran variedad de ecosistemas marinos vulnerables a la contaminación ambiental debido al creciente desarrollo de actividades turísticas, de transporte marítimo y a la expansión urbana e industrial en las zonas costeras. Aunque se ha producido información sobre el contenido de metales pesados en sedimentos marinos (Gamboa *et al.* 1986, Acosta *et al.* 2002, Martínez *et al.* 2002), macrofitas (Alfonso *et al.* 2008), bivalvos (Alfonso *et al.* 2008, Acosta y Lodeiros 2004), crustáceos (Boada *et al.* 2007) y peces (Márquez *et al.* 2008), pocos son los estudios sobre sus concentraciones en esponjas. Esta información puede ser importante para la identificación de especies sensibles o resistentes a la contaminación por metales pesados que pueden ser utilizados como bioindicadores de este tipo de contaminación.

Con base a este planteamiento, el objetivo de esta investigación fue determinar las concentraciones de Ni, Cu, Cd, Cr, y Pb en dos especies de esponjas marinas (*Aphimedon viridis* y *Niphates erecta*) y en los sedimentos de dos localidades con condiciones contrastantes en cuanto al impacto antrópico: el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, área protegida con desarrollo del turismo de baja densidad, y la Bahía de Bergantín en el Parque Nacional Mochima, que se encuentra bajo la influencia de la actividad urbana e industrial petrolera. La selección de las especies de esponjas se basó : en su amplia distribución y fuerte abundancia en el Mar Caribe, y la ausencia de información sobre el uso de estos organismos como indicadores de la contaminación por metales pesados, específicamente en ecosistemas marinos costeros venezolanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Especies seleccionadas

Las esponjas seleccionadas para este estudio son especies ampliamente distribuidas en el Mar

Caribe, con esqueleto silíceo y proteico (espongina) y pertenecientes a la clase Demospongiae. *Amphimedon viridis*, Duchassaing de Fonbressin & Michelotti (1864) presenta una morfología masiva con tendencia a formar ramas cortas (elevaciones cónicas de 1.5 a 2,0 cm de alto) y presencia de pseudoatrio. Su color es verde oscuro, con ósculos de un diámetro entre 3 a 8 mm que se encuentran en la zona superior de cada lóbulo. Es exclusiva de ambientes marinos y se encuentra principalmente en fondos de manglares, fanerógamas marinas y arrecifes. Por su parte, *Niphates erecta*, Duchassaing de Fonbressin & Michelotti (1864), presenta ramas tubulares erectas o reptantes compactas (sin atrio) de 30 cm de largo y hasta 2 cm de diámetro, usualmente de color gris, aunque a veces con tonos azulados. Los ósculos son pequeños (2-7 mm de diámetro) y numerosos, y se encuentran repartidos de forma irregular a lo largo de la superficie externa de las ramas o tubos.

Muestreo

Se seleccionaron dos sistemas arrecifales, uno costero continental: la Bahía de Bergantín (AC) (1.132.600 N, 322.480 E; UTM_WGS84) en el Parque Nacional Mochima, con una fuerte afectación antrópica por los aportes de plantas de tratamientos de efluentes domésticos y petroleros; y otro oceánico: el arrecife de Dos Mosquises (AO) (1.305.230 N, 730.460 E; UTM_WGS84), en el Parque Nacional Archipiélago Los Roques, donde la principal actividad que se desarrolla es la turística, de baja densidad, por lo que fue considerado en este estudio como el sitio menos contaminado (Figura 1).

Se realizó un único muestreo en cada localidad, en febrero y marzo de 2011 para AC y en enero de 2011 en AO. Ambas fechas corresponden al período climático de sequía en las localidades seleccionadas. Las muestras fueron tomadas entre 5 y 10 m de profundidad, siguiendo la metodología de campo de Páez-Osuna *et al.* (1988) y la utilización del modelo descrito por Cebrian *et al.* (2007). En cada localidad se colectaron muestras de 15 individuos por especie, y en cada caso, la muestra consistió en un fragmento de aproximadamente 10 cm. (n=15 por especie y por localidad). Las muestras fueron guardadas en bolsas plásticas y refrigeradas (4°C) hasta ser llevadas al laboratorio en donde se mantuvieron en refrigeración hasta realizar los análisis respectivos. Adicionalmente,

en cada sitio se tomaron 5 muestras de sedimentos superficiales (entre 0,5 y 1,0 kg en el estrato 0-10 cm) con nucleadores simples de PVC, en las zonas adyacentes al lugar donde se colectaron las esponjas.

Tratamiento químico de las muestras

Las muestras de esponjas se lavaron con agua destilada y se secaron en una estufa a 55 °C hasta obtener un peso constante. Posteriormente, para cada especie y localidad, se prepararon cinco muestras compuestas a partir de tres muestras seleccionadas al azar de las 15 colectadas en el campo. Cada muestra fue liofilizada por 24 horas a -50°C y 0,29 mbar en un liofilizador LABCONCO, modelo FREEZONE 1 y posteriormente pulverizada. La disolución de las muestras de esponjas se llevó a cabo mediante una digestión ácida asistida con un digestor de microondas CEM modelo MDS 2000, empleando ácido nítrico y fluorhídrico tridestilados y peróxido de hidrógeno.

Las muestras de sedimentos fueron secadas a temperatura ambiente. Posteriormente, se pesaron 100 g por muestra y se le realizaron los análisis granulométricos empleando una serie de tamices de < 44-125 µm para la fracción de limos y arcillas, y de 125 µm a 2000µm para la fracción de arenas. La separación se hizo con un rotor agitador por 15 minutos. Posteriormente se pesaron las fracciones obtenidas. El análisis del contenido de materia orgánica total se llevó a cabo siguiendo la metodología de ignición (Anderson e Ingram 1992).

La determinación de la fracción biodisponible de los metales pesados en los sedimentos se realizó en la muestra completa de sedimentos. La fracción biodisponible es la fracción de los elementos que se encuentran como intercambiables y asociados a los carbonatos, la cual se libera más fácilmente al ambiente mediante cambios en las condiciones fisicoquímicas de las aguas. La extracción de esta fracción se hizo aplicando el procedimiento de extracción secuencial BCR modificado, propuesto por el Bureau Community of Reference (Rauret *et al.* 1999), empleando ácido acético 0,11M a temperatura ambiente durante 16 h con agitación mecánica.

La determinación de Pb, Cd, Ni, Cr y Cu en las muestras se llevó a cabo de manera simultánea mediante espectrometría de absorción atómica con atomización electrotérmica en un espectrómetro Perkin Elmer, Modelo SIMAA 6000. La exactitud



Figura 1. Localidades de estudio Bahía de Bergantín (AC) – Arrecife Dos Mosquises (AO) Parque Nacional Archipiélago de Los Roques.

de las determinaciones se evaluó analizando por quintuplicado una muestra de referencia certificada de tejido de ostra (Oyster Tissue NIST-1566b) para la cual se obtuvieron resultados que no difirieron significativamente de los certificados ($P \leq 0,05$) y una incertidumbre (coeficiente de variación, $CV = (sdv/m) \times 100$, donde m es el valor promedio de la concentración y sdv su desviación estándar) entre el 3 % y 8 % para los diferentes elementos. El porcentaje de recuperación determinado en las muestras de esponjas estuvo entre el 88 % y 114 %, lo cual se considera satisfactorio. La sensibilidad de la metodología de análisis, expresada en términos del límite de detección (LOD) fue: 0,09 ; 0,003 ; 0,07 ; 0,01 y 0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Pb, Cd, Ni, Cr y Cu, respectivamente, en las muestras de esponjas; y 0,07 ; 0,002 ; 0,06 ; 0,01 y 0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Pb, Cd, Ni, Cr y Cu, respectivamente, en las muestras de sedimentos.

Análisis de datos

Los datos fueron analizados mediante pruebas paramétricas (Anovas) y no paramétricas (Kruskal-Wallis). Como primer paso se comprobaron los supuestos para aplicar los tests paramétricos, tales como la normalidad de datos a través del test de Shapiro ($p > 0,05$) y la homogeneidad de varianzas a través del test de Levene ($p > 0,05$). Cuando no se cumplieron los supuestos, los datos fueron transformados a escala logarítmica (\log_{10}),

ajustándose a los criterios descritos por Zar (1999). Dado que la distribución de la concentración de los elementos Ni, Cr y Cu cumplieron con el supuesto de normalidad, se aplicó una ANOVA a un factor para determinar las diferencias de las medias de concentración de metales pesados. El factor a escoger fue especies y localidad respectivamente. Luego se realizaron pruebas a posteriori (test de *post-hoc* de Tukey) para comparar las medias de cada uno de los grupos (Milton 2001). Por su parte, los datos de concentraciones de Pb y Cd al no cumplir con el supuestos exigidos, se analizaron aplicando estadística no paramétrica, un análisis por rango de Kruskal–Wallis (Siegel y Castellan 2005), así pudimos comparar las medianas de las concentraciones de los elementos estudiados. De igual forma se aplicaron pruebas a posteriori utilizando el contraste rápido de Tukey entre las medianas para saber cuales se diferenciaban.

Para las muestras de sedimentos se realizaron análisis de varianza de un solo factor para determinar las diferencias entre las medias de concentraciones de metales pesados y entre las medias de materia orgánica total. El factor utilizado fue la localidad. A los datos de granulometría se les aplicó la prueba t-student, para cada una de las fracciones. Los programas de análisis y tratamiento de datos utilizados para hacer los cálculos estadísticos fueron, Statistica versión 6.0 y Microsoft office (EXCEL 1997 – 2003).

RESULTADOS

Sedimentos

La distribución del tamaño de partículas en los sedimentos de ambas localidades mostró solo diferencias significativas para la fracción entre 180 y 211 μm ($P(T \leq t)$ dos colas T 0.018 ; $t = 3.22$, Tabla 1), intervalo que corresponde a las “arenas finas” (Brady y Weil, 2003). En términos generales dominan las arenas y los fragmentos gruesos. En el caso de AO estas dos fracciones acumularon 97,2% p/p, mientras en la AC fue de 95,2% p/p. Respecto al contenido de materia orgánica total no se obtuvieron diferencias significativas entre ambas localidades, encontrándose valores de 1,99 % en AO y 1,94% en AC.

Fracción biodisponible de metales pesados en los sedimentos

Las concentraciones de metales pesados biodisponibles en los sedimentos de AO fueron 1,05 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Ni y 0,50 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu, mientras que las de Pb, Cd y Cr no fueron detectables. En AC, las concentraciones biodisponibles fueron: 1,7 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Ni; 0,05 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu; y 0,012 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cd, mientras que las de Pb y Cr no fueron detectables. No se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de Ni y Cu de ambas localidades.

Concentración de metales pesados en *A. viridis* y *N. Erecta*

Las concentraciones totales de Pb, Cd, Ni, Cr y Cu en las esponjas estudiadas, expresadas sobre masa seca se presentan en la Tabla 2. La incertidumbre promedio de los resultados (los coeficientes de varianza de la concentración promedio de las cinco muestras compuestas, determinada por elemento, especie y localidad) fue del 29%. Teniendo en cuenta que la incertidumbre máxima del análisis químico fue de un 8 %, podría considerarse que el 21 % de la incertidumbre de los resultados corresponde a la generada por la heterogeneidad de las muestras compuestas. Entre especies, esta heterogeneidad oscilaría entre un 29 % para las muestras de *N. erecta* y 13 % para las de *A. viridis*.

Los datos de las concentraciones de Pb y Cd fueron analizados con pruebas no paramétricas de un solo factor (Kruskal-Wallis) promediando los factores de variación, especies o localidades. No se encontraron diferencias estadísticamente

significativas entre las medianas de la concentración de Pb y Cd respecto a las especies de esponjas. En contraste, hay diferencias significativas entre las medianas respecto a las localidades, observándose mayor concentración de Pb en Bergantín (Chi-Square = 12,80, $df = 1$, $p = 0,0003^{***}$) y de Cd en Los Roques (Chi-Square = 7,20, $df = 1$, $p = 0,0007^{***}$).

Para los metales Ni, Cr y Cu se realizaron Anovas de un factor (como factor = localidad o especie), los cuales nos permitieron determinar si existían diferencias significativas de las medias de concentraciones de metales entre las especies y entre las localidades. Se encontraron diferencias significativas entre las localidades (Tabla 2), obteniéndose mayores valores de concentración de Cr ($F=228,223$ $p < 0,0001^{***}$) y Cu ($F=8,0896$ $p < 0,0117^*$) en la Bahía de Bergantín (arrecife costero AC) y de Ni en Los Roques (arrecife oceánico AO) ($F=55,127$ $p < 0,0001^{***}$). Respecto a las especies, las diferencias significativas fueron: para *N. erecta* valores mayores de Cu ($F=7,991$ $p < 0,0121^*$) en la Bahía de Bergantín (AC) y de Ni en Los Roques (AO) ($F=99,862$ $p < 0,0001^{***}$).

DISCUSIÓN

Las localidades de estudio presentan diferentes fuentes y exposición a la contaminación. La Bahía de Bergantín (AC), aunque se encuentra dentro del P.N. Mochima, presenta un flujo intenso de tanqueros de gran calado y embarcaciones deportivas, además recibe los aportes de efluentes de plantas de tratamiento de aguas domésticas de urbanizaciones adyacentes y aguas domésticas e industriales provenientes de la refinería El Chaure. Adicionalmente, en áreas cercanas se encuentra una de las más grandes industrias cementera del país (Vencemos, Pertigalete). La contaminación de sus aguas y costas por hidrocarburos ha sido reportada en la literatura por Bonilla *et al.* (1986). Por su parte, el arrecife de Dos Mosquises en el P.N. Archipiélago Los Roques (AO) es un ambiente con baja intervención antrópica, exceptuando los días de asueto donde aumenta el flujo de lanchas. Pese a estas características, los resultados obtenidos no mostraron diferencias significativas en las concentraciones biodisponibles Ni y Cu para los sedimentos de ambas localidades, mientras que el Pb y Cr no fueron detectables tanto en AC como en AO y el Cd solo fue detectado en AO. Los valores obtenidos para Cd, Cr y Pb en los sedimentos de

Tabla 1. Valores (gr) de la distribución de partículas de sedimentos de las localidades de estudio.

Fracción (μm)	Escala granulométrica	Los Roques (AO)	Bergantín (AC)
< 44	Limos-Arcillas	1,0 (1,6)	2,5 (2,7)
45-124	Limos-Arcillas	1,3 (1,3)	1,9 (1,7)
125-179	Arena fina	3,6 (1,1)	5,8 (3,0)
180-211	Arena fina	3,8 (0,3)*	5,8 (0,1)*
212-424	Arena fina	27,4 (7,3)	32,4 (3,8)
425-499	Arena fina	8,5 (1,6)	7,1 (0,6)
500-1300	Arena gruesa	38,8 (2,5)	36,5 (2,9)
1301-1999	Arena gruesa	7,2 (1,2)	5,9 (1,7)
>2000	Grava	7,0 (5,6)	2,1 (0,8)

Valores entre paréntesis corresponden a la desviación estándar
 Estrellas indican diferencias significativas (*sig. codes* $p < 0$ '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05)

Tabla 2. Concentraciones de Pb, Cd, Ni, Cr y Cu determinadas en *Niphates erecta* y *Amphimedon viridis* en $\mu\text{g g}^{-1}$ de masa seca (valores promedios \pm error estándar).

Especie	Localidad	Pb	Cd	Ni	Cr	Cu
<i>Niphates erecta</i>	AO	0,55 \pm 0,08 a	1,0 \pm 0,7 a	23 \pm 7 a	0,52 \pm 0,16 a	11,0 \pm 4,4 a
	AC	2,6 \pm 1,5 c	0,06 \pm 0,04 c	3,3 \pm 1,0 c	2,2 \pm 0,3 c	19,1 \pm 3,7 c
<i>Amphimedon viridis</i>	AO	0,39 \pm 0,07 a	2,3 \pm 0,2 a	2, 5 \pm 0,7 c	0,33 \pm 0,17 a	10,4 \pm 1,3 a
	AC	1,1 \pm 0,3 c	0,89 \pm 0,08 c	2,7 \pm 0,5 c	2,8 \pm 0,6 c	10,6 \pm 1, 9 a

Localidad: (B), Bahía de Bergantín; (R), arrecife de Dos Mosquises en el Parque Nacional Archipiélago Los Roques. Letras minúsculas (a, c) expresan los resultados de las pruebas pots-hoc Tukey. Letras desiguales indican la diferenciación dentro del grupo.

ambas localidades se encuentran entre los más bajos obtenidos para sedimentos marinos en la costa venezolana, en comparación con otros estudios hechos anteriormente por Martínez *et al.* (2002) en la Bahía de Bergantín, donde el Cd fue menor a $1,5 \mu\text{g g}^{-1}$, el Cr varió entre 8,52 y $17,43 \mu\text{g g}^{-1}$; y el Pb entre 1,5 y $14,77 \mu\text{g g}^{-1}$. Estos resultados podrían sugerir que el bajo contenido de metales podría estar relacionado con el tamaño de partículas que componen el sedimento, ya que en ambos casos dominan las partículas mayores a $200 \mu\text{m}$ (Tabla 1). A este respecto, se ha demostrado que la fracción fina de los sedimentos concentra mayor cantidad de metales (Gamboa *et al.*, 1986; Bonilla 1993, Bonilla *et al.*, 1998; y Fermín y Bonilla, 1996).

Las concentraciones de los metales evaluados en *N. erecta* y *A. viridis* fueron mayores que las concentraciones biodisponibles en los sedimentos, hecho que indica una mayor retención de estos elementos por parte de las esponjas y que está relacionado con los grandes volúmenes de agua que pueden filtrar (Simpson 1984). Las concentraciones de metales en las especies de esponjas presentan diferencias significativas entre las localidades estudiadas. En Los Roques (AO) el Cd fue el elemento con mayor concentración, mientras que el Pb, Cr y Cu se presentaron en mayor concentración en Bergantín (AC). Estas diferencias pueden estar relacionadas con las distintas fuentes de contaminación y aportes de metales pesados a las cuales está expuesto AC. Como se ha mencionado, Bergantín recibe los efluentes provenientes de plantas de tratamientos de efluentes domésticos y petroleros. Adicionalmente, el río Neverí, el cual desemboca cerca de la Bahía de Bergantín, drena áreas bajo uso urbano, agrícola e industrial, y puede aportar Pb, Cr y Cu proveniente de la producción o uso de pinturas, hidrocarburos, cromado y agroquímicos. A este respecto, Padovan *et al.* (2012) sugieren que las diferencias en el contenido de metales en las esponjas pueden estar relacionadas a las diferencias regionales en la biodisponibilidad del metal disuelto o en fase de partículas, por lo tanto es consecuente que existan las diferencias en la acumulación metales en las esponjas si las hay a diferencias en el contenido de estos en los sedimentos.

Es evidente que ante la ausencia de diferencias importantes en las concentraciones de los metales evaluados en los sedimentos, la calidad del agua

puede ser un factor importante para explicar las diferencias observadas entre localidades en la concentración de metales en las esponjas, más cuando las esponjas filtran grandes volúmenes de agua. No obstante, en este estudio no se hicieron determinaciones de metales pesados debido a complicaciones metodológicas para su detección. De acuerdo a Cebrian *et al.* (2007), es raro la evaluación de la contaminación por metales pesados en ambientes marinos a través de análisis de aguas, debido a los problemas metodológicos para detectarlos y a la usual baja concentración en que se encuentran. En contraste, estudios sobre la contaminación metales son fáciles de realizar sobre los sedimentos y permiten en alguna medida la integración de la calidad ambiental del ecosistema en el tiempo. Por otra parte, los sedimentos acumulan metales y por tanto es más fácil medirlos. Así mismo fenómenos de resuspensión de sedimentos por procesos naturales (olas, corrientes o lluvias) o asociados a actividades humanas (embarcaciones motorizadas, bañistas, deportes sub acuáticos, etc.) pueden producir incorporación de estos en el cuerpo de las esponjas.

Las concentraciones de Ni, Cr, Pb y Cd determinadas en ambas especies, Tabla 2, son menores a las referidas en estudios anteriores dentro de la misma clase (Demospongiae). Así, Patel *et al.* (1985) encontraron para *S. cuspidifera* concentraciones de Cr entre $1000 - 2000 \mu\text{g g}^{-1}$, Ni entre $400 - 2250 \mu\text{g g}^{-1}$, Pb $< 40 \mu\text{g g}^{-1}$, Cd entre $15 - 225 \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $< 50 \mu\text{g g}^{-1}$, solo en el caso del Cu se reportaron concentraciones entre $0 - 14 \mu\text{g g}^{-1}$, dentro del mismo orden de magnitud de los encontrados en este estudio. Las diferencias observadas entre especies fueron solo a nivel local, obteniendo para *N. erecta* mayores concentraciones de Cu en B y Ni en AO. Ello sugiere la existencia de mecanismos específicos para la incorporación de metales en estas especies de esponjas, tal como lo han sugerido Rainbow y Phillips (1993) y Cebrian *et al.* (2007). Con relación a cada uno de los elementos, las investigaciones sugieren que las diferencias en la acumulación de Cu entre las especies de estudio pueden ser producto de las diferencias en las tasas de limpieza del volumen relativo de los sistemas acuíferos de cada especie y también pueden existir mecanismos más eficientes para la incorporación de este elemento en ciertas especies de esponjas (Cebrian *et al.* 2007).

Respecto al Ni, Aguilar *et al.* (2010) indican que las elevadas concentraciones del mismo pueden estar asociadas con elevados niveles de hierro y silicio, éste último relacionado con la densidad de las estructuras esqueléticas (espículas) de las esponjas. Así mismo Patel *et al.* (1985) señalan que las diferencias pueden vincularse con la microflora simbiótica presentes en la esponja, encontrando la máxima bioacumulación de Ni en la especie con menos asociaciones de microflora. Cabe destacar que no se observó relación entre las concentraciones de Cu y Ni biodisponibles en los sedimentos y los determinados en las esponjas. Ello puede ser consecuencia de las diferencias en la biodisponibilidad y/o mecanismos de acumulación y excreción de esos elementos por las esponjas entre las dos localidades. También deben considerarse que existen otros mecanismos de incorporación de los elementos como podría ser la filtración. La bioacumulación de metales pesados en esponjas marinas es muy amplia y muy específica para cada especie, por esto es deseable monitorear varias especies de esponjas de distintos hábitats (Patel *et al.* 1985).

Si bien las esponjas estudiadas mostraron mayores concentraciones de Pb, Cr y Cu en el ambiente marino que se considera más contaminado y ello puede considerarse útil para el uso de estas especies como bioindicadores de contaminación con metales pesados, se deben realizar más estudios en donde se correlacione la calidad ambiental de hábitats marinos con la concentración de metales pesados en estas especies.

AGRACEDIMIENTOS

Al Centro de Química Analítica, Instituto de Ecología y Zoología Tropical ambos de la Facultad de Ciencias Universidad Central de Venezuela, y a la Fundación Científica Los Roques y al personal de la Estación de Biología Marina de Dos Mosquises en Dos Mosquises - Los Roques.

LITERATURA CITADA

ACOSTA, A., LODEIROS, C., SENIOR, W. y G. MARTÍNEZ. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27(12): 686-690.

ACOSTA, V. y C. LODEIROS. 2004. Metales pesados en la almeja *Trivela mactroides* Born, 1778

(Bivalvia: Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Ciencias Marinas* 30(2):323-333.

- AGUILAR, P. MEDEIROS J., COSTA AC., HUMANES M. & BARRETO MC. 2010. Distribution of Niquel in the tissue of *Cliona viridis* from the coast of Sao Miguel (Azores). Organism and cell Biology. Abstract book. VIII World Sponge Conference. 129
- ALFONSO, J. A., LA BRECQUE, J. J., GARCÍA, B., PALACIOS, D. y Z. BENZO. 2008. Trace metals in bivalves and seagrass collected from Venezuela coastal sites. *Revista de Biología Tropical* 56(1): 215-222.
- ANDERSON, J. y J. INGRAM. . 1992. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. 1ra ed. C.A.B. International. U.K.
- BRADY, N y R. R. WEIL. 2002. The nature and properties of soils. 13 ed. Prentice Hall. New Jersey -U.S.A.
- BOADA, M., MORENO, M., GIL, H., MARCANO, J. y J. MAZA. 2007. Metales pesados (Cu+2, Cd+2, Pb+2, Zn+2) en músculos y cefalotórax de camarones silvestres *Litopenaeus Schmitt*, *Farfantepenaeus subtilis*, *F. notialis*, *F. brasiliensis* de la región oriental de Venezuela. *Revista Científica FCV-LUZ* 23(2):186-192.
- BONILLA, J., CEDEÑO, G. y B. GAMBOA. 1986. Características químicas de sedimentos de la Bahía de Pozuelos y áreas adyacentes. *Boletín del Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente* 28: 225-237.
- BONILLA, J. 1993. Características hidrogeoquímicas; comportamiento y significado de modelos estadísticos multivariantes al bioecosistema marino de Jose, Edo. Anzoátegui, Venezuela. Trabajo de Ascenso. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente.
- BONILLA, J., FERMIN, J. y C. GONZÁLEZ. 1998. Análisis estadístico multivariante aplicado al grado textural y a los aspectos geoquímicos de los sedimentos del ecosistema marino costero de Jose, Edo. Anzoátegui, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente* 37: 53-62.
- CEBRIAN, E., URIZ, M. y X. TURÓN. 2007. Sponges as biomonitoring of heavy metals in spatial and temporal surveys in north western mediterranean: Multi species comparison. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26 (11): 2430-2439.

- DUCHASSAING DE FONBRESSIN, P. y G. MICHELOTTI, G. 1864. Spongiaires de la mer Caraïbe. *Natuurkundige verhandelingen van de Hollandsche maatschappij der wetenschappen te Haarlem* 21(2): 1-124
- FERMIN, J. y J. Bonilla. 1996. Aplicación del análisis estadístico multivariante al contenido de metales pesados en sedimentos de la Bahía de Bergantín, Edo. Anzoátegui, Venezuela. III Congreso Científico de la Universidad de Oriente. Maturín, Edo. Monagas. *Saber* 8: 27-28.
- GAMBOA, B., BONILLA, J. y G. CEDEÑO. 1986. Concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la Bahía de Pozuelo y áreas adyacentes. Edo. Anzoátegui, Venezuela. *Boletín Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente* 25 (1-2) 233-240.
- JOVIĆ, M., STANKOVIĆ, A., SLAVKOVIĆ-BEKOSKI, L., TOMIC, I., DEGETTO S. y S. STANKOVIĆ. 2011. Mussels as a bio-indicator of the environmental quality of the coastal water of the Boka Kotorska Bay (Montenegro). *Journal of Serbian Chemical Society* 76 (6) 933-946.
- MARTÍNEZ, G., RODRIGUEZ, L. y W. SENIOR. 2002. Especiación de Cd, Zn, Cr y Pb en núcleos de sedimentos de la Bahía de Bergantín, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Interciencia* 27. 173-178.
- MÁRQUEZ, A., SENIOR, W., FERMIN, I., CASTAÑEDA, J. y J. GONZÁLEZ. 2008. Cuantificación de la concentración de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Revista Científica FCV-LUZ* 23(1):73-86.
- MILTON, S. 2001. *Estadística para biología y ciencias de la salud*. 3ra edición. McGraw Hill – Interamericana. Madrid.
- OLSEN, T. M. E. y J. M. WEEKS. 1994. Accumulation of Cd by the marine sponge *Halichondria panicea* Pallas: effects upon filtration rate and its relevance for biomonitoring. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 722-728
- PADOVAN, A., ALVAREZ, B., PARRY, D. y K. GIBB. 2012. Trace metal concentrations in the tropical sponge *Spheciospongia vaganbunda* at a sewage outfall: sychrotron X-ray imaging reveals the micron-scale distribution of accumulated metals. *Hydrobiologia* 687: 275-288.
- PÁEZ-OSUNA, F., IZAGUIRRE-FIERRO, G., GODOY-MEZA, R., GONZÁLEZ-FARÍAS, F. y J. OSUNA-LÓPEZ. 1988. Metales pesados en cuatro especies de organismos filtradores de la región costera de Mazatlan: Técnicas de extracción y niveles de concentración. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 4: 33-41.
- PATEL, B., BALANI, M. C. y S. PATEL. 1985. Sponge 'sentinel' of heavy metals. *The Science of the Total Environment* 41: 143-152
- RAINBOW, P. S. y D. J. H. Phillips. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 593-601.
- RAURET, G., LÓPEZ-SÁNCHEZ, J. F., SAHUQUILLO, A., RUBIO, R., DAVIDSON, D., URE, A. y P. QUEVAUVILLER. 1999. Improvement of the BCR three steps sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring*: 1: 57-61.
- SIEGEL, S. y J. CASTELLAN. 2003. *Estadística no paramétrica aplicada a ciencias de la conducta*. 2ª edición. Trillas. México.
- SIMPSON, T. 1984. *The cell biology of sponges*. Primera edición. Springer-Verlag. New York, Estados Unidos.
- SURAYA EKA PUTRI, L., DWI PRASTEYO, A., ARIFIN, Z. 2012. Mussel (*Perna viridis* L.) as bioindicators of heavy metals pollution at Kamal Jakarta bay, Indonesia. *Journal of Environmental Research and Development* 6 (3) 389-396
- ZAR, J. 1996. *Biostatistical analysis*. 3ra edición. Prentice-Hall. New Jersey.

Recibido 25 de noviembre de 2014; revisado 02 de julio de 2015; aceptado 27 de julio 2015