

**Research Article**

## **Contenido de metales en sedimentos y en *Emerita analoga* (Stimpson, 1857), en bahía Mejillones del Sur, Chile**

**Marcos Guiñez<sup>1,2</sup>, Jorge Valdés<sup>1</sup> & Alexis Castillo<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Investigaciones Oceanológicas  
Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta  
P.O. Box 170, Antofagasta, Chile

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias Acuáticas y Ambientales, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos  
Universidad de Antofagasta, P.O. Box 170, Antofagasta, Chile

Corresponding author: Marcos Guiñez (mguinez@uantof.cl)

**RESUMEN.** Se determinó la concentración de Cu, Cd, Ni y Zn en sedimentos intermareales y *Emerita analoga* (Stimpson, 1857), en ocho sectores de la bahía de Mejillones del sur, Chile. Sólo el Zn presentó un cierto grado de contaminación en los sedimentos de la bahía con un índice de geoacumulación de 2,8. Al analizar el contenido de metales en *E. analoga*, se determinó que esta especie estaría bioacumulando algunos de los metales analizados pero en baja magnitud, a excepción del Zn con un factor de bioacumulación de 2,07. El dendrograma de similitud realizado con datos del índice de bioacumulación, relacionó los valores de este índice con la distribución espacial de las principales industrias y zonas urbanas. Esta concordancia permite establecer que *E. analoga* estaría respondiendo como un indicador de la salud ambiental para este sistema. Además, es importante destacar que esta bahía está experimentando los primeros indicios de una zona industrial moderadamente impactada. Por lo tanto, es necesario realizar mediciones constantes, que abarquen más de una matriz ambiental, para controlar el impacto antrópico en este ecosistema marino costero altamente productivo.

**Palabras clave:** *Emerita analoga*, contaminación, bioacumulación, sedimentos, bahía Mejillones del Sur, norte de Chile.

## **Metals content in sediments and *Emerita analoga* (Stimpson, 1857) in South Mejillones Bay, Chile**

**ABSTRACT.** The concentration of Cu, Cd, Ni and Zn in intertidal sediments and *Emerita analoga* (Stimpson, 1857) in eight sectors of south Mejillones Bay, Chile was determined. Only Zn showed a certain degree of contamination in the sediments of the bay with a rate of geoaccumulation of 2.8. In analyzing the content of metals in *E. analoga*, we determined that this species would bioaccumulate some of the metals analyzed but low magnitude, with the exception of Zn bioaccumulation factor of 2.07. The similarity dendrogram performed with bioaccumulation index data related the values of this index with the spatial distribution of major industries and urban areas. This concordance allows establishing that *E. analoga* be responding as an indicator of environmental health for this system. It is also important to note that this bay is experiencing the first signs of a moderately impacted industrial area. Therefore it is necessary to generate consistent measurements, covering more than an environmental matrix, in order to control the human impact in this highly productive coastal marine ecosystem.

**Keywords:** *Emerita analoga*, bioaccumulation, bioindicator, sediments, south Mejillones Bay, northern Chile.

### **INTRODUCCIÓN**

El estudio de la contaminación marina es de gran importancia para entender el grado de perturbación que presentan los ecosistemas costeros, cuyos componentes

bióticos y abióticos están ligados de forma intrínseca. En la actualidad, el tipo de contaminación costera más común es la incorporación al medio ambiente de metales pesados derivados principalmente de actividades industriales y residuos urbanos.

En los sedimentos marinos los metales son acumulados activamente, dependiendo de las condiciones físicas y químicas del ambiente de depositación (Buccolieri *et al.*, 2006). Mientras que en organismos marinos estos metales pueden ser bioacumulados, incrementándose la concentración en sus tejidos (Ahumada, 1994). La bioacumulación ha sido descrita como la incorporación de metales en diferentes tejidos de los organismos afectados mediante procesos químicos de especiación (Mountouris *et al.*, 2002). Este proceso se podría incrementar aún más si el medio o el alimento donde se encuentra el organismo presenta una alta concentración de estos elementos.

Al respecto, es importante destacar que se ha incrementado el interés por desarrollar nuevas herramientas para enfrentar los impactos generados por la actividad antrópica a nivel mundial (Gorski & Nugegoda, 2006; Di Leonardo *et al.*, 2014; Henriques *et al.*, 2014; Nuelle *et al.*, 2014) y a lo largo de la costa chilena (Ahumada, 1994; Hernández *et al.*, 2000; Valdovinos & Zuñiga, 2002). Entre estas destacan los estudios tendientes a identificar especies nativas con potencial de bioindicadoras (Carrasco & Gallardo, 1989; Díaz, 1993).

Una de estas especies es *Emerita analoga* (Stimpson, 1857), un crustáceo decápodo común y abundante en playas arenosas. Se distribuye desde las islas Kodiak en Alaska (58°N), hasta Bahía Falsa en Argentina (55°S, Wenner, 1988), excluyendo la zona tropical (Efford, 1976). En Chile se encuentra en los niveles medios e inferior del intermareal arenoso (Palma *et al.*, 1982; Castilla, 1983; Jaramillo & González, 1991; Jaramillo & McLachlan, 1993; Jaramillo *et al.*, 1998) especialmente en playas expuestas. Esta especie se podría considerar como potencial receptor de varios polutantes, debido a su gran abundancia en la zona intermareal y por ser fuente importante de alimento para aves y peces costeros (Dugan *et al.*, 1994, 1995). Aunque ha sido reconocida como una especie bioindicadora para una serie de contaminantes en distintas áreas marinas (Burnett, 1971; Rossi *et al.*, 1978; Siegel & Wenner, 1984; Wenner, 1988; Ferdin *et al.*, 2002), en Chile existen escasos trabajos sobre su importancia como especie bioindicadora (Hernández *et al.*, 2000; Valdovinos & Zuñiga, 2002).

Mejillones del Sur (23°S), es una bahía orientada hacia el norte, ubicada a orillas del desierto más seco del planeta (Atacama). En los últimos años se ha convertido en una bahía con uno de los desarrollos industriales más importantes del norte de Chile. En el sector noreste, se localiza el parque industrial constituido por termoeléctricas, empresas pesqueras, plantas de transferencia de ácidos para la minería,

puertos de embarque de minerales, entre otros, mientras que hacia el suroeste se localiza la zona residencial y comercial. Este desarrollo industrial ha generado una gran presión de uso sobre el entorno marino. Por otra parte, no son muchos los trabajos que relacionan este crecimiento industrial con el sistema costero de la bahía de Mejillones y que abarcan los sedimentos submareales (Valdés *et al.*, 2005, 2008, 2009; Valdés, 2012). Por el contrario, hay gran cantidad de información sobre mecanismos y procesos oceanográficos tales como eventos de surgencia, productividad biológica, variabilidad ENOS, evolución océano-climática, entre otros aspectos (Rodríguez *et al.*, 1991; Marín *et al.*, 1993; Escribano, 1998; Marín & Olivares, 1999; Ortlieb *et al.*, 2000; Páez & Frías, 2001; González *et al.*, 2004; Vargas *et al.*, 2007). Como consecuencia de la vasta información generada específicamente sobre aspectos oceanográficos y sedimentos submareales, es necesario generar información sobre lo que está sucediendo en el ambiente intermareal el cual presenta un gran impacto al momento de generarse algún evento de contaminación, debido a que es parte de la costa y además donde termina la mayoría de los residuos generados en el ambiente costero (Cloern, 2001; Nuelle *et al.*, 2014). Al respecto Pinedo *et al.* (2007), indican que el uso de organismos bentónicos costeros es de vital importancia para determinar el estado de salud de un ecosistema ya sea antes, durante o después de algún evento natural o antrópico.

El propósito del presente trabajo fue relacionar el contenido de metales en dos matrices ambientales (sedimentos intermareales y ejemplares de *Emerita analoga*) a lo largo de la costa de bahía Mejillones del Sur, para evidenciar posibles alteraciones ambientales provocadas por la diversidad de usos del borde costero y su impacto en la biota marina.

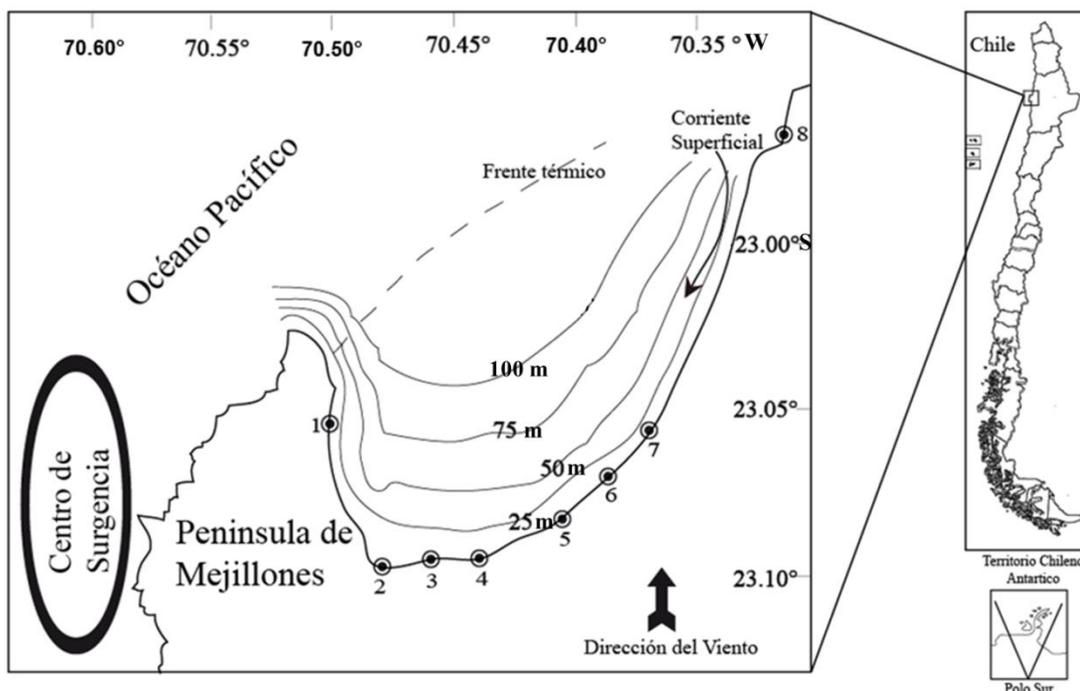
## MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron muestras de sedimentos intermareales y ejemplares de *Emerita analoga* en ocho sectores de la bahía Mejillones del Sur (año 2006) (Fig. 1). La ubicación de los sectores de muestreo se determinó en función de los diferentes tipos de usos identificados en la zona costera de Mejillones, los puntos 1 y 8 corresponden a sectores sin intervención humana mientras que los otros seis sectores están asociados a las diversas actividades antrópicas realizadas en esta bahía.

### Obtención y análisis de las muestras

#### Sedimentos marinos

Las muestras fueron colectadas en triplicado mediante buceo en la isóbata de 2 m de profundidad, removiendo



**Figura 1.** Bahía Mejillones del Sur y sus principales características oceanográficas; la línea segmentada representa el frente térmico descrito por Marín *et al.* (2003), la flecha curva indica el movimiento más probable de las corrientes superficiales, las isóbatas se muestran cada 25 m. Se indican los sectores de muestreo; los sectores 1 y 8 corresponden a áreas sin actividad antrópica en la costa, los sectores del 2 al 7 corresponden a áreas con actividad industrial y urbana.

solamente el sedimento superficial (15 mm), mediante un nucleador de caja de 25x25 cm y se depositaron en bolsas plásticas previamente tratadas. Todas las muestras se almacenaron a una temperatura de 4°C para su traslado al laboratorio y posteriormente se secaron a 40°C hasta alcanzar un peso constante. El contenido de Cu, Cd, Ni y Zn fue medido en la fracción de sedimento <63 µm utilizando entre 0,5 a 1,0 g de sedimento, según el siguiente procedimiento: las muestras de sedimento se trataron con agua regia (HCl y HNO<sub>3</sub> Suprapur Merk) a 150°C por 3 h, este tratamiento solo ataca los metales presentes en la fracción orgánica dejando fuera los presentes en la fracción mineral, debido a que en la fracción orgánica se encuentran los metales biodisponibles (Cox & Preda, 2003). Luego fueron filtradas (0,45 µm) y aforadas a 25 mL con agua desionizada. Las mediciones de metales se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu modelo 6300, mediante técnica de llama. El procedimiento analítico fue contrastado mediante el uso de sedimento estándar MESS-3 de la National Research Council of Canada. Los resultados se expresaron en mg kg<sup>-1</sup> y se entregaron, además, los límites de detección (Tabla 1).

### Cálculo del Índice de Geoacumulación

El Índice de Geoacumulación propuesto por Müller (1979) se utiliza generalmente para evaluar posibles enriquecimientos de metales en sedimentos acuáticos, mediante una comparación con niveles preindustriales. Como valores preindustriales se utilizaron los señalados por Valdés (2012) para Mejillones, los que representarían un periodo anterior a 1870 (Vargas *et al.*, 2004, 2007), mucho antes de que comenzara el desarrollo industrial en esta bahía (Panadés *et al.*, 1995). Este índice se define como:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 (C_n/1.5B_n)$$

donde  $C_n$  es la concentración del elemento examinado y  $B_n$  es el valor preindustrial de dicho metal. El factor 1,5 se utiliza para representar eventuales variaciones en el nivel base del metal medido en el ambiente y como factor de corrección de una posible influencia antropogénica en el cálculo (Buccolieri *et al.*, 2006) (Tabla 2).

### *Emerita analoga*

Los ejemplares de *E. analoga* (10 ejemplares por punto) fueron colectados mediante buceo entre 1 y 2 m de profundidad. Los organismos se depositaron en bolsas plásticas y se almacenaron a baja temperatura (4°C)

**Tabla 1.** Análisis de material de referencia certificado MESS-3 para sedimento marino. \*Se indica media y desviación estándar.

Metal	Valor certificado (mg kg <sup>-1</sup> )	Valor medido (mg kg <sup>-1</sup> )	Número	Límite de detección (mg kg <sup>-1</sup> )
Cu	33,90 ± 1,60	33,80 ± 0,10	9	0,0004
Cd	0,24 ± 0,01	0,24 ± 0,04	9	0,0005
Ni	46,90 ± 2,20	46,90 ± 0,10	9	0,0150
Zn	159,00 ± 8,00	158,00 ± 1,00	9	0,1000

**Tabla 2.** Calidad de los sedimentos marinos según a la clasificación del Igeo (Müller, 1979).

I <sub>geo</sub>	Clases de I <sub>geo</sub>	Grado de contaminación
0	I <sub>geo</sub> < 0	No contaminado
1	0 < I <sub>geo</sub> < 1	No contaminado a moderadamente contaminado
2	1 < I <sub>geo</sub> < 2	Moderadamente contaminado
3	2 < I <sub>geo</sub> < 3	De moderado a fuertemente contaminado
4	3 < I <sub>geo</sub> < 4	Fuertemente contaminado
5	4 < I <sub>geo</sub> < 5	De fuertemente a extremadamente contaminado
6	5 < I <sub>geo</sub> < 6	Extremadamente contaminado

para su traslado al laboratorio. No se diferenciaron sexo ni tamaño y para los análisis se utilizó el organismo completo que fue triturado utilizando un mortero de ágata. Para la determinación de Cu, Cd, Ni y Zn, se utilizaron entre 0,5 y 1,0 g de muestra (en triplicado), las cuales se depositaron en un sistema de reflujo para su digestión con 10 mL de HNO<sub>3</sub> Suprapur (Merk) y se dispusieron en una placa calefactora a 150°C por 2 h. Posteriormente, la solución resultante fue filtrada (0,45 µm) y aforada en un matraz volumétrico de 25 mL. La medición de los metales se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA), empleando llama de aire-acetileno. Las concentraciones fueron expresadas en mg kg<sup>-1</sup> de peso húmedo. El procedimiento analítico fue contrastado mediante el uso de material de referencia certificado DORM-3 (Dogfish) adquirido desde la National Research Council of Canadá, NRC (Tabla 3).

#### Cálculo del Factor de Bioacumulación en *Emerita analoga*

Se determinó el Factor de Bioacumulación (FBA) mediante la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002), considerando que la toxicidad de estos metales para los organismos bentónicos depende de su disponibilidad en el medio y de la capacidad de los organismos para asimilar metales directamente de la ingesta de partículas de sedimento (Amiard *et al.*, 2007):

$$FBA = C_{biota} / C_{sedimento}$$

C<sub>biota</sub>: concentración del metal en *E. analoga* (mg kg<sup>-1</sup>).

C<sub>sedimento</sub>: concentración del metal en el sedimento (mg kg<sup>-1</sup>).

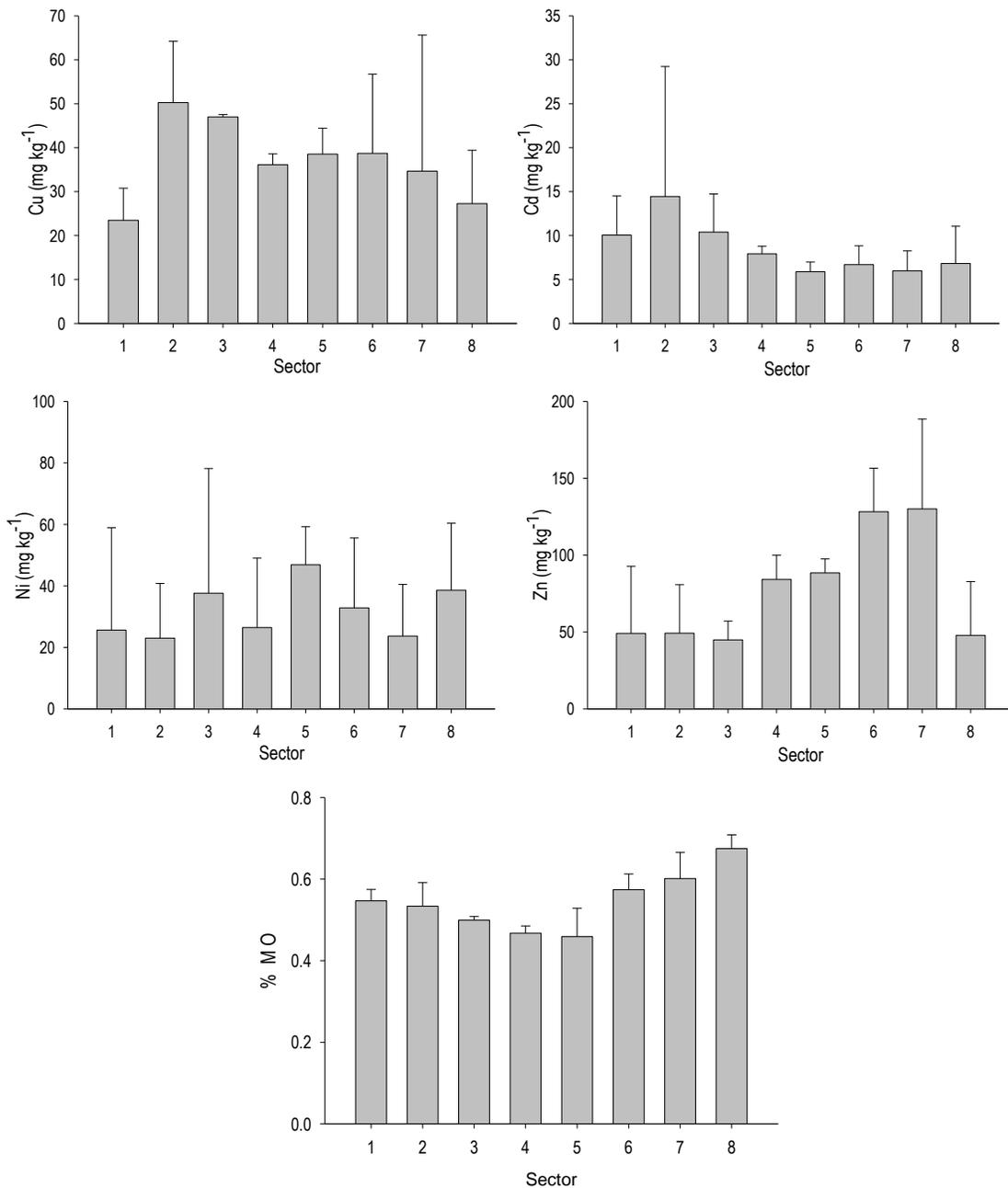
Se aplicó análisis de varianza ( $P < 0,05$ ) a los resultados de las concentraciones de metales, normalizados mediante la transformación Box-Cox y además se realizó un test a *posteriori* de Tukey, para lo cual se utilizó el software MINITAB 16 (2010).

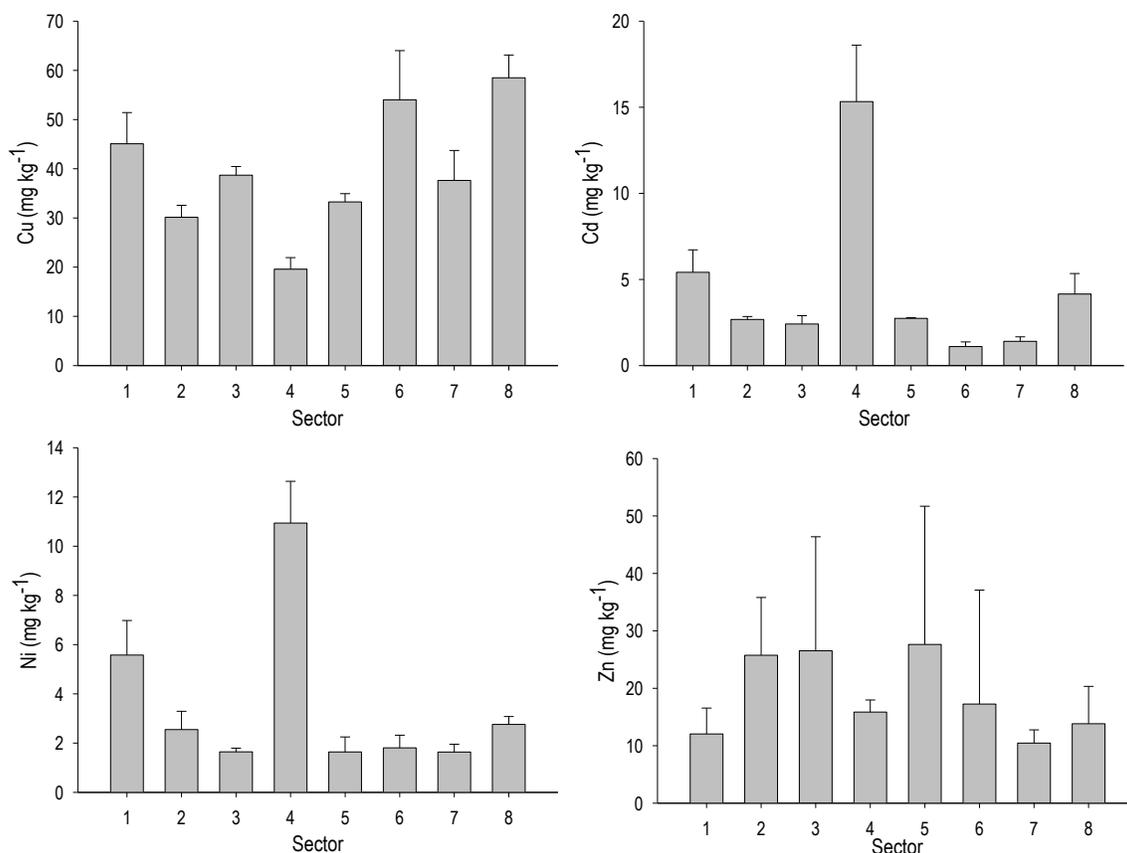
## RESULTADOS

El porcentaje de materia orgánica registrado en los sedimentos intermareales presentó un promedio de 0,54 ± 0,07%, registrando una concentración máxima en el sector 8 (0,67%) y una concentración mínima de 0,45% en el sector 5 (Fig. 2). El Cu en los sedimentos presentó una concentración media de 37 ± 8,9 mg kg<sup>-1</sup>; las mayores concentraciones se determinaron en los sectores 2 y 3 (Fig. 2). En *Emerita analoga* la concentración máxima de Cu fue de 58,5 ± 4,61 mg kg<sup>-1</sup> en el sector 8, mientras que la mínima fue de 19,59 ± 2,34 mg kg<sup>-1</sup> y se obtuvo en el sector 4 (Fig. 3). El Cd en los sedimentos, presentó una concentración similar en todos los sectores con una media de 8,52 ± 2,95 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 2), mientras que en *E. analoga* presentó valores

**Tabla 3.** Análisis de material de referencia certificado Dorm-3 para tejido biológico. \*Se indica media y desviación estándar.

Metal	Valor certificado (mg kg <sup>-1</sup> )	Valor observado (mg kg <sup>-1</sup> )	Número	Límite de detección (mg kg <sup>-1</sup> )
Cu	15,50 ± 0,63	14,80 ± 0,01	9	0,0004
Cd	0,29 ± 0,02	0,28 ± 0,007	9	0,0005
Ni	1,28 ± 0,24	1,27 ± 0,01	9	0,0150
Zn	51,30 ± 3,10	51,2 ± 0,10	9	0,1000

**Figura 2.** Metales en sedimentos marinos en los sectores en estudio (las barras de error indican la desviación estándar).



**Figura 3.** Concentración de metales en *Emerita analoga* (peso húmedo) en los sectores en estudio (las barras de error indican la desviación estándar).

similares exceptuando el sector 4 ( $15,32 \pm 3,28 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Fig. 3).

La concentración media de Ni en los sedimentos fue de  $31,84 \pm 8,61$  y el máximo se registró en sector 5 (Fig. 2). Para *E. analoga* la mayor concentración de Ni se obtuvo en el sector 4 ( $10,93 \pm 1,69 \text{ mg kg}^{-1}$ ), mientras que la menor se registró en el sector 7 ( $1,63 \pm 0,31 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Fig. 3). La concentración de Zn en los sedimentos presentó un promedio de  $77,8 \pm 35,95 \text{ mg kg}^{-1}$ , los máximos valores se registraron en los sectores 6 y 7. La concentración promedio de Zn en *E. analoga* fue de  $18,66 \pm 6,93 \text{ mg kg}^{-1}$ , las mayores concentraciones se encontraron en el sector 5 ( $27,62 \pm 24,06 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y las menores en el sector 7 ( $10,45 \pm 2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Fig. 3).

## DISCUSIÓN

El contenido de Cu en los sedimentos costeros de Mejillones registró una media de  $37 \text{ mg kg}^{-1}$ , siendo inferior a lo reportado por Valdés (2012) (sedimentos submareales de profundidades hasta 100 m, misma metodología analítica de este estudio) y similares a lo

registrado por Valdés & Sifeddine (2009) (sedimentos submareales en la isóbata de 10 m, utilizando la misma metodología analítica de este estudio) para la misma bahía (Tabla 4). Por otra parte Calderón & Valdés (2012), (utilizando la misma metodología analítica de este estudio), registran concentraciones superiores de Cu ( $79,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales obtenidos a 10 m de profundidad en la bahía de Antofagasta. La diferencia en la concentración de Cu registrada en sedimentos submareales puede ser consecuencia del sector donde se colectaron los sedimentos y del tamaño de las partículas. Es decir, si los sedimentos pertenecen a sectores que están bajo la influencia permanente de la zona de mínimo oxígeno presentarían una mejor preservación de sus elementos (incluyendo los metales), mientras que en zonas con mayor oxigenación los elementos no presentan gran preservación y se liberan a la columna de agua (Tribovillard *et al.*, 2006; Guíñez *et al.*, 2010).

Respecto al tamaño de los sedimentos, los de menor tamaño presentan una mayor superficie para la adsorción de metales en comparación con partículas de tamaño menor (Cobelo-García & Prego, 2004). Al res-

**Tabla 4.** Concentración media de metales ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en sistemas costeros de Chile. <sup>1</sup>Valores preindustriales para Mejillones.

Localidad y país	Cu	Cd	Ni	Zn	Ambiente depositacional	Referencia
Bahía Mejillones, Chile	37,00	8,52	31,80	77,70	intermareal	Este estudio
Bahía Mejillones, Chile	110,42	11,90	34,60	57,30	Submareal	Valdés (2012)
Bahía Mejillones, Chile	40,75	6,81	35,26	51,37	Submareal	Valdés & Sifeddine (2009)
Bahía Mejillones, Chile	--	21,9	20,60	29,70	Submareal	Valdés <i>et al.</i> (2005)
Bahía Mejillones, Chile <sup>1</sup>	53,50	20,5	30,20	13,10	Testigo de sedimento	Valdés (2004)
Bahía San Jorge, Chile	79,80	--	--	106,30	Submareal	Calderón & Valdés (2012)
Bahía San Jorge, Chile	37,80	--	--	--	intermareal	Lépez <i>et al.</i> (2001)
Chañaral, Chile	1659	0,093	0,17	28,10	intermareal	Ramírez <i>et al.</i> (2005)
Bahía Concepción, Chile	41,00	6,27	23,70	91,80	Submareal	Salamanca <i>et al.</i> (1988)
Bahía San Vicente, Chile	64,73	5,42	44,56	210,05	Submareal	Carrera <i>et al.</i> (1993)

pecto Valdés & Sifeddine (2009), indican que existe gran diferencia de tamaño de las partículas entre el ambiente intermareal y submareal en la Bahía de Mejillones. Al comparar las concentraciones de Cu en sedimentos intermareales colectados en la Bahía de Antofagasta por Lépez *et al.* (2001), se determinaron valores similares a los encontrados en Mejillones (Tabla 4), los cuales estarían corroborando la diferencia en la concentración de metales submareales con metales intermareales, asociada al ambiente de depositación y al tamaño del grano. Para *Emerita analoga* la concentración de Cu promedio fue de  $42,47 \text{ mg kg}^{-1}$ , registrándose la mayor concentración en el sector 8 (Fig. 3), que corresponde a la zona de control, esto como consecuencia del patrón de circulación de la bahía (Marín *et al.*, 2003). Al respecto Valdés *et al.* (2009), indican que en este sector existe una mayor movilidad de los sedimentos como consecuencia de una circulación activa, lo cual estaría generando un mayor aporte de material particulado a esta zona, que a su vez estaría generando una mayor biodisponibilidad de este metal en la zona costera. Al comparar la concentración de Cu en *E. analoga* registrada por Lépez *et al.* (2001) para Antofagasta ( $155 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Tabla 5), se puede observar que la concentración encontrada en Mejillones fue relativamente baja ( $42,47 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Esta diferencia entre las concentraciones de cobre en *E. analoga*, indica que puede existir un mayor aporte antrópico de este metal en la Bahía de Antofagasta, como consecuencia de la actividad minera de cobre y específicamente del embarque de Cu en el puerto aledaño al estudio en cuestión. Las mayores concentraciones Cd se determinaron en los sectores 2 y 3, con una media de  $14,44$  y  $10,39 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente (Fig. 2), siendo más abundante en comparación con otras zonas costeras reportadas (Tabla 4). Esta abundancia podría ser el resultado de condiciones favorables para su precipitación y preser-

vación en los sedimentos de fondo (Valdés, 2004; Valdés *et al.*, 2006).

El contenido de Cd en este estudio resultó menor al reportado por Valdés *et al.* (2005) y mayor al informado por Valdés & Sifeddine (2009) para la misma bahía. En el primer caso, el estudio abarcó casi toda la Bahía de Mejillones, que incluyó la zona media y más profunda. Esta zona, a nivel subsuperficial, es fuertemente influenciada por la zona de mínimo oxígeno (ZMO) lo que favorece la precipitación y preservación de Cd en ambientes reductores (Böning *et al.*, 2005). En el segundo caso, solo se consideraron sedimentos superficiales de una profundidad de 10 m. Al respecto se puede indicar que la concentración de Cd registrada en este estudio, puede ser comparable con los resultados obtenidos por Valdés & Sifeddine (2009), lo cual estaría indicando un incremento en la concentración de Cd en los sedimentos, que puede ser atribuida a un cambio en la dinámica de preservación de los mismos en la bahía. Por otra parte, Valdés *et al.* (2004) indican que la bahía presenta sedimentos ricos en Cd, como consecuencia del efecto de la ZMO en la preservación de los sedimentos, más que por efectos antropogénicos. Mientras que para *E. analoga* el Cd presentó la concentración mayor en el sector 4 con  $15,32 \text{ mg kg}^{-1}$ , una forma para explicar el ingreso de Cd a este crustáceo fue postulada por Ahumada (1994), quien indica que la incorporación de metales y en especial del Cd, depende de las características químicas del elemento y de la capacidad del organismo para bioconcentrarlo, además postula que los organismos marinos bioacumulan Cd activamente, lo cual se explicaría porque el Cd altera el balance Na/K/Ca y determina el reemplazo del Ca produciendo selectividad en su paso por las membranas con un incremento en la concentración interna. Esto explica el proceso típico de bioacumulación de Cd, el cual debería ser mayor en zonas con alta biodisponibilidad de este metal, teniendo

**Tabla 5.** Concentración de metales en *Emerita analoga* y otros crustáceos en diferentes lugares geográficos (mg kg<sup>-1</sup>).

Localidad y país	Especie	Cu	Cd	Ni	Zn	Referencia
Bahía de Antofagasta, Chile	<i>E. analoga</i>	155,00	--	--	--	Lépez <i>et al.</i> (2001)
Bahía de Antofagasta, Chile	<i>C. polvodon</i>	--	--	--	91,00	Valdés <i>et al.</i> (2014)
Bahía Caldera, Chile	<i>C. polvodon</i>	35,70	0,70	10,2	47,00	Castillo & Valdés (2011)
San Vicente, Chile	<i>C. coronatus</i>	10,00	8,00	11,2	205,00	Ahumada (1994)
Golfo de Cariaco, Venezuela	<i>L. shmitti</i>	34,99	0,59	--	81,15	Boada <i>et al.</i> (2007)
Bahía de Mejillones, Chile	<i>E. analoga</i>	42,47	2,84	2,52	22,63	Este estudio

en cuenta que esta especie presenta procesos constantes de mudas, con lo cual puede estar eliminando un porcentaje del Cd bioacumulado.

El Ni en los sedimentos presentó una media de 31,8 mg kg<sup>-1</sup>, siendo el sector 5 el que presentó la mayor concentración (Fig. 2). Al respecto, Valdés & Sifeddine (2009) para la misma zona de estudio (utilizando la misma metodología de análisis, pero utilizando sedimentos submareales), señalaron que las estaciones 1, 4, 6 y 8 (ajustadas a este estudio), presentan algún grado de perturbación. Esto puede ser consecuencia del tipo de sedimento analizado, debido a que existe una mayor cantidad de material orgánico asociado a los sedimentos submareales en comparación con los sedimentos más costeros o intermareales (Guiñez *et al.*, 2010). En *E. analoga* la mayor concentración de Ni se encontró en el sector 4 con 10,93 mg kg<sup>-1</sup> (Fig. 3). Al comparar esta concentración con los valores registrados por Ng *et al.* (2007) para *Harpisquilla harpax* con 39,9 mg kg<sup>-1</sup> de Ni y con los de Ahumada (1994) de 11,2 mg kg<sup>-1</sup> para *Cancer coronatus*, se puede decir que la concentración de Ni en *E. analoga* fue relativamente baja, lo cual se debería a la baja concentración de Ni en el medio o a su baja biodisponibilidad.

El Zn en sedimentos presentó valores elevados en los sectores 4 a 7 (Fig. 2) y un promedio de 77,7 mg kg<sup>-1</sup> (Tabla 4). Concentraciones menores de Zn fueron registradas por Valdés (2012) en la misma bahía, como consecuencia de una variabilidad temporal entre ambos estudios (periodo de muestreo). Por otra parte y comparando los resultados obtenidos por Calderón & Valdés (2012) para Antofagasta con una concentración promedio de 106,3 mg kg<sup>-1</sup> y con lo registrado por Salamanca *et al.* (1988) y Carrera *et al.* (1993) en las bahías de Concepción y San Vicente con promedios de 91,8 y 201 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente (Tabla 4), se puede decir que a pesar de la presencia de Zn registrada en los sedimentos, esta bahía presenta bajos niveles en comparación con otros sitios analizados, como consecuencia de que aun esta bahía está en proceso de desarrollo industrial y que las altas concentraciones se concentran en puntos específicos (Fig. 2), pueden ser fuentes de emisión de este metal. La concentración de

Zn en *E. analoga* presentó una concentración promedio de 22,6 mg kg<sup>-1</sup>, que es menor al compararla con los registrados por Ahumada *et al.* (1994), Chen *et al.* (2005), Boada *et al.* (2007), Castillo & Valdés (2011) y Valdés *et al.* (2014) (Tabla 5), estos resultados indicarían que *E. analoga* estaría acumulando metales según su biodisponibilidad y que existen procesos de bioacumulación de Zn (Fig. 5).

Al relacionar el contenido de materia orgánica con los metales en sedimentos, no se observó la relación propuesta por Tribovillard *et al.* (2006), quienes indican que la materia orgánica (MO) es uno de los principales factores que controla la concentración de los metales en ambientes acuícolas. Al respecto Valdés & Sifeddine (2009) indican que la MO en el ambiente marino tiende a absorber metales en su tránsito por la columna de agua, los cuales se acumulan en los sedimentos. Por el contrario, los resultados obtenidos indican que la MO no presentó correlación con ninguno de los metales analizados ( $r < 1,5$ ), esto permite determinar que para los sedimentos intermareales de la Bahía de Mejillones el contenido de metales es independiente del porcentaje de MO, lo cual se explicaría porque este es un ambiente más dinámico y con condiciones totalmente distintas al ambiente submareal.

Al analizar los resultados del ANDEVA se puede indicar que para los sedimentos, solamente la MO y el Zn presentaron diferencias significativas asociadas a su concentración (Tabla 6). Por otra parte, el test de Tukey indica que para la MO las diferencias fueron asociadas a los sectores 2, 3 y 8 (Fig. 2). Mientras que para el Zn las diferencias están determinadas por las estaciones 6 y 7 (Fig. 2). En *E. analoga* se registraron diferencias significativas asociadas solamente al Cu, Cd y Ni (Tabla 6). La prueba de Tukey indica que para el Cu los sectores que marcaron diferencias fueron el 6 y 8, para el Cd el sector 4 fue el que marcó las diferencias. Finalmente, para el Ni los sectores 1 y 4 (Fig. 3).

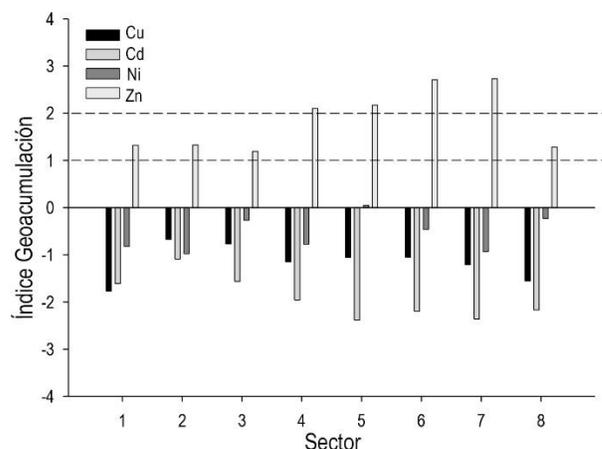
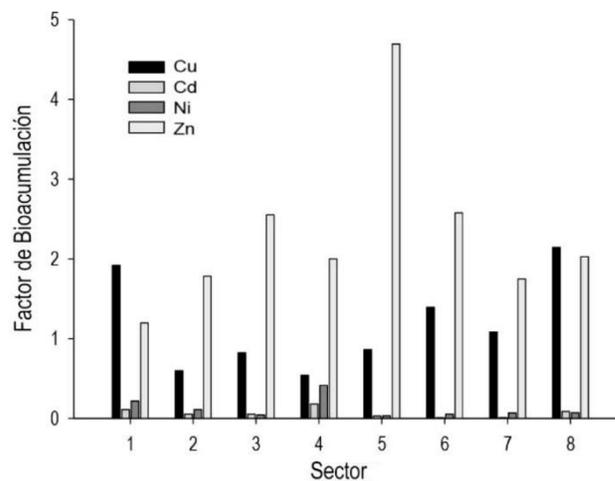
Para determinar el posible enriquecimiento de metales en los sedimentos costeros de Mejillones, se utilizó el Índice de Geoacumulación propuesto por Müller (1979), cuya clasificación permite evaluar la

**Tabla 6.** ANDEVA de una vía para los parámetros analizados.

	Sedimentos					<i>Emerita analoga</i>			
	Cu	Cd	Ni	Zn	MO	Cu	Cd	Ni	Zn
F	0,930	0,900	0,670	3,020	7,81	11,16	13,52	12,67	2,180
P	0,516	0,519	0,694	<b>0,037</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,093

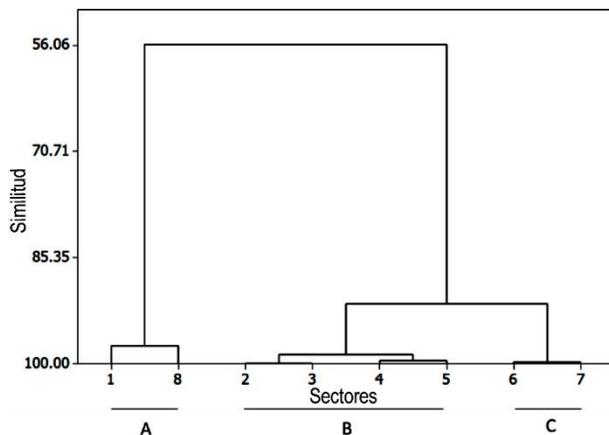
calidad de los sedimentos, (Tabla 2). De acuerdo a esto, los sedimentos costeros de Mejillones presentarían en la actualidad valores de Cu y Cd similares a los niveles preindustriales, mientras que el Zn y Ni estarían presentando señales de enriquecimiento (Fig. 4, Tabla 2). Al respecto y para el Zn solo los sectores 6 y 7, se encontraron en una condición de moderado a fuertemente contaminados. Mientras que para el Ni, los sedimentos presentaron una clasificación de no contaminados (Fig. 4). Valdés (2012) postuló para el Zn, un leve enriquecimiento en los sedimentos submareales de Mejillones, que concuerda con lo registrado para los sedimentos intermareales, existiendo un enriquecimiento general para ambos tipos de sedimentos en la bahía. A pesar del alto grado de desarrollo industrial de la zona, los bajos valores de  $I_{geo}$  para el Cu, Cd y Ni, estarían indicando que no existe alteración en la calidad de los sedimentos intermareales de la bahía. Sin embargo, los resultados para el Zn estarían corroborando las evidencias de perturbación como consecuencia de algunas actividades industriales desarrolladas en la zona costera en Mejillones, las cuales estarían afectando los sedimentos intermareales.

El cálculo del factor de bioacumulación determinado según la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002), mostro para el Cu un factor de bioacumulación de 1,1 (Fig. 5), con lo cual se puede inferir que existe algún grado de acumulación activa en los tejidos de *E. analoga*. Al comparar los valores de este factor con los calculados con los resultados de Lépiz *et al.* (2001) para la misma especie, se observó una bioacumulación de Cu en la Bahía de Antofagasta con un factor de bioacumulación de 4,1 en comparación con Mejillones. Al respecto Valdovinos & Zuñiga (2002), indican que *E. analoga* presenta una sensibilidad media al cobre ( $LC_{50}$ ) por lo que puede bioacumular altas concentraciones. Por otra parte, Calderón & Valdés (2012) para Antofagasta, reportaron un factor de bioacumulación para el Cu de 0,3 utilizando fauna bentónica submareal y atribuyeron este valor a que la vía de ingreso principal de Cu (para la fauna submareal) es mediante la ingesta de alimentos. Para el presente caso, *E. analoga* estaría respondiendo en función del Cu biodisponible que in-

**Figura 4.** Índice de Geoacumulación en los sectores en estudio.**Figura 5.** Factor de bioacumulación de metales en los sectores en estudio.

gresa con el alimento más que el Cu localizado en los sedimentos, debido a que no existe una correlación entre el Cu registrado en los sedimentos con el Cu encontrado en *E. analoga* ( $r < 0,14$ ).

Respecto al Cd y Ni se puede indicar que no existe un proceso de bioacumulación de estos metales en *E. analoga*, debido a que el FBA entrega valores promedio de 0,06 y 0,1 respectivamente (Fig. 5). Para el Zn se



**Figura 6.** Dendrograma de similitud basado en el método de Ward de distancia Euclidiana, para los sectores estudiados en la bahía Mejillones del Sur, de acuerdo al factor de bioacumulación.

puede determinar que existe cierto grado de biomagnificación debido a que el FBA entrega un promedio de 2,32 que supera a lo registrado por Calderón & Valdés (2012) para la Bahía de Antofagasta, quienes registraron un valor de 0,58 para la fauna intermareal, considerando que la concentración de metales en sedimentos es similar (Fig. 5). Esto puede ser consecuencia de que *E. analoga* presenta una mejor respuesta a la bioacumulación de Zn o que el Zn presenta una mejor biodisponibilidad en el ambiente.

Al analizar el dendrograma de similitud realizado para determinar algún grado de asociación entre los sectores utilizando el índice de bioacumulación, se separaron tres grupos (Fig. 6), el grupo A correspondiente a las estaciones control, grupo B correspondiente a áreas altamente impactadas por actividad antrópica e industrial (cultivos, ciudad de Mejillones, planta de ácido, termoeléctricas) y grupo C correspondiente a sectores medianamente impactados (planta de gas y megapuerto), lo cual estaría indicando que este índice permite discriminar los sectores analizados en función de la actividad que se está desarrollando.

## CONCLUSIONES

Los resultados del presente trabajo describe el estado del sistema costero de la bahía de Mejillones del Sur para el año 2006, donde se encontraron los primeros indicios del efecto actividad industrial en esta zona. Estos leves impactos pueden potenciarse aún más si no se toman las decisiones correctas para un buen manejo del borde costero. Una buena manera de monitorear los cambios ocurridos en la bahía es comenzar a utilizar

distintos organismos para poder definir algunos de ellos como potenciales bioindicadores de salud ambiental y, además, como un mecanismo de alerta sobre el impacto de esta perturbación sobre la población humana, como consecuencia de procesos de biomagnificación, razón que explica el uso de *Emerita analoga* como un posible bioindicador que ha demostrado su eficacia para el Cu y Zn. Finalmente, es necesario enfocar los estudios futuros en determinar el potencial de biomagnificación de algunos metales en la cadena trófica para extrapolar los impactos ya conocidos de los parámetros físicos químicos (agua y sedimento), a los efectos deletéreos que se generan en la salud humana.

## REFERENCIAS

- Ahumada, R. 1994. Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados (Cd, Cr, Hg, Ni, Cu, Pb, y Zn) en tejidos de invertebrados bénticos de bahía San Vicente, Chile. *Rev. Biol. Mar. Valparaíso*, 29(1): 77-87.
- Amiard, J., A. Geffard, C. Amiard-Triquet & C. Crouzet. 2007. Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 72: 511-521.
- Boada, M., M. Moreno, H. Gil, J. Marcano & J. Maza. 2007. Metales pesados ( $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Zn}^{+2}$ ) en músculo y cefalotórax de camarones silvestres *Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus subtilis*, *F. notialis* y *F. brasiliensis* de la región oriental de Venezuela. *Rev. Cient.*, 17(2): 186-192.
- Böning, Ph., S. Cuypers, M. Grunwald, B. Schnetger & H. Brumsack. 2005. Geochemical characteristics of Chilean upwelling sediments at  $\sim 36^{\circ}\text{S}$ . *Mar. Geol.*, 220: 1-21.
- Buccolieri, A., G. Buccolieri, N. Cardellicchio, A. Dell'Atti, A. Di Leo & A. Maci. 2006. Heavy metals in the marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Mar. Chem.*, 99: 227-235.
- Burnett, R. 1971. DDT residues distribution of concentration in *Emerita analoga* (Stimpson) along the coastal California. *Science*, 174: 606-608.
- Calderón, C. & J. Valdés. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 47(1): 121-133.
- Carrasco, F. & V. Gallardo. 1989. La contaminación marina y el valor de la macrofauna bentónica en su evaluación y vigilancia: casos de estudio en el litoral de Concepción, Chile. *Biol. Pesq.*, 27: 265-282.
- Carrera, M., P. Valenta, R. Ahumada & V. Rodríguez. 1993. Determinación voltamétrica de metales traza en

- la columna de agua y sedimentos en la Bahía de Concepción. *Rev. Biol. Mar.*, 28(1): 151-163.
- Castilla, J.C. 1983. Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. *Mar. Poll. Bull.*, 14(12): 459-464.
- Castillo, A. & J. Valdés. 2011. Contenido de metales en *Cancer polyodon* (Crustacea: Decapoda) en un sistema de bahías del norte de Chile (27°S). *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(3): 461-470.
- Chen, M., C. Chen, H. Chou & T. Wen. 2005. Gender and size effects of metal bioaccumulation on the rock crab, *Thalamita crenata*, in Dapeng Bay, southwestern Taiwan. *Mar. Poll. Bull.*, 50: 463-484.
- Cobelo-García, A. & R. Prego. 2004. Influence of point source on trace metal contamination and distribution in a semi-enclosed industrial embayment: the Ferrol Ria (NW Sapin). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 60: 695-703.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Poll. Bull.*, 210: 223-253.
- Cox, M. & M. Preda. 2003. Trace metal distribution and relation to marine sediment mineralogy, Gulf of Carpentaria, Northern Australia. *Mar. Poll. Bull.*, 46: 1615-1629.
- Díaz, O. 1993. *Tagelus dombeii* como organismo indicador de la calidad del agua marina en la zona costera de la bahía San Vicente (VII Región, Chile) y del riesgo de contaminación por mercurio y metilmercurio de origen antrópico. Tesis Doctorado en Ciencias Ambientales, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, 125 pp.
- Di Leonardo, R., G. Adelfio, A. Bellanca, M. Chiodi & S. Mazzola. 2014. Analysis and assessment of trace element contamination in offshore sediments of the Augusta Bay (SE Sicily): a multivariate statistical approach based on canonical correlation analysis and mixture density estimation approach. *J. Sea Res.*, 85: 428-442.
- Dugan, J., D. Hubbard & H. Page. 1995. Scaling population density to body size: tests in two soft sediment intertidal communities. *J. Coast. Res.*, 11(3): 849-857.
- Dugan, E., D. Hubbard & A. Wenner. 1994. Geographic variation in life history in populations of the sand crab, *Emerita analoga* Stimpson, on the California coast: relationships to environmental variables. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 181: 255-278.
- Efford, I. 1976. Distribution of the sand crabs in the genus *Emerita analoga* (Decapoda, Hippidae). *Crustaceana*, 30: 169-183.
- Escribano, R. 1998. Population dynamics of *Calanus chilensis* in the Chilean Eastern Boundary Humboldt Current. *Fish. Oceanogr.*, 7(3/4): 245-251.
- Ferdin, M., R. Kvitek, C. Bretz, C. Powell, G. Doucette, K. Lefebvre, S. Coale & M. Silver. 2002. *Emerita analoga* (Stimpson)-possible new indicator species for the phycotoxin domoic acid in California coastal waters. *Toxicon*, 40: 1259-1265.
- González, H., R. Giesecke, C. Vargas, M. Pavéz, J. Iriarte, P. Santibañez, L. Castro, R. Escribano & F. Pagès. 2004. Carbon cycling through the pelagic foodweb in the northern Humboldt off Chile (23°S). *J. Mar. Sci.*, 61: 572-584.
- Gorski, J. & D. Nugegoda. 2006. Sublethal toxicity of trace metals to larvae of the blacklip abalone, *Haliotis rubra*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25: 1360-1367.
- Guiñez, M., J. Valdés & A. Siffedine. 2010. Variabilidad espacial y temporal de la materia orgánica sedimentaria, asociada a la Zona de Mínimo Oxígeno (ZMO), en un ambiente costero del norte de la corriente de Humboldt, bahía de Mejillones. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 38(2): 242-253.
- Henriques, S., M. Pessanh, M. Batista, C. Teixeira, M. Costa & H. Cabral. 2014. Can different biological indicators detect similar trends of marine ecosystem degradation? *Ecol. Indic.*, 37: 105-118.
- Hernández, C., R. Yáñez & A. Rudolph. 2000. Toxicity response of *Emerita analoga* (Stimpson, 1857) collected from beaches of south central Chile. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 65: 567-572.
- Jaramillo, E. & M. González. 1991. Community structure and zonation of the macroinfauna along a dissipative-reflective range of beach category in southern Chile. *Stud. Neotrop. Fauna. Environ.* 26(4): 193-212.
- Jaramillo, E. & A. McLachlan. 1993. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in a south-central Chile. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 37: 615-624.
- Jaramillo, E., F. Carrasco, P. Quijón, M. Pino & H. Contreras. 1998. Distribución y estructura comunitaria de la macrofauna bentónica en la costa del norte de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 71: 459-478.
- Lépez, I., L. Furet & O. Aracena. 2001. Población de *Emerita analoga* en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: aspectos abióticos, bióticos y concentración de cobre. *Gayana*, 65(1): 55-76.
- Marín, V. & G. Olivares. 1999. Estacionalidad de la productividad primaria en bahía Mejillones del Sur (Chile): una aproximación proceso-funcional. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 72: 629-641.
- Marín, V., L. Delgado & R. Escribano. 2003. Upwelling shadows at Mejillones Bay (northern Chilean coast): a

- remote sensing *in situ* análisis. Invest. Mar., Valparaíso, 31(2): 47-55.
- Marín, V., L. Rodríguez, L. Vallejo, J. Fuenteseca & E. Oyarce. 1993. Efecto de la surgencia costera sobre la productividad primaria primaveral de bahía Mejillones del Sur (Antofagasta, Chile). Rev. Chil. Hist. Nat., 66: 479-491.
- Mountouris, A., E. Voutsas & D. Tassios. 2002. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. Mar. Poll. Bull., 44: 1136-1141.
- Müller, G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. Umschau, 79: 778-783.
- Ng, J., K. Lui, C. Lai & K. Leung. 2007. *Harpiosquilla harpax* (Crustacea, Stomatopoda) as a biomonitor of trace metal contamination in benthic sediments in Hong Kong waters. Mar. Poll. Bull., 54: 1523-1558.
- Nuelle, M-T., J. Dekiff, D. Remy & E. Fries. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine. Environ. Pollut., 184: 161-169.
- Ortlieb, L., R. Escribano, R. Follegati, O. Zúñiga, I. Kong, L. Rodríguez, J. Valdés, P. Iratchet & N. Guzmán. 2000. Ocean-climatic changes during the last 2,000 years in a hypoxic marine environment of Northern Chile (23°S). Rev. Chil. Hist. Nat., 73: 221-242.
- Páez, F. & M. Frías. 2001. Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos. Camaronicultura y medio ambiente. Unidad Académica Mazatlán. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México, Mazatlán, pp. 244-270.
- Palma, W., F. Carrasco, O. Aracena & I. Lépez. 1982. Macrofauna de playas arenosas de la bahía de Concepción, Chile. Cienc. Tecnol. Mar, 6: 101-115.
- Panadés, J., O. Ovalle & P. Rojas. 1995. Mejillones, un pueblo con historia. Editorial Universidad de Antofagasta, Antofagasta, 156 pp.
- Pinedo, S., M. García, M.P. Satta, M. de Torres & E. Ballesteros. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the northwestern Mediterranean. Mar. Pollut. Bull., 55: 126-135.
- Ramirez, M., S. Massolo, R. Frache & J. Correa. 2005. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. Mar. Pollut. Bull., 50: 62-72.
- Rodríguez, L., V. Marín, M. Farías & E. Oyarce. 1991. Identification of an upwelling zone by remote sensing and *in situ* measurement. Mejillones del Sur Bay (Antofagasta-Chile). Sci. Mar., 55(3): 467-473.
- Rossi, S., G. Rommel & A. Benson. 1978. Hydrocarbons in sand crabs (*Emerita analoga*) from Southern California (U.S.A.). Chemosphere, 2: 131-141.
- Salamanca, M., L. Chuecas & F. Carrasco 1988. Heavy metal content and distribution in surface sediments from three areas of Chilean coast. Gayana, 9(1-4): 3-16.
- Siegel, P.R. & A. Wenner. 1984. Field and laboratory studies of sand crab growth. In: M. Wenner (ed.). Crustacean growth. Crustacean Issues 3, Balkema Press, Rotterdam, pp. 165-170.
- Tribovillard, N., T. Algeo, T. Lyons & A. Riboulleau. 2006. Trace metals as paleoredox and paleoproductivity proxies: an update. Chem. Geol., 232: 12-32.
- Valdés, J. 2004. Evaluación de metales redox-sensitivos como proxies de paleoxigenación en un ambiente marino hipóxico del norte de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat., 77: 121-138.
- Valdés, J. 2012. Heavy metal distribution and enrichment in sediments of Mejillones Bay (23°S), Chile: a spatial and temporal approach. Environ. Monit. Assess., 184: 5283-5294.
- Valdés, J. & A. Sifeddine. 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile. Evaluación ambiental de la zona costera. Lat. Am. J. Aquat. Res., 37(2): 131-141.
- Valdés, J., M. Guíñez, A. Castillo & S.E Vega. 2014. Cu, Pb, and Zn content in sediments and benthic organisms from San Jorge Bay (northern Chile): accumulation and biotransference in subtidal coastal systems. Cienc. Mar., 40(1): 45-48.
- Valdés, J., A. Sifeddine, L. Ortlieb & C. Pierre. 2009. Interplay between sedimentary organic matter and dissolved oxygen availability in a coastal zone of the Humboldt Current System; Mejillones Bay, northern Chile. Mar. Geol., 265: 157-166.
- Valdés, J., D. Román, G. Alvarez, L. Ortlieb & M. Guíñez. 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). J. Mar. Syst., 71: 18-30.
- Valdés, J., D. Román, P. Dávila, L. Ortlieb & M. Guíñez. 2006. Variabilidad estacional de cadmio en un sistema de surgencia costera del norte de Chile (bahía Mejillones del Sur, 23°S). Rev. Chil. Hist. Nat., 79: 517-535.
- Valdés, J., G. Vargas, A. Sifeddine, L. Ortlieb & M. Guíñez. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones bay (23°S), northern Chile: geochemical and statistical Oach. Mar. Pollut. Bull., 50: 1558-1568.

- Valdovinos, C. & M. Zúñiga. 2002. Copper acute toxicity tests with the sand crab *Emerita analoga* (Decapoda: Hippidae): a biomonitor of heavy metal pollution in Chilean coastal seawater? *Environ. Cont. Toxicol.*, 69: 393-400.
- Vargas, G., L. Ortlieb, J. Pichon, J. Bertaux & M. Pujos. 2004. Sedimentary facies and high resolution primary production inferences from laminated diatomaceous sediments off northern Chile (23°S). *Mar. Geol.*, 211: 79-99.
- Vargas, G., S. Pantoja, J. Rutllant, C. Lange & L. Ortlieb. 2007. Enhancement of coastal upwelling and interdecadal ENSO-like variability in the Peru-Chile current since late 19th century. *Geophys. Res. Lett.*, 34 pp.
- Wenner, A. 1988. Crustaceans and other invertebrates as indicators of beach organisms as indicators. Springer-Verlag, New York, pp. 199-229.

*Received: 19 March 2014; Accepted 17 September 2014*