

BIOEROSIÓN DE SUSTRATO ROCOSO POR ERIZOS EN BAHÍA MÁLAGA (COLOMBIA), PACÍFICO TROPICAL

Diego F. Lozano-Cortés
Universidad del Valle

Edgardo Londoño-Cruz
Universidad del Valle

Fernando A. Zapata
Universidad del Valle

Recibido: julio 19, 2011 Aceptado: noviembre 28, 2011

Pág. 9-22

Resumen

Los erizos desempeñan un papel importante en el proceso de erosión de sustratos duros del bentos marino. Además de contribuir a la desintegración del sustrato, este proceso proporciona espacio para el asentamiento de epifauna y puede incrementar la complejidad del hábitat. Debido a que no existen estudios previos sobre la bioerosión por erizos en la región de Bahía Málaga, Pacífico colombiano, se estimaron las tasas de bioerosión de tres especies de erizos (*Centrostephanus coronatus*, *Diadema mexicanum* y *Hesperocidaris asteriscus*) mediante el análisis de su contenido intestinal. Además se estimó el tiempo de recambio intestinal en otra especie (*Echinometra vanbrunti*, N=10), el cual fue de 10-12 h y no concordó con el tiempo asumido en estudios previos (24 horas). Esto sugiere que estos estudios subestimaron las tasas de bioerosión realizada por erizos. Aunque *E. vanbrunti* fue significativamente más abundante que las otras especies de erizos, los individuos de *D. mexicanum* fueron más grandes y por lo tanto la tasa de bioerosión producida por esta especie fue la mayor. Se observó una relación positiva entre la tasa de bioerosión y el tamaño de la testa de los erizos.

Palabras claves: Bioerosión, Erizos, Bahía Málaga, Los Negritos, Isla Palma, Pacífico Colombiano.

Abstract

Sea urchins play an important role in the process of bioerosion of hard substrates in the marine benthos. Besides contributing to the disintegration of the substrate, this process provides space for the settlement of epifauna and may increase habitat complexity. There are no previous studies on bioerosion by sea urchins in the region of Bahía Málaga (Colombian Pacific). We estimated the bioerosion rates of three species of sea urchins (*Centrostephanus coronatus*, *Diadema mexicanum*, and *Hesperocidaris asteriscus*) by analysis of intestinal contents. For one species (*Echinometra vanbrunti*, N = 10) the intestinal turnover rate was determined, which was 10-12 h and did not match the assumed turnover rate (24 hours) used in previous studies. This suggests that these studies underestimated the rates of bioerosion by sea urchins. Although *E. vanbrunti* was significantly more abundant than other sea urchin species, *D. mexicanum* individuals were larger and, therefore, the rate of bioerosion produced by this species was the highest. A positive relationship between bioerosion rates and the size of the sea urchins tests.

Keywords: Bioerosion, Sea urchins, Malaga Bay, Los Negritos, Isla Palma, Colombian Pacific.

1 Introducción

Los erizos están entre los ramoneadores más eficientes en el hábitat bentónico marino y su importancia ha sido demostrada ampliamente [7, 20, 24]. Estos herbívoros generalmente ramonean sobre diferentes sustratos como coral vivo o muerto, algas incrustantes coralinas, filamentosas o cespitosas [29], y tienen el potencial para afectar la estructura de las comunidades biológicas directamente por la remoción de algas o por la prevención de su establecimiento [3]. También pueden ejercer efectos indirectos al proporcionar y mantener parches de espacio limpio donde otros organismos pueden asentarse y sobrevivir [7, 15]. De esta forma los erizos juegan un papel importante en las relaciones tróficas de muchas comunidades marinas afectando la distribución, abundancia relativa y composición de especies de plantas marinas que pueden afectar indirectamente a poblaciones animales [17]. Por lo tanto, los erizos pueden considerarse como una de las especies clave que definen la estructura de la comunidad con base en su distribución y abundancia [31].

En el Pacífico oriental, se ha demostrado que el efecto de la actividad de ramoneo de los erizos es responsable por cambios significativos de la biomasa en los bosques de kelp, alterando así la biodiversidad de estos ecosistemas [16, 32, 33, 37]. De igual forma, se han observado múltiples efectos derivados de la actividad alimenticia cuando la ejercen sobre comunidades coralinas pues bioerosionan el sustrato, lo cual puede contribuir a la muerte del coral [10, 15, 16]. En los arrecifes coralinos, los erizos son un factor limitante de la acreción arrecifal debido a los procesos de erosión [4, 26, 34], pero a la vez generan espacio libre para el asentamiento de reclutas de coral [15, 17]. Consecuentemente, estudios del ramoneo y recambio estomacal en erizos pueden ayudar en la estimación de importantes procesos ecológicos como las tasas de herbivoría y erosión de sustratos arrecifales [10].

Por otro lado, la bioerosión producida por erizos puede verse afectada por diversos tipos de interacciones con otras especies (e.g. depredación por langostas en bosques de kelp o territorialidad de peces), pues se ha visto que las poblaciones de erizos y su comportamiento son frecuentemente controlados por sus depredadores [23]. Además, se ha demostrado que bajas densidades de erizos no sólo son el resultado de la acción de los depredadores sino también de interacciones competitivas como la territorialidad [28]. Por ejemplo, Eakin [12, 13] y Glynn [18] han encontrado que en el Pacífico Oriental Tropical (POT) los peces del género *Stegastes*, a través de la territorialidad, reducen en un 45-80% la densidad de los erizos y en un 45-61% sus tasas de bioerosión.

Los estudios de bioerosión hasta ahora se han enfocado principalmente en arrecifes coralinos debido al interés ecológico que presentan estos ecosistemas, y a la relación que existe entre la bioerosión y la destrucción de estas estructuras calcáreas [5, 8, 22, 26]. Sin embargo, la bioerosión en arrecifes rocosos también puede ser significativa, y el papel que desempeñan los erizos en este proceso podría ser importante. Por ejemplo, los erizos tienen el potencial de ayudar a promover la alta diversidad que se encuentra en estos lugares, ya que la alteración mecánica que producen incrementa la complejidad topográfica del hábitat [21], generando refugios contra depredación [e.g. 6] lo cual puede afectar la diversidad del ecosistema. Para Bahía Málaga, la bioerosión sólo ha sido previamente evaluada para bivalvos perforadores [9]. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue estimar la bioerosión realizada por erizos sobre sustrato rocoso en Bahía Málaga, Colombia.

2 Materiales y métodos

Bahía Málaga es un estuario tectónico que se encuentra ubicado en la zona central de la costa pacífica colombiana dentro del POT (Fig. 1). Es una bahía con mareas semidiurnas con un rango mareal promedio de 4,1 m y la temperatura superficial del agua (26,6 - 29,7 °C) es relativamente constante a lo largo del año. Detalles sobre las condiciones físicas y oceanográficas de Bahía Málaga se pueden encontrar en Cantera *et al.* [9].

Los dos sitios de muestreo (Isla Palma y Los Negritos) están ubicados en la parte externa de la bahía. Isla Palma (3°53'N - 77°21'W; Fig. 1) es una isla pequeña localizada a menos de 4 km de la costa y está rodeada por acantilados rocosos con alturas entre 6 y 15 m. Los Negritos (3°53'N - 77°24'W; Fig. 1) es un arrecife rocoso intermareal ubicado al suroccidente (aproximadamente a 6 km) de la costa de Isla Palma y está formado básicamente por roca volcánica, a diferencia de otras áreas rocosas de Bahía Málaga (e.g., Isla Palma), las cuales están formadas principalmente por rocas sedimentarias (limolitas).

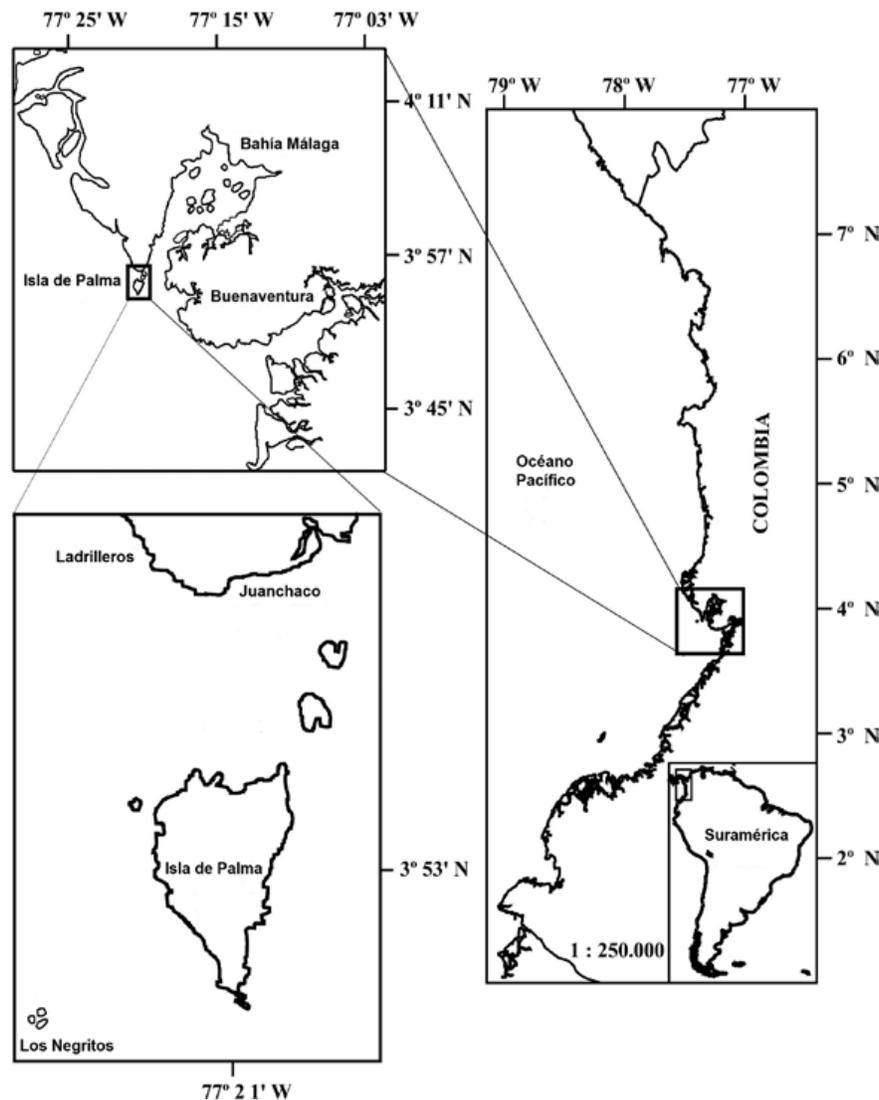


Figura 1 Ubicación del área de estudio en el Pacífico colombiano (Mapa modificado de [1 1])

2.1 Densidad y tamaño de erizos

Se dispusieron cuadrantes de 1 m² (N = 30) de forma sistemática cada 5 m sobre el sustrato del arrecife rocoso de Los Negritos. En ellos, todos los erizos presentes se contaron, midieron e identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo y se calculó la densidad promedio para cada especie. Adicionalmente, en un muestreo adicional y más exhaustivo se recolectaron 30 individuos (15 *Centrostephanus coronatus*, 10 *Hesperocidaris asteriscus* y 5 *Diadema mexicanum*), los cuales fueron inyectados con formalina al 10% y preservados de forma individual en recipientes con formalina para ser llevados al laboratorio de Biología Marina de la Universidad del Valle. A cada individuo colectado se le midió el diámetro de la testa con la ayuda de un calibrador vernier digital (precisión 0.01 mm), para determinar su talla. La densidad y talla de los erizos se comparó entre las especies encontradas utilizando estadística no paramétrica, ya que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad ($p < 0.01$, Prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homocedasticidad ($p < 0.001$, Prueba de Levene).

2.2 Bioerosión

Las tasas de bioerosión de los erizos colectados (N=30), se determinó haciendo algunas modificaciones de métodos utilizados previamente [8, 10, 34]. El sistema digestivo de cada individuo fue extraído en el laboratorio, pesado en una balanza analítica (precisión 0.0001 g Denver Instrument Company AA-160) y secado en un horno a 48°C durante 48h. Posteriormente, cada sistema fue nuevamente pesado y calcinado en una mufla a 550°C durante 3h para eliminar el material orgánico y conservar solamente la porción inorgánica. La fracción inorgánica comprendió el carbonato de calcio y los residuos no solubles (sílice, granos de cuarzo, espículas de esponja, diatomeas, testas de radiolarios y arcilla). La diferencia en peso antes y después de la combustión se usó para medir la cantidad de materia orgánica. Para calcular las tasas de bioerosión para las tres especies de erizos se asumió un tiempo de recambio intestinal estándar de 24 horas tal como se ha hecho en estudios previos [4, 8, 10, 17, 20, 35].

La tasa de bioerosión por especie se halló multiplicando la cantidad de materia orgánica por la densidad de la especie (ind/m²) y por una unidad de tiempo equivalente a un año (365 días). El resultado se dividió por 1.000 para pasar los datos de gramos a kilogramos.

Tasa de Bioerosión (Kg/m²/año) = (materia orgánica en el intestino) x (densidad) x (tiempo)/1.000

Las diferencias en las tasas de bioerosión entre las especies se examinaron mediante un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis) y una prueba de comparaciones múltiples *a posteriori* ($\alpha = 0.05$). La relación entre la tasa de bioerosión y el tamaño de la testa se examinó por medio de un análisis de correlación de Pearson. Todos los análisis se realizaron con el programa Statistica 8.0.

2.3 Tasa de recambio intestinal en *Echinometra vanbrunti*

Para estimar el tiempo de recorrido intestinal en *Echinometra vanbrunti*, se recolectaron 10 individuos en la zona submareal de un acantilado en Isla Palma. Los individuos se

mantuvieron de forma separada en recipientes con agua de mar y sin alimento durante un periodo de 30h para asegurar la excreción de todo el material ingerido previo a la colecta. Posteriormente, se les proporcionó porciones de sustrato cubierto con algas filamentosas del lugar donde se colectaron, lo que garantizó que tuvieran a su disposición alimento natural. El periodo de alimentación se inició a las 19:00 horas ya que los erizos son de actividad nocturna. A partir de este momento cada erizo fue monitoreado durante cada hora para observar en qué momento se realizaba la primera excreción.

3 Resultados

Se encontraron cuatro de las cinco especies de erizos reportadas para Bahía Málaga [27]: *Hesperocidaris asteriscus* (Cidaridae), *Echinometra vanbrunti* (Echinometridae), *Diadema mexicanum* y *Centrostephanus coronatus* (Diadematidae). *E. vanbrunti* se encontró en Isla Palma mientras que las otras especies se encontraron en Los Negritos.

3.1 Densidad y tamaño de erizos

Entre las especies se encontraron diferencias significativas para la densidad (Kruskal-Wallis $H = 29,68$ $p < 0.001$) y el tamaño (Kruskal-Wallis $H = 28,15$ $p < 0.001$). La especie más abundante fue *E. vanbrunti*, la cual dobló en densidad a *D. mexicanum* y superó por más de 30 veces la densidad de *C. coronatus* (Tabla 1). La densidad de *H. asteriscus* no pudo ser estimada debido a que en los cuadrantes muestreados no se encontró ningún individuo. La especie de mayor tamaño fue *D. mexicanum* mientras que *E. vanbrunti* fue la más pequeña (Fig. 2).

Tabla 1 Densidad (ind/m²) y diámetro y altura de la testa (mm) de erizos presentes en Bahía Málaga, Pacífico Colombiano

	Los Negritos			Isla de Palma	
	<i>D. mexicanum</i>	<i>C. coronatus</i>	<i>H. asteriscus</i>	<i>E. vanbrunti</i>	Kruskal-Wallis
Densidad	2,77 (± 4,02)	0,13 (± 0,34)	-----	4,09 (± 2,82)	$H_{2,81}=29,67^*$
Diámetro de testa	45,6 (± 4,92)	38,2 (± 7,59)	14,8 (± 4,83)	21,5 (± 6,38)	$H_{3,40}=28,15^*$
Altura de testa	22,8 (± 3,19)	18,5 (± 4,46)	9,57 (± 3,63)	10,5 (± 2,95)	$H_{3,40}=25,87^*$

* Para todas las pruebas $p < 0.001$

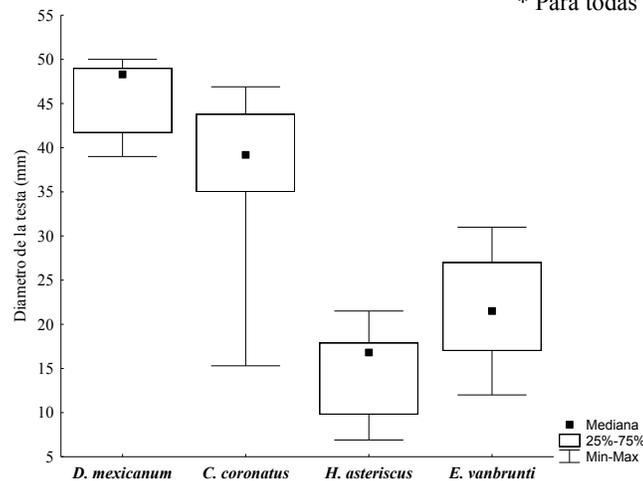


Figura 2 Tamaño de la testa para 4 especies de erizo en Bahía Málaga (Pacífico colombiano)

D. mexicanum y *C. coronatus* fueron encontrados en el mismo sustrato, ocultos bajo rocas y grietas entre 0,5 m y 3 m de profundidad, mientras que *E. vanbrunti* siempre se encontró sobre la pared del acantilado de Isla Palma dentro de fosas excavadas por ellos mismos a una profundidad menor a 1 m.

3.2 Bioerosión

El porcentaje de materia orgánica encontrado en el contenido intestinal de los erizos varió significativamente (Kruskal-Wallis $H = 17,5$; $p = 0,0002$) entre 64,6% en *D. mexicanum* y 83,3% en *H. asteriscus* (Tabla 2). Las tasas de bioerosión también difirieron significativamente entre las tres especies (Kruskal-Wallis $H=18,3$; $p = 0,0001$; Fig. 3). El mayor valor lo presentó *C. coronatus*, seguido por *D. mexicanum*, mientras que *H. asteriscus* presentó la menor tasa de bioerosión (Tabla 3 y Fig. 3). La correlación entre la tasa de bioerosión y el tamaño de la testa fue positiva y significativa para *C. coronatus* (Fig. 4a) y *H. asteriscus* (Fig. 4b), pero negativa (aunque no significativa) para *D. mexicanum* (Fig. 4c). Sin embargo, en el último caso este resultado pudo deberse al pequeño tamaño de muestra utilizada. Cuando se examinó esta correlación para las tres especies combinadas (Fig. 4d), el tamaño del erizo explicó el 81% de la variación en la tasa de bioerosión.

3.3 Tiempo de recambio intestinal en *E. vanbrunti*

En *E. vanbrunti*, el tiempo mínimo requerido para la primera excreción después de la alimentación fue de 10h. A las 12 horas el 50% de los individuos ya habían producido *pellets* fecales y en promedio los individuos realizaron su primera excreción en 11,8 h.

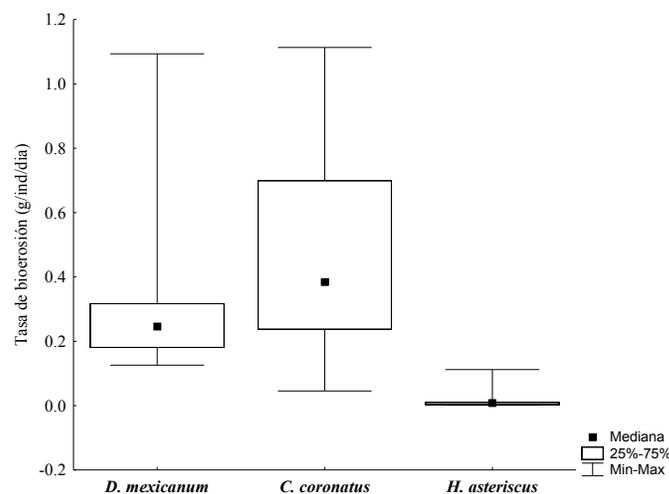
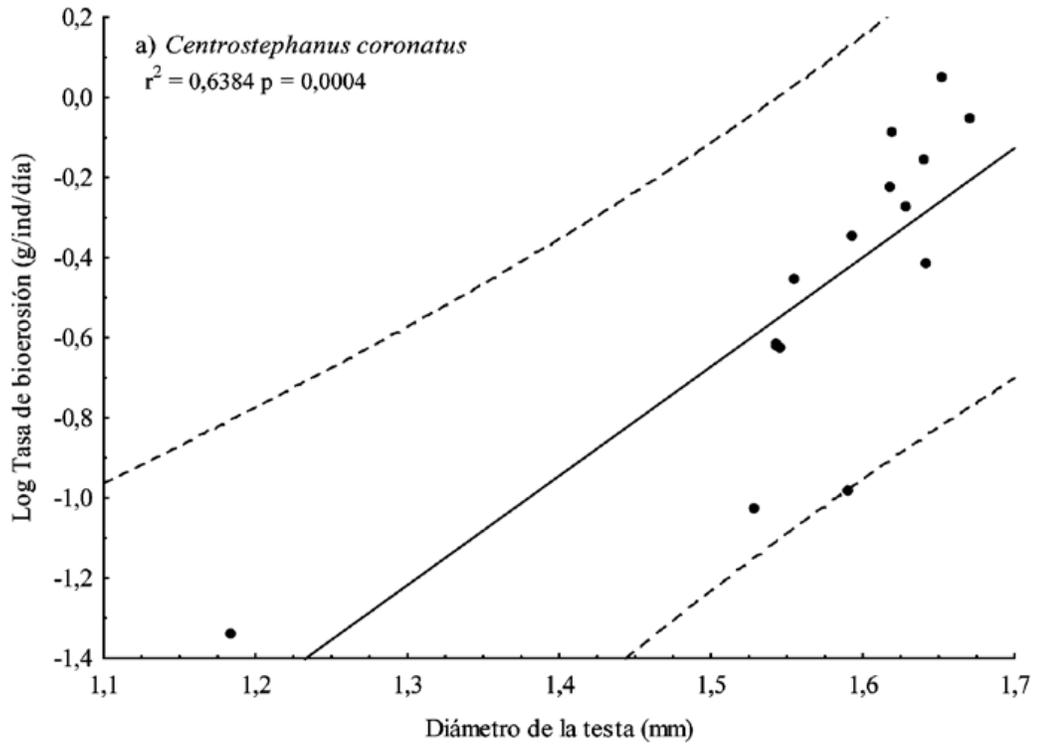
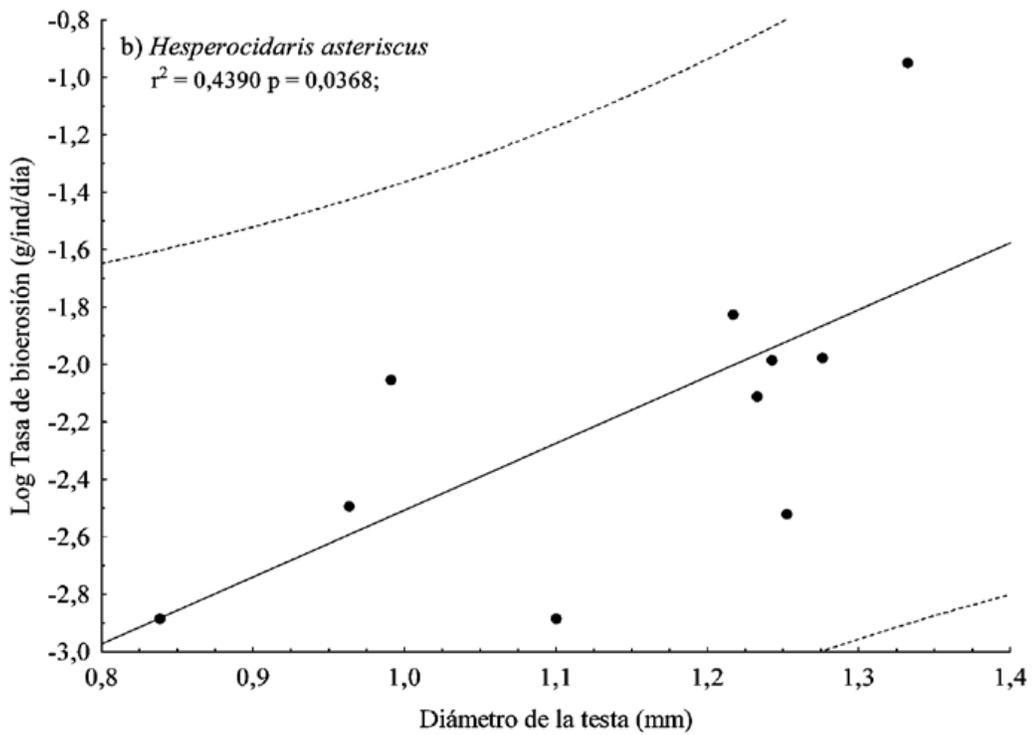


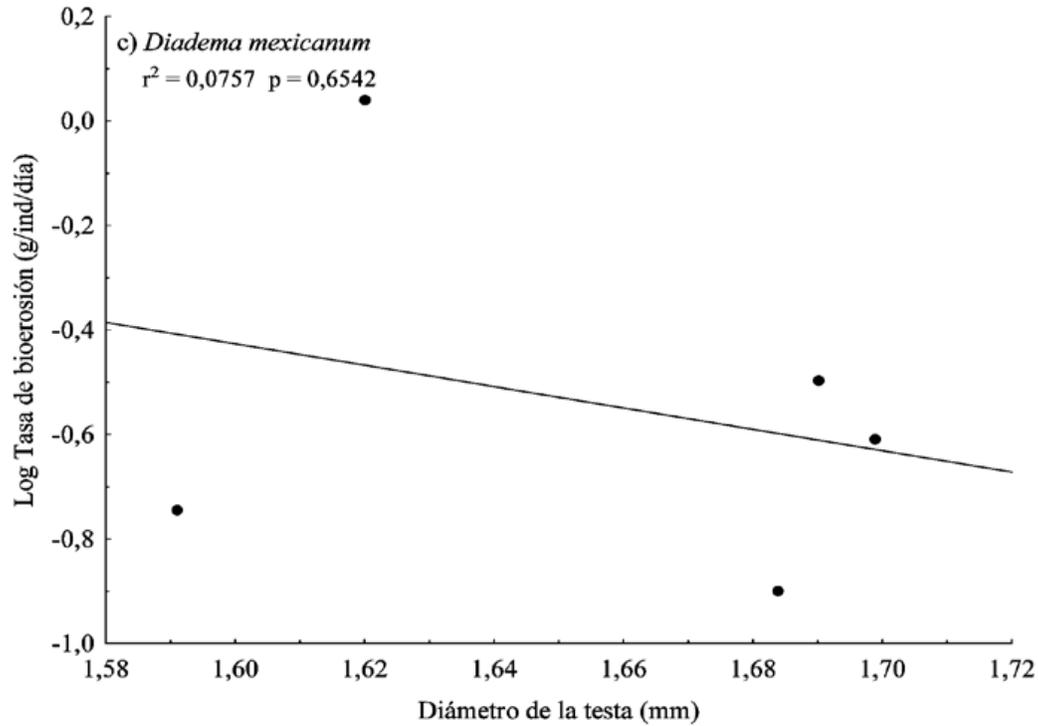
Figura 3 Tasa de bioerosión para tres especies de erizos en Los Negritos, Bahía Málaga



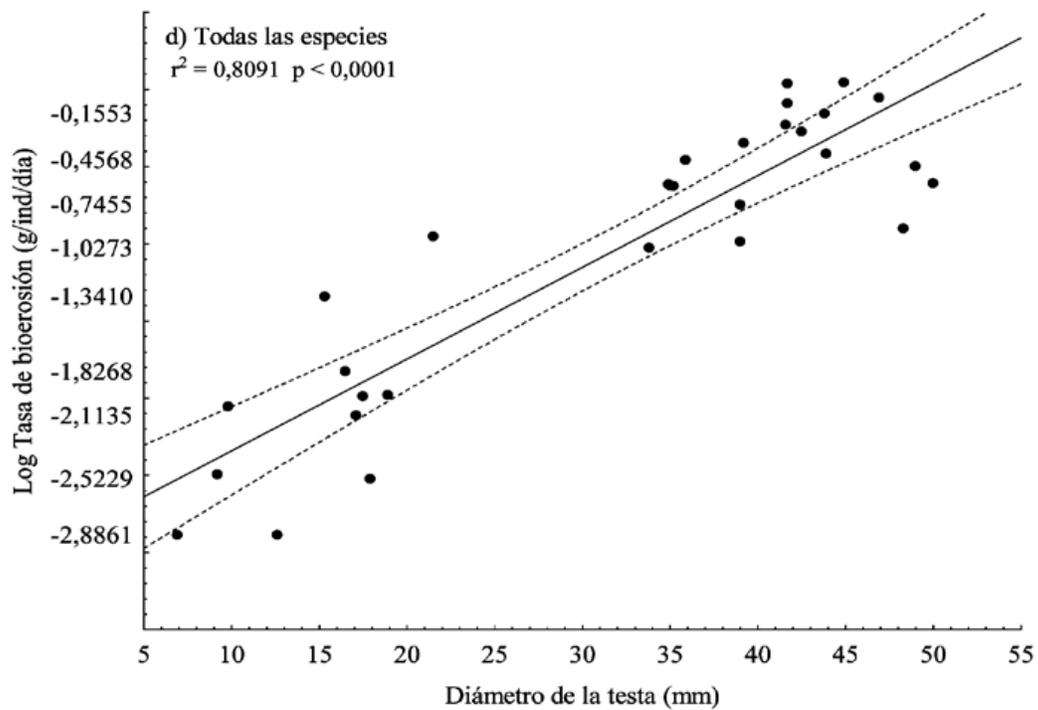
*Ecuación: $y = -4,7648 + 2,7284 * x$



*Ecuación: $y = -4,8345 + 2,3269 * x$



*Ecuación: $y = 2,8455 - 2,045 * x$



*Ecuación: $y = -2,9352 + 0,0595 * x$

Figura 4 Relación entre el diámetro de la testa y la tasa de bioerosión con un intervalo de confianza d 95 % (línea punteada) para a) *Centrostephanus coronatus*, b) *Hesperocidaris asteriscus* c) *Diadema mexicanum* y d) Todas las especies

Tabla 2 Peso del sistema digestivo y contenido de materia orgánica e inorgánica del contenido intestinal para erizos regulares en Bahía Málaga, Pacífico Colombiano

	Peso sistema digestivo (g)	Peso seco sistema digestivo (g)	Contenido de materia orgánica (g)	Contenido de fracción inorgánica (g)
<i>D. mexicanum</i> (n=6)	6,54 (\pm 1,88)	1,13 (\pm 0,46)	0,73 (\pm 0,22)	0,39 (\pm 0,39)
<i>C. coronatus</i> (n=14)	5,80 (\pm 2,98)	1,06 (\pm 0,59)	0,61 (\pm 0,33)	0,45 (\pm 0,31)
<i>H. asteriscus</i> (n=10)	0,22 (\pm 0,26)	0,06 (\pm 0,07)	0,05 (\pm 0,05)	0,01 (\pm 0,03)

Tabla 3 Tasas de bioerosión, densidad y tamaño de la testa para las especies de erizos estudiadas en el Pacífico Oriental Tropical

Especie	Tasa de bioerosión Kg/m ² /año	Densidad ind/m ²	Tamaño (mm)	Lugar de estudio	Referencia
<i>C. coronatus</i>	0,02	0,13	38,2	Los Negritos, Bahía Málaga	Presente estudio
	0,01-0,50	6,9	9,1 - 25,8	Isla Gorgona, Colombia	[34]
	----	0,05	----	Costa Rica	[2]
<i>D. mexicanum</i>	0,38	2,7	45,6	Los Negritos, Bahía Málaga	Presente estudio
	0,17	0,6	42,0	Jicaral-Chachacual, México	[20]
	0,91	1,0	42,0	San Agustín, México	[20]
	0,96	1,3	34,4	Isla Cacaluta, México	[20]
	2,01	2,9	35,0	Isla Montosa, México	[20]
	3,28	5,9 - 6,8	29,0	La Entrega, México	[20]
	3,47-10,4	50 - 150	1,8 - 3,5	Isla Uva, Panamá	[18]
	0,08-4,38	1,5 - 48	----	Isla Uva, Panamá	[14]
	6,3-14,0	3 - 50	----	Isla Uva, Panamá	[13]
	----	5,96	----	La Entrega, México	[38]
<i>E. vanbrunti</i>	----	0,5 -1,03	----	Costa Rica	[2]
	----	2,27	----	Isla Gorgona, Colombia	[36]
	----	0,49	----	Ensenada de Utría, Colombia	[36]
	----	0,03	----	Costa Rica	[2]
	----	0,03	----	La Entrega, México	[38]
	----	4,09	----	Los Negritos, Bahía Málaga	Presente estudio
<i>H. asteriscus</i>	<0,01	----	14,8	Los Negritos, Bahía Málaga	Presente estudio

4 Discusión

La densidad poblacional de los erizos es importante, no sólo porque afecta directamente la tasa de bioerosión (entre más erizos más bioerosión) y el cambio potencial que éstos pueden ocasionar en un determinado hábitat [e.g., 34], sino también porque modula la densidad de otras especies bentónicas [19]. Aunque la densidad fue muy variable entre las especies estudiadas, las dos especies con mayor densidad (*D. mexicanum* y *E. vanbrunti*) estuvieron casi siempre por encima de lo reportado para estas mismas especies en otras localidades [1, 2, 20, 36]. Por su parte, *C. coronatus*, la especie con menor densidad en este estudio, presentó densidades intermedias a las reportadas previamente en otros estudios [1, 2, 34, 35].

La densidad de los erizos está relacionada con la complejidad del hábitat [18, 21, 28] y con la talla de los individuos. La relación que se establece entre la complejidad estructural, el número de refugios y el diámetro de los mismos, condiciona tanto el tamaño como la

abundancia de los erizos con posibilidades de colonizar un área determinada [28]. Ambientes con complejidad estructural baja pueden ser más fácilmente colonizados por individuos de diámetro pequeño. Esta pudo ser la razón por la cual se halló una mayor densidad de *E. vanbrunti* en el acantilado de Isla Palma en comparación con las densidades de *C. coronatus* y *D. mexicanum* en el sustrato rocoso de Los Negritos.

La tasa de bioerosión estimada para *C. coronatus* fue similar a la estimada por Toro-Farmer *et al.* [34] en Isla Gorgona, mientras que la de *D. mexicanum* (0,38 Kg/m²/año) fue mayor comparada con los valores estimados en Panamá [0,08 Kg/m²/año; 14] y México [0,17 Kg/m²/año; 20]. Sin embargo, la densidad de tales especies en la mayoría de estos sitios es mucho menor que la encontrada en Bahía Málaga (Tabla 3). Para *H. asteriscus* no se encontraron datos disponibles en la literatura, siendo este estudio probablemente el primero que reporte la tasa de bioerosión de esta especie, la cual fue menor que la de las otras dos.

La susceptibilidad entre los posibles sustratos a ser bioerosionados (diferencia entre sustratos rocosos y calcáreos) se hace evidente al considerar por separado las fracciones orgánica e inorgánica del contenido intestinal. Se encontró que la porción orgánica fue mayor en las tres especies estudiadas; resultado que contrasta con lo encontrado previamente por otros autores [10], quienes obtuvieron que la fracción inorgánica en varias especies de erizos siempre fue significativamente mayor que la porción orgánica. Los resultados hallados en este estudio pueden deberse al tipo de sustrato sobre el cual viven los erizos (i.e., roca volcánica), el cual podría contener una mayor proporción de materia orgánica en comparación con la roca calcárea de los sitios donde se hicieron las otras investigaciones.

Por otro lado, se ha sugerido que la bioerosión producida por los erizos depende de la especie, el tamaño del individuo, y la densidad, entre otros factores. Varios autores resaltan la existencia de un incremento geométrico en el potencial bioerosivo con relación al tamaño del erizo [5, 30]. Este incremento fue positivo para todas las especies y para cada especie por separado, excepto para *D. mexicanum* (Fig. 4c). Sin embargo, en este caso la relación no fue significativa debido quizás al pequeño tamaño muestral (N = 5). Sin embargo, hay que considerar otros factores que pueden estar modulando la densidad de erizos y afectando su tasa de bioerosión (e.g., depredación y competencia).

Finalmente, se recomienda que estudios futuros estimen primero el tiempo de recambio intestinal de la especie antes de hacer estimaciones de las tasas de bioerosión por erizos basadas en los contenidos intestinales. El supuesto general de que el tiempo de recambio intestinal es de 24 horas, el cual ha sido utilizado por varios autores [4, 8, 10, 17, 20, 34] incluidos nosotros en este estudio, parece estar errado tal como un estudio previo lo había sugerido [25]. Los resultados del experimento realizado con *E. vanbrunti* en este estudio también cuestionan este supuesto ya que el tiempo de recorrido intestinal estimado fue la mitad de lo que generalmente se asume. Este tiempo de recambio es importante, pues los cálculos realizados con el tiempo estándar asumido (24 h) pueden estar subestimando las verdaderas tasas de bioerosión.

Agradecimientos

Agradecemos a R. Neira, A. Mosquera y M. Barona por su ayuda durante el trabajo de campo. Agradecemos a las Secciones de Botánica y Biología Marina de la Universidad del Valle por el préstamo de equipos y a los integrantes del Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos (Universidad de Valle) por sus comentarios sobre el manuscrito. Finalmente agradecemos a la Dirección General Marítima del Ministerio de Defensa Nacional por el permiso para trabajar en Isla de Palma.

Referencias bibliográficas

- [1] Alvarado, J. 2004. Abundancia del erizo de mar *Centrostephanus coronatus* (Echinoidea: Diadematidae) en el Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 52: 911-913.
- [2] Alvarado, J. & C. Fernández. 2005. Equinodermos del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 275-284.
- [3] Andrew, N. & A. Underwood. 1993. Density-dependent foraging in the sea urchin *Centrostephanus rodgersii* on shallow subtidal reefs in New South Wales, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 99: 89-98.
- [4] Bak, R. 1990. Patterns of echinoid bioerosion in two Pacific coral reef lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 66: 267-272.
- [5] Bak, R. 1994. Sea urchin bioerosion on coral reefs: place in the carbonate budget and relevant variables. *Coral Reefs*, 13:99-103
- [6] Benedetti-Cecchi, L. & F. Cinelli. 1995. Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and the distribution of algae in littoral rock pools on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 126: 203-212.
- [7] Benedetti-Cecchi, L., F. Bulleri, & F. Cinelli. 1998. Density dependent foraging of sea urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 163: 203-211.
- [8] Brown-Saracino, J., P. Peckol, H. Allen, & M. Robbart. 2007. Spatial variation in sea urchins, fish predators, and bioerosion rates on coral reefs of Belize. *Coral Reefs*, 26: 71-78.
- [9] Cantera, J., R. Neira, & C. Ricaurte. 1998. Bioerosión en la costa Pacífica colombiana: Un estudio de la biodiversidad, la ecología y el impacto de los animales destructores de acantilados rocosos sobre el hombre. Primera Edición. Fondo FEN Colombia. Bogotá, 135p.

- [10] Carreiro-Silva, M. & T. McClanahan. 2001. Echinoid bioerosion and herbivory on Kenyan coral reefs: the role of protection from fishing. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 262:133–153.
- [11] Castellanos-Galindo, G., A. Gialdo, & E. Rubio. 2005. Community structure of an assemblage of tidepool fishes on a tropical eastern Pacific rocky shore, Colombia. *Journal of Fish Biology*, 67:392-408.
- [12] Eakin, C. M. 1988. Avoidance of damselfish lawns by the sea urchin *Diadema mexicanum* at Uva Island, Panama. *Proc. 6th Int. Coral Reefs Symp.*, 2: 21-26.
- [13] Eakin, C. M. 1992. Post-El Niño panamanian reefs: less accretion, more erosion and Damselfish protection. *Proc. 7th Int. Coral Reefs Symp.*, 1: 387-396.
- [14] Eakin, C. M. 1996. Where have all carbonates gone? A model comparison of calcium carbonate budgets before and after the 1982–1983 El Niño at Uva Island in the eastern Pacific. *Coral Reefs*, 15: 109 - 119.
- [15] Edmunds, P. J. and R. C. Carpenter. 2001. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundances of juvenile corals on a Caribbean reef. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA* 98: 5067–5071.
- [16] Furman, B. & K. Heck. 2009. Differential impact of echinoid grazers on coral recruitment. *Bulletin of Marine Science*, 85: 121-132.
- [17] Glynn, P.W., G.M. Wellington & C. Birkeland. 1979. Coral reef growth in the Galápagos: Limitation by sea urchins. *Science*, 203: 47-49.
- [18] Glynn, P.W., 1988. El Niño warming, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosion in the Eastern Pacific. *Galaxea*, 7: 129–160.
- [19] Hartney, K. & K. Grorud. 2002. The effect of sea urchins as biogenic structures on the local abundance of a temperate reef fish. *Oecologia*, 131:506–513.
- [20] Herrera-Escalante, T., R. López-Pérez & G. Leyte-Morales. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 263-273.
- [21] Lee, S. C. 2006. Habitat complexity and consumer-mediated positive feedbacks on a Caribbean coral reef. *Oikos*, 112: 442-447.
- [22] Londoño-Cruz, E., J.R. Cantera, G. Toro-Farmer & C. Orozco. 2003. Internal bioerosion by macroborers in *Pocillopora* sp. in the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*. 265: 289-295.
- [23] McClanahan, T. 1999. Predation and the control of sea urchin *Echinometra viridis* and fleshy algae in the match reefs of Glovers Reef, Belize. *Ecosystems*, 2:511-523.

- [24] McClanahan, T., A. Kamukuru, N. Muthiga, M. Gilgabher, & D. Obura. 1996. Effect of sea urchin reductions on algae, coral, and fish populations. *Conservation Biology*, 10: 136-154.
- [25] Mills, S., M. Peyrot-Clausade & M. France. 2000. Ingestion and transformation of algal turf by *Echinometra mathaei* on Tiahura fringing reef (French Polynesia). *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 254: 71-84.
- [26] Mokady, O., B. Lazar & Y. Loya. 1996. Echinoid bioerosion as a major structuring force of Red Sea coral reefs. *Biol. Bull.*, 190: 367-372.
- [27] Neira, R. & J. Cantera. 2005. Composición taxonómica y distribución de las asociaciones de equinodermos en los ecosistemas litorales del Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 195-206.
- [28] Nodarse, A. 2001. Abundancia y distribución del erizo *Echinometra lucunter* (Linnaeus) (Echinodermata, Echinoidea) en un arrecife del litoral norte de ciudad de la Habana. *Rev. Invest. Mar.*, 22:107-115.
- [29] Ruengsawang, N. & T. Yeemin. 2000. Bioerosion caused by grazing activities on coral communities in the Gulf of Thailand. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp.*, 1: 289-294.
- [30] Russo, A. 1980. Bioerosion by two rock boring echinoids (*Echinometra mathaei* and *Echinostrephus aciculatus*) on Enewetak Atoll, Marshall Islands. *Journal of Marine Research*, 38: 99-110.
- [31] Sánchez-Jérez, P., A. Cesar, F. Cortez, C. Pereira & S. Silva. 2001. Distribución espacial de las poblaciones más abundantes de erizos de la costa sudeste del litoral de São Paulo (Brasil). *Ciencias Marinas*, 27: 139-153.
- [32] Tegner, M. J., Dayton, P. K. (1981). Population structure, recruitment, and mortality of two sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in a kelp forest. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 5: 255 - 268.
- [33] Tegner, M. J., Dayton, P. K. (1991). Sea urchins, El Niños, and the long term stability of Southern California kelp forest communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77: 49 - 63.
- [34] Toro-Farmer, G., J. Cantera, E. Londoño-Cruz, C. Orozco & R. Neira O. 2004. Patrones de distribución y tasas de bioerosión del erizo *Centrostephanus coronatus* (Diadematoida: Diadematidae), en el arrecife de Playa Blanca, Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 52: 67-76.
- [35] Vance, R. 1979. Effects of grazing by the sea urchin, *Centrostephanus coronatus*, on prey community composition. *Ecology*, 60: 537-546.
- [36] Vargas-Ángel, B. 2003. Coral community structure of the Pacific coast of Colombia: Onshore vs Offshore coral reefs. 2003. *Atoll Research Bulletin*, 499: 1-21.

- [37] Watanabe, J. & C. Harrold. 1991. Destructive grazing by sea urchins *Strongylocentrotus* spp. in a central California kelp forest: potential roles of recruitment, depth, and predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 125 - 141
- [38] Zamorano, P. & G. Leyte-Morales. 2005. Densidad poblacional de cuatro especies de erizo (Echinodermata: Echinoidea) en el arrecife de La Entrega, Oaxaca. *CICIMAR Océánides*, 20: 65-72.

Dirección de los autores

Diego F. Lozano-Cortés

Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos,
Universidad de Valle - Cali, Colombia.

diegoflc@gmail.com

Edgardo Londoño-Cruz

Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos,
Universidad de Valle - Cali, Colombia.

edgardo.londono@correounivalle.edu.co

Fernando A. Zapata

Departamento de Biología, Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos,
Universidad de Valle - Cali, Colombia.

fernando.zapata@correounivalle.edu.co