



Fecha de presentación del Informe:

Día

25

Mes

05

Año

2016

Datos generales del Proyecto

Código del proyecto:
7970

Título del proyecto:
Coralivora (*Jenneria pustulata*) y bioerosión (*Diadema mexicanum*) en los arrecifes de La Azufrada y Playa Blanca (Isla Gorgona), Pacífico colombiano.

Facultad o Instituto Académico:
Facultad de Ciencias Naturales y Exactas

Departamento o Escuela:
Departamento de Biología

Grupo de investigación:
Grupo de Investigación en Ecosistemas Rocosos Intermareales y Submareales Someros (LITHOS)

Investigadores ¹	Nombre	Tiempo asignado	Tiempo dedicado
Investigador Principal	Edgardo Londoño-Cruz	2 h/semana	2 h/semana
Co-investigadores	Levy Donovan Obonaga	40 h/semana	40 h/semana
	Mauro Giovanni Zucconi	40 h/semana	40 h/semana
Otros participantes			

¹ Todas las personas relacionadas en el informe y que participen en el proyecto deben haber suscrito el acta de propiedad



Resumen

Los arrecifes coralinos son ecosistemas muy importantes y altamente biodiversos; y son, como todos los ecosistemas, afectados por diversos procesos, entre ellos están los de índole biológico como la coralivoría y la bioerosión. La coralivoría es el consumo directo de tejido coralino por parte de un depredador; por su parte, la bioerosión es la remoción de sustrato por parte de un organismo. El conocimiento del efecto de estos dos procesos sobre los arrecifes del Pacífico colombiano es escaso; es por esto que el objetivo de la presente investigación fue determinar la densidad y tasa de bioerosión por parte de *Diadema mexicanum* en el arrecife La Azufrada y cuantificar la abundancia y tasa de coralivoría del gasterópodo *Jenneria pustulata* en los arrecifes La Azufrada y Playa Blanca (Gorgona, Colombia). Para determinar la abundancia de *D. mexicanum* se utilizaron cuadrantes (1m^2 ; $n=320$); y para la talla, todos los individuos dentro de los cuadrantes fueron medidos (alto y ancho de la testa). En cada zona se capturaron 30 individuos, registrando la profundidad de captura y se fijaron en formalina al 10% para, posteriormente, determinar el consumo de carbonato de calcio y finalmente la tasa de bioerosión. En el caso de los caracoles *J. pustulata*, considerando su estilo de vida, fueron buscados activamente bajo colonias coralinas. Los individuos colectados fueron medidos para determinar la estructura de tallas para cada arrecife. Por otro lado, se realizó una fase de laboratorio en la cual se midió el consumo de tejido coralino de *J. pustulata* durante 24h, para ambos arrecifes. Los resultados mostraron que la densidad y talla ($\bar{X}\pm\text{D.E.}$) de *D. mexicanum* fueron de $8,3\pm 11,65$ ind/ m^2 y $19,6\pm 5,09$ mm respectivamente y que la tasa de bioerosión total para el arrecife fue de $0,083$ Kg $\text{CaCO}_3/\text{m}^2/\text{año}$. La talla mostró una relación positiva y significativa ($P=2.2\times 10^{-16}$) sobre la tasa de bioerosión. Por su parte, se encontraron 72 y 128 individuos de *J. pustulata* en La Azufrada y Playa Blanca respectivamente; la talla promedio de estos caracoles fue de $19,56\pm 4,71$ mm y $20,53\pm 3,40$ mm en La Azufrada y Playa Blanca respectivamente. Aunque las tallas fueron significativamente diferentes ($P=0,0001$) entre los arrecifes; no hubo diferencias en el consumo de tejido coralino. Aunque tanto las tasas de coralivoría (*Jenneria pustulata*) como de bioerosión (*Diadema mexicanum*) se encuentran dentro de los valores reportados por diferentes autores, se sugiere continuar con los estudios con el ánimo de conocer las dinámicas de estos organismos y entender cómo estas afectan los procesos de coralivoría y bioerosión en los arrecifes de la Isla Gorgona.



Palabras clave: *Pacífico colombiano, arrecife coralino, erizo de mar, Pediculariidae, consumo coralino.*

Abstract

Coral reefs are very important and highly biodiverse ecosystems. They are, as all ecosystems, affected by a suit of different processes, including biological processes like corallivory (the direct consumption of coral tissue by a predator) and bioerosion (substrate removal by live organisms). The knowledge of these two processes on the coral reefs of the Colombian Pacific is poor; hence, the purpose of this investigation was to determine the density and bioerosion rate by the sea-urchin *Diadema mexicanum* in La Azufrada reef and to quantify the abundance and corallivory rate by the snail *Jenneria pustulata* in La Azufrada and Playa blanca reefs (Gorgona Island, Colombia). To determine the abundance of *D. mexicanum*, urchins found in quadrats (1m^2 ; $n=320$) put along the reef were counted; each urchin inside the quadrat was measured (test height and width) to determine size structure. To determine the bioerosion rate, 30 urchins of each reef zone were collected and preserved. For the snail, considering its lifestyle, they were actively searched under the coral colonies; each snail was measured *in situ* to determine the size structure for each reef. To measure the corallivory rate, several snails were kept under controlled conditions at the lab during 24h, at each reef. Results showed that density and size ($\bar{X}\pm\text{S.D.}$) of *D. mexicanum* were $8,3\pm 11,65$ ind/ m^2 and $19,6\pm 5,09$ mm respectively and that the total bioerosion for the reef was $0,083$ Kg $\text{CaCO}_3/\text{m}^2/\text{yr}$. The size of urchins was positively and significantly ($P=2.2\times 10^{-16}$) correlated to bioerosion rate. On the other hand, 72 (average size $19,56\pm 4,71$ mm) and 128 (average size $20,53\pm 3,40$ mm) snails were counted at La Azufrada and Playa Blanca respectively. Although snail sizes were not significantly different between reefs ($P=0,0001$); coralline tissue consumption did not differ. Even though corallivory (*Jenneria pustulata*) and bioerosion (*Diadema mexicanum*) rates do not differ from the ones reported by several authors, it is suggested to continue with research in the area in order to know the biological dynamics of these species and understand how they affect the corallivory and bioerosion processes in the Gorgona Island reefs.

Keywords: *Colombian Pacific, coral reef, sea urchin, Jenneria pustulata, coral tissue consumption.*



1. Síntesis del proyecto:

Introducción

Los arrecifes coralinos son considerados como uno de los ecosistemas de mayor diversidad en todo el mundo (Rotjan & Lewis, 2008). Estos ecosistemas son bio-construcciones (i.e. son estructuras construidas por organismos, en el caso de los arrecifes coralinos los principales son los corales hermatípicos) y como tal, aportan gran variedad de micro-habitas a deferentes especies de peces e invertebrados marinos (Cumming, 1999; Alvarez-Filip & Gil 2006).

No obstante, estas estructuras son en extremo vulnerables y se ven amenazadas por agentes de tipo biótico, como peces, anélidos, crustáceos, equinodermos y moluscos (Glynn & Enochs, 2011) y factores de tipo abiótico, como cambios en la temperatura, mareas bajas extremas, y tormentas. Además, se pueden ver afectados por actividades humanas como pesca excesiva, contaminación de las aguas y extracción manual del coral, entre otros (White *et al.* 2000; Hughes *et al.* 2003). En los últimos años, se ha dado gran importancia al papel que cumplen los factores de estrés sobre los corales, ya que afectan directa y negativamente la adecuación (fitness) del coral (Rotjan & Lewis, 2008), y por lo tanto de todo el ecosistema.

Como se mencionó anteriormente, los moluscos son un agente de estrés biótico, de estos, 20 especies, todas pertenecientes a la Clase Gasteropoda, son coralívoras, (Rotjan & Lewis, 2008), la mayoría de las cuales consumen directamente el tejido coralino. Dentro de los gasterópodos coralívoros se encuentra *Jenneria pustulata*, (Lightfoot, 1786). Otros organismos capaces de afectar severamente los arrecifes coralinos son los equinodermos. Uno de ellos es el erizo de mar *Diadema mexicanum*, el cual arranca material calcáreo del sustrato al momento de alimentarse (Carreiro-Silva & McClanahan, 2001; Herrera *et al.* 2005; McClanahan & Muthiga. 1989; Benedetti *et al.* 1998). Se conoce que los erizos pueden llegar a modificar directamente la distribución, abundancia relativa y composición de las especies de algas y corales (Sammarco, 1982; Morrison, 1988), por lo cual son considerados como una de las especies clave que definen la estructura de la comunidad coralina con base en su distribución y abundancia (Sánchez *et al.* 2001).

Colombia cuenta con arrecifes de coral tanto en la costa Pacífica como Atlántica; siendo los arrecifes del Atlántico los más desarrollados y diversos. Aunque las formaciones coralinas del



Pacífico colombiano son menos desarrolladas, no son menos importantes. Estos arrecifes se pueden encontrar en La Ensenada de Utría, Punta Tebada, Isla Malpelo e Isla Gorgona (INVEMAR, 2010), siendo esta última, la que posee los arrecifes más desarrollados y diversos en la costa Pacífica colombiana (Glynn *et al.* 1982; Zapata, 2001), con un desarrollo masivo en el sector oriental y escaso en el sector occidental de la isla (Zapata *et al.* 2010).

A pesar de que se han desarrollado diversos estudios en los ecosistemas coralinos de la isla, estos se han enfocado principalmente en la taxonomía de las especies del coral y su fauna asociada. Son pocos los estudios (e.g. Toro-Farmer *et al.*, 2002; Londoño-Cruz *et al.*, 2003; Palacios *et al.*, 2014) que se han enfocado en el efecto de la fauna (*i.e.* invertebrados y peces) sobre el arrecife de coral. Es por esto que la presente investigación busca responder las preguntas: ¿Cuál es el impacto de *Diadema mexicanum* sobre el arrecife La Azufrada? y ¿Cuál es el efecto de *Jenneria pustulata* sobre los arrecifes La Azufrada y Playa Blanca de la Isla Gorgona?

Objetivo general

Determinar la abundancia y tasa de coralivoría del gasterópodo *Jenneria pustulata* en los arrecifes La Azufrada y Playa Blanca y la densidad y tasa de bioerosión del erizo *Diadema mexicanum* en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

Objetivos específicos

- Determinar la abundancia de *J. pustulata* en las diferentes zonas de los arrecifes anteriormente mencionados.
- Evaluar experimentalmente la tasa de coralivoría por parte de *J. pustulata*.
- Determinar la estructura de talla de este caracol en los arrecifes La Azufrada y Playa Blanca.
- Determinar la densidad poblacional de *D. mexicanum* en las distintas zonas arrecifales y valorar si hay diferencias.
- Medir los individuos de esta especie y determinar su distribución de talla.
- Determinar si existen diferencias significativas en la tasa de bioerosión entre las zonas y las tallas.



Materiales y Métodos

Área de estudio

Isla Gorgona ($2^{\circ}58' N - 78^{\circ}11' W$; Fig. 1, ver Anexo), ubicada a 30 Km del continente, es el territorio insular más extenso ($13,2 \text{ Km}^2$) sobre el Pacífico colombiano. Este Isla tiene los arrecifes más desarrollados sobre su margen oriental. Los dos principales son: La Azufrada (LA) con un área superficial cercana a los $0,094 \text{ km}^2$ y Playa Blanca (PB), que tiene aproximadamente $0,098 \text{ Km}^2$ de área superficial (Carlos Muñoz comunicación personal datos sin publicar); para detalles específicos sobre los arrecifes de la Isla ver Parada & Nikolaevna (1990), Zapata (2001) y Palacios et al. (2014).

Método de muestreo

Se efectuaron tres salidas de campo: dos al arrecife LA (noviembre de 2014 y abril de 2015) y una al arrecife de PB (agosto de 2015). El trabajo se realizó utilizando equipos SCUBA en dos sesiones al día.

El muestreo para *Jenneria pustulata* consistió en la revisión, de manera sistemática, de colonias sueltas de la matriz arrecifal. Todos los individuos de *J. pustulata* encontrados en las colonias se midieron para posteriormente determinar la estructura de tallas de la especie en cada arrecife. Finalmente, de cada arrecife, se colectaron 15 individuos, con los cuales se realizó el experimento de consumo coralino bajo condiciones controladas en los laboratorios del PNN Gorgona.

En el caso de *Diadema mexicanum*, en LA, las abundancias fueron determinadas utilizando cuadrantes ($n=320$) de 1 m^2 en cada zona arrecifal: Trasarrecife ($n=100$) TR, Planicie ($n=115$) PL, y Frente ($n=105$) FR. Los individuos dentro de los cuadrantes fueron medidos (alto y ancho de la testa) con un calibrados digital Vernier ($0,001 \text{ mm}$). En adición, se capturaron 30 individuos por zona, los cuales fueron llevados al laboratorio de la isla, donde fueron fijados y debidamente rotulados. Finalmente fueron transportados hasta los laboratorios de Biología Marina de la Universidad del Valle, sede Meléndez, en donde se realizó la respectiva fase de laboratorio.

Fase de laboratorio

Los individuos de *J. pustulata* previamente medidos y los fragmentos de coral colectados fueron dispuestos durante 24h dentro de acuarios individuales ($n=15$) de 0.016 m^3 para evaluar la cantidad de tejido coralino ($\text{cm}^2/\text{día}$) consumido. Se realizaron recambios de agua durante el



desarrollo del experimento y aireación del agua con motores de ventilación. Posteriormente, las lesiones resultado de la depredación por parte del caracol, fueron registradas utilizando una cámara fotográfica Canon D30. Se utilizó el software de libre distribución ImageJ 64 (Abramoff *et al.* 2004) en las fotografías, para calcular las áreas de las lesiones. En todos los experimentos, los animales fueron alimentados utilizando fragmentos de la colonia de coral en la que fueron encontrados.

A los individuos de *D. mexicanum* colectados (n=90) se les extrajo cuidadosamente los intestinos con ayuda de pinzas, punzón y un estereoscopio. Para calcular la cantidad de carbonato de calcio (CaCO_3) consumido, se siguió el protocolo propuesto por Toro-Farmer *et al.* (2002).

Análisis de los datos

Coralivoría

Después de confirmar que las asunciones de las pruebas paramétricas se cumplían, se realizó un análisis de varianza simple sobre las tallas de los organismos de cada arrecife para determinar si se diferenciaban entre sí. Por otra parte, se comparó la estructura de tallas de los organismos provenientes de cada arrecife con una prueba de Anderson Darling para dos muestras. En adición, se realizó otro análisis de varianza simple sobre los datos de consumo de tejido coralino obtenidos en cada uno de los arrecifes. Finalmente, se realizó una regresión lineal simple entre el tejido coralino consumido (mm^2) y la talla del animal (mm) para determinar si existía alguna relación de dependencia.

Bioerosión

Con los datos de conteo se calculó la densidad poblacional tanto para el arrecife como para cada zona arrecifal. En adición, se determinó el tipo de distribución espacial usando el método propuesto por Elliot (1977). Respecto a la talla, los individuos fueron divididos en tres categorías, Pequeños (<15 mm) P, Medianos (15mm - 20mm) M, y Grandes (>20mm) G; de acuerdo con el ancho de la testa (mm). Para comparar las densidades y las tallas entre las zonas, se efectuaron dos análisis de varianza no-paramétricos (Kruskal-Wallis). Respecto a la tasa de bioerosión, esta se calculó para todo el arrecife, para cada zona arrecifal y para cada categoría de tallas. El efecto de las zonas y las tallas sobre la tasa de bioerosión se evaluó mediante análisis de varianza, previa confirmación de los supuestos de los análisis paramétricos. Finalmente, se realizaron dos regresiones lineales, la primera entre CaCO_3

intestinal y la talla de los individuos, y la segunda con respecto a la profundidad; la cual fue previamente estandarizada en relación al Chart Datum, utilizando el programa de licencia libre XWtide32, versión 47 (Copyright (C) 1989). Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa de libre distribución R (R Development Core Team 2014) y siguiendo los supuestos estadísticos de Zar (1999).

RESULTADOS

Coralivoría

Talla

Se examinaron y midieron un total de 201 individuos de *Jenneria pustulata*, de los cuales, 74 (36.8%) fueron colectados en LA y 127 (63.2%) en PB. La media (\pm D.E.) del largo de la concha fue $19,56 \pm 4,71$ mm y $20,53 \pm 3,40$ mm en La Azufrada y Playa Blanca respectivamente. El rango de variación de la talla de los individuos en La Azufrada estuvo entre 14 y 24 mm, mientras que para los individuos de Playa Blanca estuvo entre 16.5 y 25 mm. El tamaño de los individuos difirió significativamente entre los arrecifes ($F_{(0.05,1)}=11.24$; $P=0.0001$) (Fig. 2, ver Anexo), siendo los individuos de PB significativamente más grandes. Un mayor esfuerzo de muestreo, entendido como un mayor número de individuos medidos (1,7 veces más individuos en PB que en LA) puede aumentar la probabilidad de obtener individuos de un rango más amplio de tallas, en este caso en particular, individuos de tallas más grandes; sin embargo, será necesario estudios más prolongados que permitan determinar si la explicación propuesta es suficiente o si por el contrario, hay diferencias reales en las tallas de los caracoles entre los arrecifes, aunque considerando la distancia entre los mismos es una situación poco probable.

Estructura de tallas

La mayoría de los individuos de *J. pustulata* en LA se encuentran distribuidos entre los 18 y los 21 mm de largo. La distribución de tallas de estos caracoles no se ajustó a la distribución Normal Estándar ($A=0.9206$; $P=0.0189$) (Fig. 3, ver Anexo). Por su parte, los caracoles de PB se encuentran distribuidos principalmente entre 19 y 22 mm de largo; esta distribución de tallas también difirió significativamente de la distribución normal estándar ($A=1.4419$; $P=0.0001$). Finalmente, al comparar la estructura de tallas entre ambos arrecifes, se encontró que son diferentes entre sí ($A=5.48$; $P=0.002$) (Fig. 4, ver Anexo).

Consumo de tejido coralino

El porcentaje de éxito en los experimentos de coralivoría fue del 44,4% (8 de 18) con los caracoles de LA y del 66,7% (10 de 15) con los de PB. El consumo medio (\pm D.E.) de tejido coralino, medido en $\text{mm}^2 \cdot \text{día}^{-1}$, por *J. pustulata* en LA fue de $105,87 \pm 77,01$; con un rango que osciló entre 31,1 y 242,2. En PB fue de $130,46 \pm 105,50$, con un rango de variación entre 21,0 y 298. A pesar de esto, el análisis de varianza no mostró la existencia de diferencias significativas en la tasa de coralivoría entre los caracoles provenientes de los dos arrecifes ($F_{(0,05,1)}=0,3$; $P=0,518$). Finalmente, se observó una relación directamente proporcional entre el tamaño de los caracoles y la cantidad de tejido coralino consumido tanto para LA ($R^2=0,8$) como para PB ($R^2=0,53$) (Fig. 5, ver Anexo).

Bioerosión

Densidad y distribución espacial

Se contaron un total de 2650 individuos de *Diadema mexicanum*, lo que dio una densidad promedio (\pm D.E.) de $8,3 \pm 11,65 \text{ ind/m}^2$, con una abundancia máxima de 77 ind/m^2 . Se encontró que la abundancia varió entre zonas (Kruskal-Wallis $P=1,6 \times 10^{-14}$), con las mayores abundancias registradas en el FR con un promedio de $13,0 \pm 11,53 \text{ ind/m}^2$, seguido por la PL con $6,7 \pm 8,46 \text{ ind/m}^2$ y el TR con $5,1 \pm 13,38 \text{ ind/m}^2$ (Fig. 6, ver Anexo). Aunque esta zona (TR) presentó la abundancia promedio más baja, fue allí en donde se reportó el valor más alto de individuos (77 ind/m^2).

Tallas de erizos

De los 861 individuos medidos, el 36,8% correspondió a G, el 43,4% a M y el 19,7% a P. La talla promedio (\pm D.E.) fue de $19,6 \pm 5,09 \text{ mm}$, con una mínima de 0,5 mm y una máxima de 41,5 mm. Se pudo observar que las tallas difirieron significativamente entre las zonas (Kruskal-Wallis $P=2,2 \times 10^{-16}$). La talla media más grande se encontró en el TR ($22,74 \pm 5,83 \text{ mm}$), seguido por la PL ($19,76 \pm 5,08 \text{ mm}$) y el FR ($17,86 \pm 3,75 \text{ mm}$) (Fig. 7, ver Anexo). Finalmente, se observó un patrón inverso entre tallas y densidad, i.e., los pocos individuos en el TR presentaron tallas grandes y una gran cantidad de erizos en el FR mostraron tallas pequeñas (Fig. 8, ver Anexo).

Tasa de bioerosión

Para realizar los cálculos de la tasa de bioerosión, se utilizaron 81 erizos de los 90 colectados; se removieron de los análisis 9 datos por posible contaminación durante los procesos de calcinado y digestión. La tasa anual de bioerosión para el arrecife fue de 0,083 Kg CaCO₃/m²/año, la cual se calculó sumando los productos entre densidad promedio de erizos en cada clase de tamaño en cada zona arrecifal y la cantidad promedio de CaCO₃ removida por un individuo en cada clase de tamaño y zona arrecifal. En cuanto a las zonas arrecifales, la mayor tasa promedio (\pm D.E.) se presentó en el FR con 0,011 \pm 0,009 Kg CaCO₃/m²/año, probablemente debido a la alta densidad de erizos en la zona; seguido por la PL y por último el TR (Tabla 1, ver Anexo). A pesar de lo anterior, no se presentaron diferencias significativas en las tasas de bioerosión entre las zonas ($F_{(0.05,2)}=1.93$; $P=0.257$) (Fig. 9, ver Anexo). Sin embargo, la tasa de bioerosión si se vio afectada significativamente por las tallas de los erizos ($F_{(0.05,2)}=39.02$; $P=0.002$) (Fig. 10, ver Anexo). La prueba de comparación múltiple de Tukey mostró diferencias significativas entre las tres categorías. Finalmente, se observó que la profundidad no tuvo relación ($P>0.05$) con el contenido de CaCO₃ intestinal, pero que este último si mostró una relación positiva y significativa ($P=2.2\times 10^{-16}$) con la talla de los individuos (Fig. 11, ver Anexo).

CONCLUSIONES

Aunque las tasas de coralivoría y bioerosión se encuentran dentro de los valores reportados por diferentes autores para otras especies, se sigue realizando más estudios con el ánimo de conocer las dinámicas que afectan tanto a *Diadema mexicanum* como a *Jenneria pustulata* en los arrecifes presentes en la Isla Gorgona; esto es debido a que parámetros tales como talla y estructura de tallas fueron diferentes entre los arrecifes LA y PB, por lo menos para *J. pustulata*. En adición, es recomendable realizar estudios conducentes a conocer de forma más amplia y completa (i.e. incluyendo más factores dentro de los estudios) el impacto que tiene este caracol sobre las comunidades arrecifales en la Isla Gorgona. Por otro lado, teniendo en cuenta que para este trabajo se asumió una tasa de recambio intestinal de 24 horas para *D. mexicanum*, es probable que la exactitud de esta medición no sea la mejor, pues se ha demostrado, al menos para otras especies de erizos, que el recambio intestinal puede ser menor, y por lo tanto, la tasa de bioerosión mayor. En este sentido, para futuros estudios se recomienda evaluar la tasa de recambio intestinal de *D. mexicanum* con el propósito de determinar, con mayor certeza, la

cantidad de carbonato de calcio que este erizo puede remover de los arrecifes de la Isla Gorgona. Así mismo, es necesario realizar estudios encaminados a conocer el balance entre los procesos de bioerosión y bioacreción, lo que puede ayudar a conocer el estado del arrecife, y de esta forma, tomar acciones orientadas a la conservación y manejo de este ecosistema.

LITERATURA CITADA

- Alvarez-Filip L. and Gil I. (2006), "Effects of hurricanes Emily and Wilma on coral reefs in Cozumel, Mexico", *Coral Reefs*, Vol. 25, pp. 583.
- Abramoff, M.D., Magalhaes, P.J. and Ram, S.J. (2004), "Image Processing with ImageJ", *Biophotonics International*, Vol. 11, pp. 36-42.
- Benedetti-Cecchi, L., Bulleri, F. and Cinelli F. (1998), "Density dependent foraging of sea urchins in shallow subtidal reefs on the west coast of Italy (western Mediterranean)", Vol. 163, pp. 203-211.
- Carreiro-Silva, M. and McClanahan, T. R. (2001), "Echinoid bioerosion and herbivory on Kenya coral reefs: the role of protection from fishing". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 262, pp. 133-153.
- Copyright (C) 1989, 1991 Free Software Foundation, Inc.
- Cumming, R. (1999), "Predation on reef-building corals: multiscale variation in the density of three corallivorous gastropods, *Drupella* spp". *Coral Reefs*, Vol. 18, pp. 147- 157.
- Elliot J.M. (1977), Some methods for the Statistical Analysis of sample Benthic Invertebrates, Freshwater Biological Association, Second edition. UK.
- Glynn, P. and Enochs, C. (2011), "Invertebrates and their roles in coral reefs ecosystems", in Dubinsky, Z & Stambler, N. (Eds.), *Coral reefs: An ecosystem in transition*. Springer Science. New York. NY, pp. 273-325.
- Glynn, P.W., von Prahl, H. and Guhl, F. (1982), "Coral reefs of Gorgona Island, with special reference to corallivores and their influence on community structure and reef development". *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*. Vol. 12, pp. 185-214.
- Herrera-Escalante, T., López-Pérez, R. and Leyte-Morales, G. (2005), "Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western México", *Revista de Biología Tropical*, Vol. 53, pp. 263-273.
- Huges, T., Baird, H., Bellwood, R., Card, M., Connolly, S., Folke, C., Grosberg. R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, C., Kleypas, J., Lough, M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S., Pandolfi, M., Rosen, B. and Roughgarden, J. (2003), "Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs", *Science*, Vol. 301, pp. 929-933.
- INVERMAR, 2010. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2009. Serie de publicaciones periódicas No. 8 Santa Marta.
- Londoño-Cruz, E., Cantera, J., Toro-Farmer, G. and Orozco, C. (2003), "Internal bioerosion by macroborers in *Pocillopora* spp. In the tropical Eastern Pacific". *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 265, pp. 289-295.



- McClanahan T. and Muthiga N. (1989), "Patterns of predation on a sea urchin, *Echinometra mathaei* (de Blainville), on Kenya coral reefs", *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 126, pp. 77-94
- Morrison, D. (1988), "Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities", *Ecology*, Vol. 69, pp. 1367-1382.
- Palacios, M., Muñoz, C. and Zapata, F. (2014), "Fish corallivory on a pocilloporid reef and experimental coral responses to predation", *Coral Reefs*, Vol. 33, pp. 625 - 636.
- Parada, C. & Nikolaevna, N. (1990), "Foraminíferos y sedimentos de Playa Blanca, Isla Gorgona". *Geología colombiana*, Vol. 17, pp. 227-327.
- R Development Core Team (2014), R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rotjan, R. and Lewis, S. (2008). "Impact of coral predators on tropical reefs", *Marine ecology progress series*, Vol. 367, pp. 73–91.
- Sánchez-Jérez, P., Cesar, A., Cortez, F., Pereira, C. and Silva, S. (2001), "Distribución espacial de las poblaciones más abundantes de erizos de la costa sudeste del litoral de São Paulo (Brasil)", *Ciencias Marinas*, Vol. 27, No. 1, pp. 139-153.
- Sammarco, P.W. (1982), "Echinoid grazing as a structuring force in coral communities: whole reef manipulations", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 61, pp. 31-35.
- Toro-Farmer, G., Cantera, J., Londoño-Cruz, E., Orozco, C. and Neira R. (2002), "Patrones de distribución y tasas de bioerosión del erizo *Centrostephanus coronatus* (Diadematoida: Diadematidae), en el arrecife de Playa Blanca, Pacífico colombiano", *Revista de Biología Tropical*, Vol. 52, No. 1, pp. 67-76.
- White, A., Helge, P., Tijen, A. (2000), "Philippine Coral Reefs Under Threat: The Economic Losses Caused by Reef Destruction", *Marine pollution bulletin*, Vol. 40, pp. 598-605.
- Zapata, F.A. (2001), "Formaciones coralinas de isla Gorgona". En: L.M. Barrios & M. López-Victoria (eds.). *Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única*. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 7, Santa Marta, Colombia. 27-40.
- Zapata, F., Rodríguez-Ramírez, A., Caro-Zambrano, C. and Garzón-Ferreira J. (2010), "Mid-term coral-algal dynamics and conservation status of a Gorgona Island (Tropical Eastern Pacific) coral reef", *Rev. Biol. Trop.*, Vol. 58, pp. 81-94.
- Zar, J.H. (1999), *Biostatistical Analysis*, cuarta edición, Editorial Prentice Hall, Universidad de Michigan Press.



2. Productos:

Tabla No. 1. Cantidad y tipo de productos pactados en el *Acta de Trabajo y Compromiso* y productos finalmente presentados

TIPO DE PRODUCTOS	No. de PRODUCTOS PACTADOS		No. de PRODUCTOS PRESENTADOS	
Productos de nuevos conocimientos				
Artículo completo publicados en revistas B	2		2*	
Formación de recursos humanos	No. de estudiantes vinculados	No. de tesis	No. de estudiantes vinculados	No. de tesis
Estudiantes de pregrado	2		2	
Productos de divulgación				
Publicaciones en revistas no indexadas				
Ponencias presentadas en eventos (congresos, seminarios, coloquios, foros)	No. de ponencias nacionales	No. de ponencias internacionales	No. de ponencias nacionales	No. de ponencias internacionales
Propuesta de investigación	2		2**	
Propuestas presentadas en convocatorias externas para búsqueda de financiación.	1		1***	

* Los artículos están en proceso de escritura para su posterior sometimiento y publicación, una vez se tenga la confirmación de sometido se enviará a la Vicedecanatura de Investigaciones.

** El grupo presentará los resultados en el próximo Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, que se llevará a cabo en la ciudad de Medellín en 2017.

*** El grupo presentó la propuesta titulada "Relación entre las tasas de Bioerosión y Bioacreción de arrecifes coralinos de la Isla Gorgona, Pacífico colombiano" a la convocatoria 659-2014 de Colciencias, la cual fue aceptada para financiación y el proyecto está en ejecución.



3. Impactos actual o potencial:

El impacto que genera la anterior investigación en el ámbito académico está dado en el avance del conocimiento en relación a sus dos componentes: Coralivoría y Bioerosión. El estudio de la coralivoría por parte de *Jenneria pustulata* es un estudio pionero en Colombia, este genera nuevo conocimiento acerca de un proceso natural al cual se le ha prestado poca o nula atención en el país. Vale la pena continuar con estudios de este tipo para determinar los factores bióticos (depredación, reproducción, competencia, etc.) y abióticos (temperatura del agua, salinidad, acidificación, etc.) que lo afectan para posteriormente tomar acciones y generar posibles planes de manejo y conservación sobre los arrecifes del Pacífico colombiano, ya que estos son fuentes de biodiversidad para el país. Aunque el segundo componente, no es pionero para el país, aporta información relevante sobre el estado del arrecife y el nivel de impacto que genera el erizo *D. mexicanum* sobre las colonias coralinas, permitiendo entender un poco más las dinámicas de los arrecifes coralinos de la costa Pacífica colombiana, generando así conocimiento para la comunidad científica. Finalmente, este conocimiento puede ser utilizado para tomar decisiones encaminadas a la conservación de un ecosistema que está altamente amenazado.

La presente versión del informe contiene las observaciones de los evaluadores:

Firma del investigador principal

VoBo. Vicedecano de Investigaciones

ANEXO

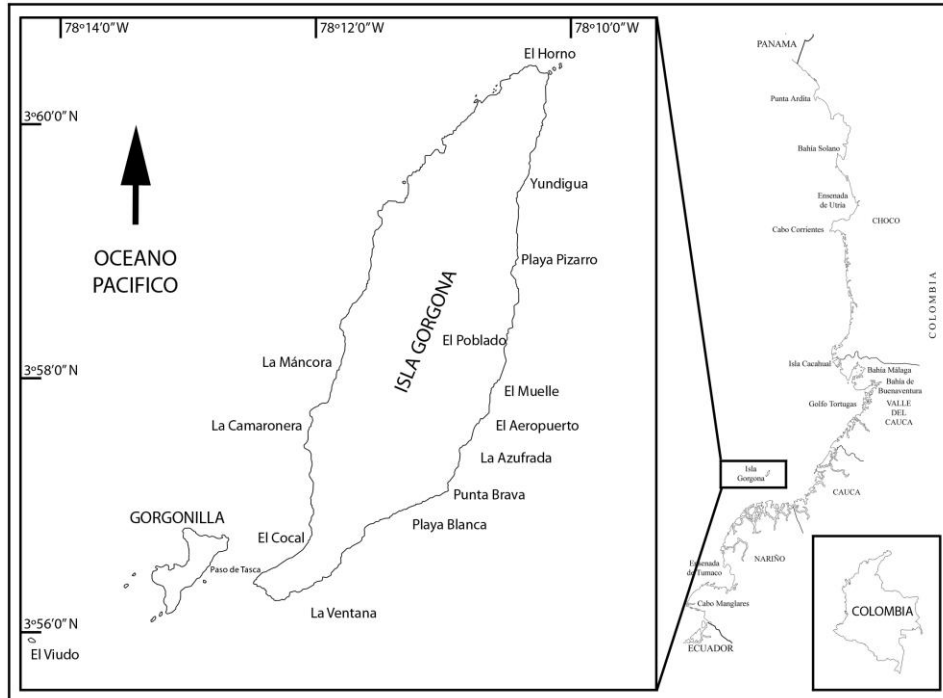


Figura 1. Mapa de la Isla Gorgona. Se muestran los dos sitios de muestreo: el arrecife La Azufrada y el arrecife de Playa Blanca.

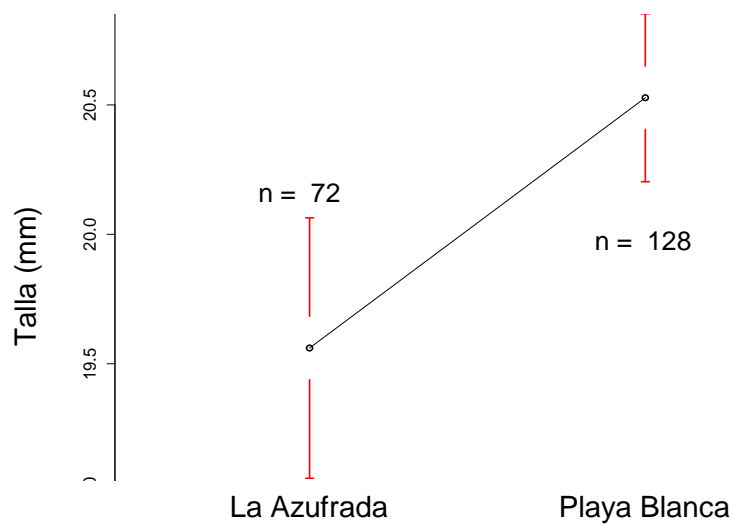


Figura 2. Resultado del análisis de varianza realizado para las tallas de *Jenneria pustulata* en los arrecifes La Azufrada y Playa Blanca.

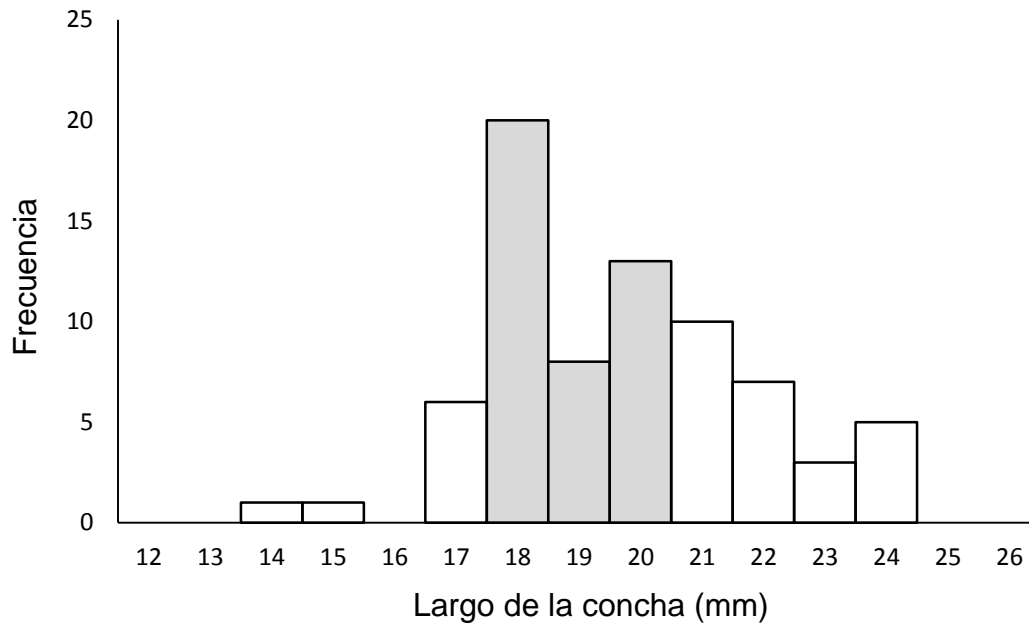


Figura 3. Estructura poblacional por tallas de *Jenneria pustulata* en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

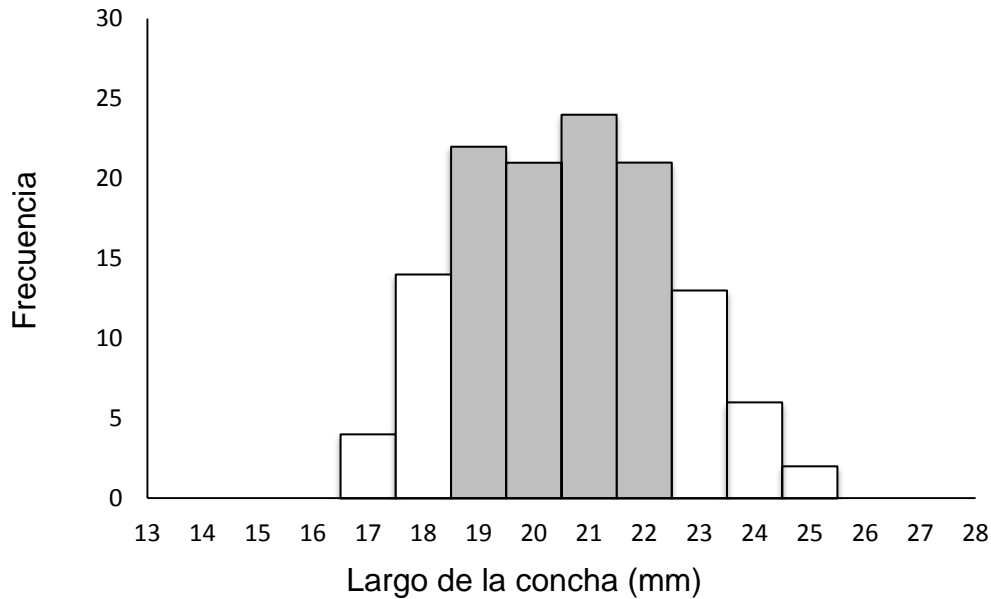


Figura 4. Estructura poblacional por tallas de *Jenneria pustulata* en el arrecife Playa Blanca, Isla Gorgona.

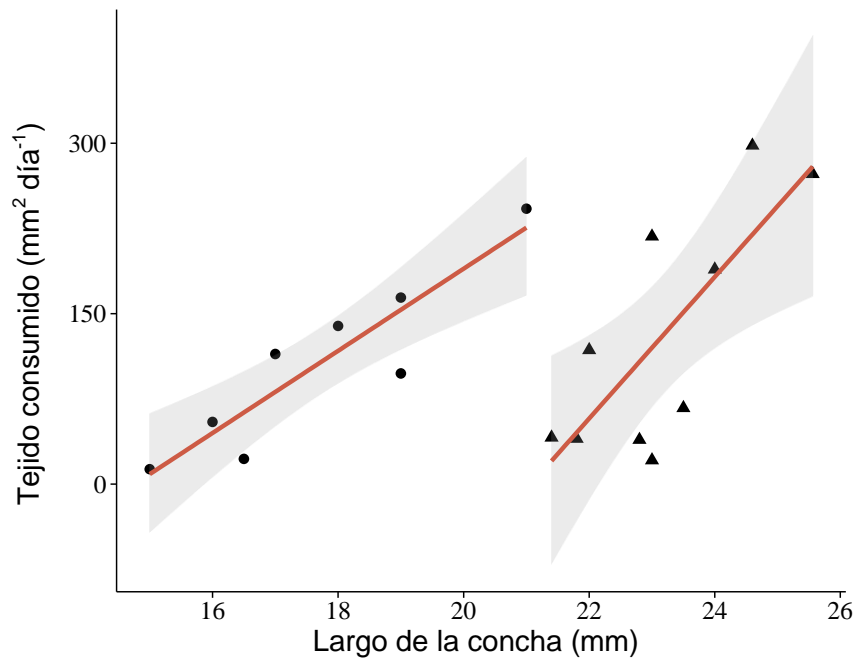


Figura 5. Regresión entre el largo de la concha (mm) y el tejido coralino consumido (mm^2) de *Jenneria pustulata* para los arrecifes La Azufrada ($P = 0.0015$; puntos) y Playa Blanca ($P = 0.01$; triángulos).

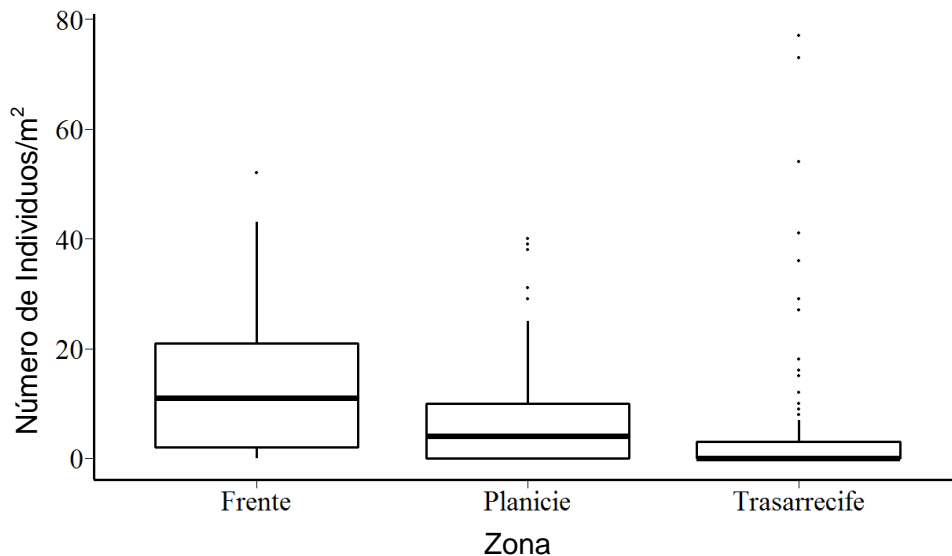


Figura 6. Densidad del erizo *Diadema mexicanum* por zona, en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

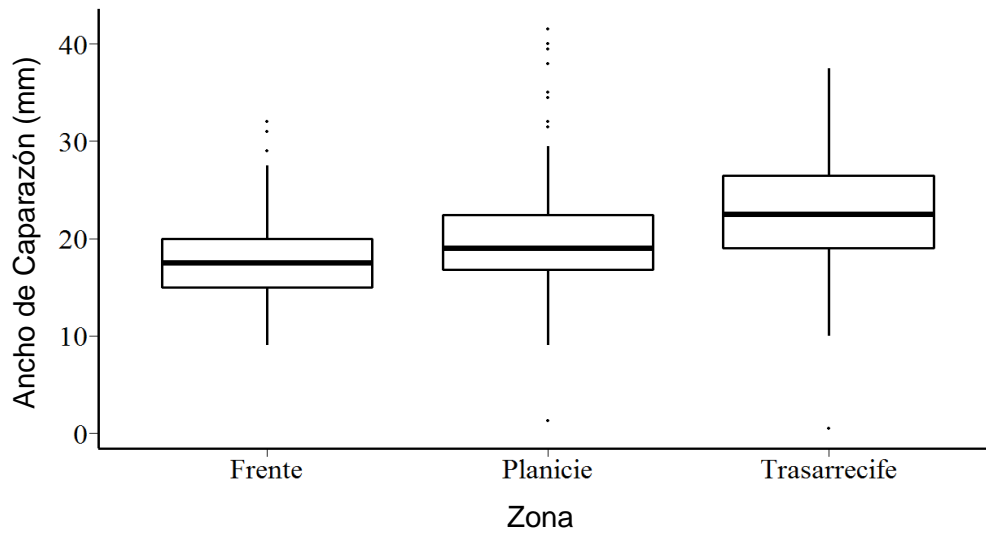


Figura 7. Ancho de testa (mm) del erizo *Diadema mexicanum* por zona, en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona. Frente n =375, Planicie n =297, Trasarrecife n=189.

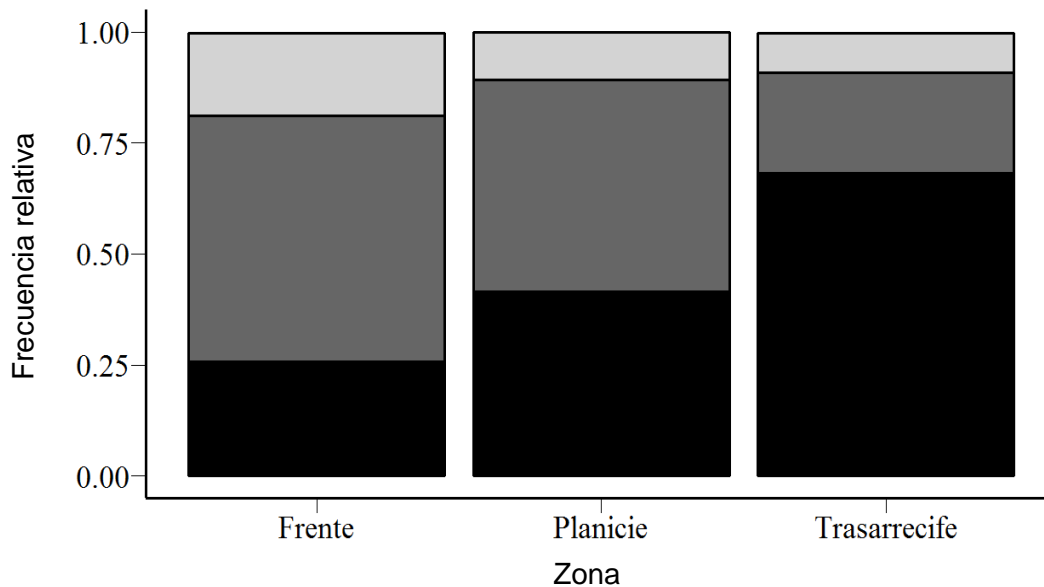


Figura 8. Distribución de frecuencia de individuos Pequeños (Gris claro), Medianos (Gris) y Grandes (Negro) de *Diadema mexicanum*, en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

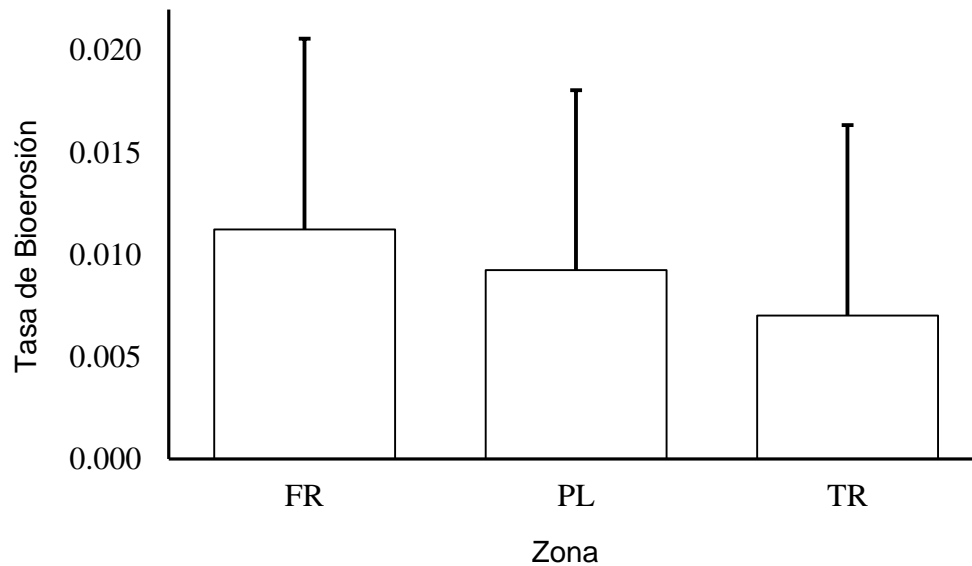


Figura 9. Tasa de bioerosión (KgCaCO₃/m²/año) de *Diadema mexicanum* por zona arrecifal, en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

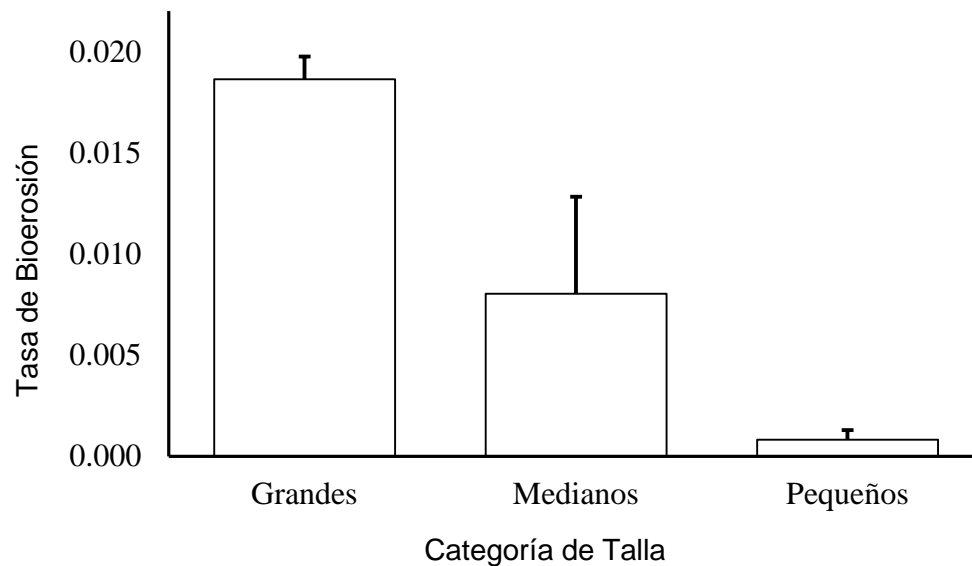


Figura 10. Tasa de bioerosión (KgCaCO₃/m²/año) de *Diadema mexicanum* por categoría de tallas, Grandes (>20mm), Medianos (<20mm - >15mm), Pequeños (<15mm), en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

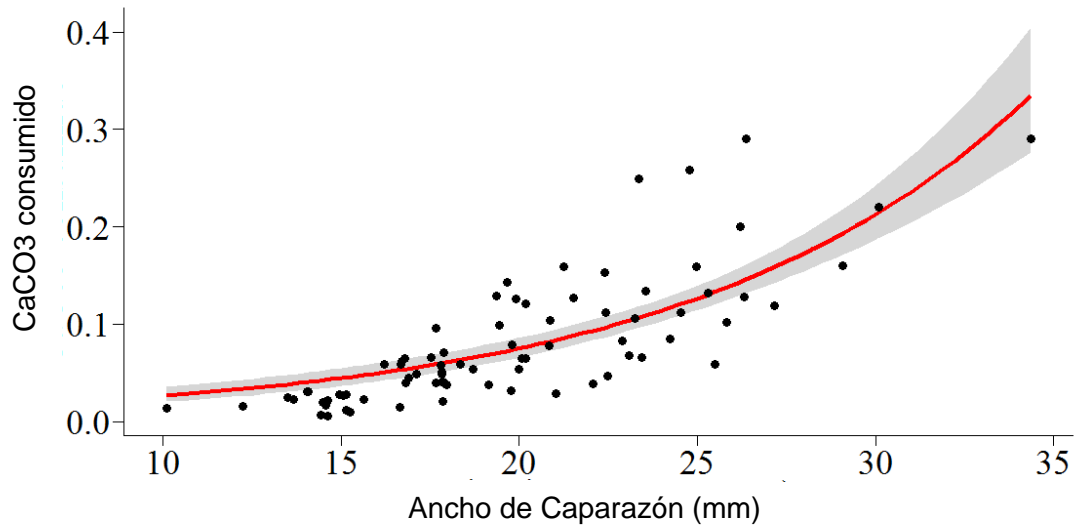


Figura 11. Relación entre ancho de caparazón (mm) y CaCO_3 consumido, para el erizo *Diadema mexicanum* en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona.

Tablas

Tabla 1. Tasa promedio de bioerosión ($\text{KgCaCO}_3/\text{m}^2/\text{año} \pm \text{DS}$) por zona arrecifal y por categoría de tallas del erizo *Diadema mexicanum* en el arrecife La Azufrada, Isla Gorgona. FR: Frente. PL: Planicie, TR: Trasarrecife; G: Grandes, M: Medianos, P: Pequeños.

Zona arrecifal	No. de individuos	Tasa de bioerosión
FR	375	0.011±0.009
PL	297	0.009±0.008
TR	189	0.007±0.009

Categoría de tallas	No. de individuos	Tasa de bioerosión
G (> 20mm)	349	0.018±0.001
M (<20mm- >15mm)	393	0.008±0.004
P (<15mm)	119	0.0008±0.0004

Tabla 2. Tasa de bioerosión y densidad poblacional de varias especies de erizos de mar en diferentes localidades.

Especie	Tasa de bioerosión (KgCaCO ₃ /m ² /año)	Densidad (Ind./m ²)	Talla \bar{x} (mm)	Localidad	Fuente
<i>Diadema mexicanum</i>	5-20	50	1.8 - 3.5	Uva, Panamá	Glynn 1988
	0.08-4.38	1.5-48	-	Isla Uva-Panamá	Eakin 1992
	0.17	0.6	42.0	Jicaral-Chachacual - México	Herrera-Escalante <i>et al.</i> 2005
	0.91	1.0	42.0	San Agustín - México	Herrera-Escalante <i>et al.</i> 2005
	0.96	1.3	34.4	Isla Cacaluta - México	Herrera-Escalante <i>et al.</i> 2005
	2.01	2.9	35.0	Isla Montosa - México	Herrera-Escalante <i>et al.</i> 2005
	3.28	5.9-6.8	29.0	La Entrega - México	Herrera-Escalante <i>et al.</i> 2005
	2.25	0.45	-	Isla Cocos - Costa Rica	Alvarado <i>et al.</i> 2012
	0.56	0.28	-	Caño Islas - Costa Rica	Alvarado <i>et al.</i> 2012
	0.94	2.19	-	Bahía Culebra - Costa Rica	Alvarado <i>et al.</i> 2012
	0.38	2.7	45.6	Bahía Málaga - Colombia	Lozano-Cortés <i>et at.</i> 2011
	0.083	2.7	19.58	Isla Gorgona - Colombia	Presente trabajo
	<i>D. antillarum</i>	1.070 g/ind.	23	-	Barbados
<i>D. savignyi</i>	5.18	9	-	Islas Vírgenes	Ogden, 1977 (Griffin <i>et al.</i> 2003)
	3.87	4.87	69	Moorea – Polinesia Francesa	Bak 1990
<i>Echinometra mathaei</i>	0.05-0.7	0.1	57-83	Kenya	Carreiro-Silva and McClanahan, 2001
	3.2	2.8	-	Islas Marshall	Russo 1980 (Griffin <i>et al.</i> 2003)
<i>Centrostephanus coronatus</i>	0.372	7.38	24	Moorea - Polynesia Francesa	Bak 1990
	3.2	2.8	-	Isla La Reunión	Conand <i>et al.</i> 1997 (Griffin <i>et al.</i> 2003)
	0.19	6.9	9.1 - 25.8	Isla Gorgona-Colombia	Toro-Farmer <i>et al.</i> 2002
	0.02	0.13	38.2	Bahía Málaga-Colombia	Lozano-Cortés <i>et al.</i> 2011