



Variación de la talla de *Eunicea flexuosa* y *Plexaura kuekenthali* (Cnidaria: Octocorallia) en arrecifes coralinos cercanos a fuentes contaminantes en La Habana, Cuba

Size variation of Eunicea flexuosa and Plexaura kuekenthali (Cnidaria: Octocorallia) in coral reefs close to pollution sources in Havana, Cuba

Néstor Rey-Villiers* y Pedro M. Alcolado*

*Instituto de Oceanología

Ave. 1a #18406 entre 184 y 186, Rpto Flores, Playa

nestor@oceano.inf.cu

Resumen

Se determinó la variación de la talla de los octocorales *Eunicea flexuosa* y *Plexaura kuekenthali* en arrecifes coralinos con diferente grado de contaminación urbana en la ciudad de La Habana, Cuba. Se midió la altura de las colonias encontradas a lo largo de un transecto de banda (100 x 1 m). La distribución por tallas de ambas especies mostró una tendencia a que las colonias alcancen una mayor frecuencia relativa en los menores intervalos de tallas en los sitios cercanos a las cuencas fluviales con mayor carga contaminante (medido por el número de fuentes contaminantes y carga dispuesta, DBO). La talla media de *E. flexuosa* fue significativamente menor en los dos sitios cercanos a las cuencas con mayor carga contaminante. Sus mayores tamaños de efecto (diferencia entre pares de altura media en el análisis de Monte Carlo) se detectaron entre los sitios cercanos a las cuencas con menor (SA y CH) y mayor (AM y ES) carga contaminante. La talla media de *P. kuekenthali* fue significativamente mayor en el sitio cercano a la cuenca con menor carga contaminante. Sin embargo, la segunda mayor talla media se encontró inesperadamente en el sitio cercano a la cuenca con mayor carga contaminante, lo que probablemente esté relacionado con mecanismos heterotróficos y/o fototróficos en el crecimiento, lo que merece ser investigado. La contaminación urbana al parecer afecta el crecimiento en altura de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*. Sin embargo, a pesar de que la contaminación urbana afecta la distribución por tallas de *P. kuekenthali*, no queda claro que afecte su altura media.

Abstract

Variation in size of octocorals *Eunicea flexuosa* and *Plexaura kuekenthali* was determined in coral reefs with different levels of urban pollution facing Havana city, Cuba. The height of the colonies found along a belt transect (100 x 1 m) was measured. Size distribution of both species showed a tendency of colonies to reach a higher relative frequency in the lower size ranges at sites near river basins with the highest pollutant load (measured by the number of pollution sources and disposed load, BOD). The average size of *E. flexuosa* was significantly smaller in the two sites near the river basin with the highest pollutant load. Its bigger effect sizes (difference between pairs of average height in Monte Carlo analysis) were detected between sites near basins with lower (SA and CH) and higher (AM and ES) pollutant load. The average size of *P. kuekenthali* was significantly bigger in the site near the basin with lower pollutant load. However, the second biggest average size was unexpectedly found at the site near the basin with the highest pollutant load, which is probably due to heterotrophic and/or phototrophic mechanisms in the growth, fact that requires future research. Urban pollution seems to affect height growth of *E. flexuosa* and *P. kuekenthali*. However, in spite that urban pollution affects size distribution of *P. kuekenthali*, it is unclear whether it affects its average height.

Palabras claves: octocorales, contaminación urbana, distribución por tallas, talla media, Cuba.

Keywords: octocorals, urban pollution, size distribution, average size, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades de octocorales constituyen un grupo importante en los arrecifes coralinos desde el punto de vista estructural y funcional, ya que aportan a los arrecifes una gran cantidad de carbonato de calcio en forma de espículas calcáreas (Bayer, 1961; Opresko, 1973) y constituyen refugio de diversas especies (Barnes, 1990). Su zonación, abundancia, distribución, riqueza de especies, forma y tamaño, están influenciados por factores como la iluminación, el régimen hidrodinámico, la presencia e inclinación de sustrato de fijación, la profundidad y la sedimentación (Goldberg, 1973; Preston & Preston, 1975; Botero, 1987 y Sánchez, Zea & Díaz, 1998).

Existen investigaciones sobre la ecología de los octocorales en ambientes con contaminación urbana. Grigg (1975) relacionó la estructura de edades de una población de *Muricea californica* Aurivillius, 1931 con la contaminación por albañales domésticos. Por su parte, Fabricius & McCorry (2006) detectaron muy baja cobertura de octocorales en los arrecifes más cercanos al río Pearl en las costas de Hong Kong. Además, registraron un incremento en abundancia y riqueza de octocorales zooxantelados a lo largo de un gradiente de calidad de agua, desde niveles muy bajos en los arrecifes cercanos al río hasta niveles superiores en los más alejados.

En Cuba, también existen estudios que abordan la influencia de la contaminación urbana sobre los octocorales (Herrera & Alcolado, 1986a; 1986b; Herrera-Moreno, 1991 y Guardia & González-Sansón, 2000). Herrera-Moreno & Alcolado (1983) investigaron los efectos de la contaminación sobre la estructura y composición de las comunidades de octocorales al oeste de la Bahía de La Habana y calificaron a seis especies de octocorales como tolerantes a la contaminación urbana. Hernández-Muñoz, Alcolado & Hernández-González (2008) analizaron y compararon el efecto del emisario submarino de la calle 180 al oeste de La Habana sobre la densidad de *Plexaura kuekenthali* Moser, 1921 (especie tolerante a la contaminación urbana), y la heterogeneidad y equitatividad de las comunidades de octocorales a 10 y 20 m de profundidad.

La mayoría de los trabajos anteriores evalúan la influencia de la contaminación urbana sobre la composición y estructura de las comunidades de octocorales. Hasta el momento, solo se ha encontrado un trabajo que relaciona la contaminación urbana con la altura de los octocorales a nivel comunitario (Guardia & González-Sansón, 2000). Se conoce que las especies *Eunicea flexuosa* Lamouroux, 1821 y *P. kuekenthali* son tolerantes a la contaminación urbana (Herrera-Moreno & Alcolado, 1983), pero se desconoce cómo esta influye sobre sus tallas. Por ello, el objetivo de este trabajo es determinar la variación de la talla de las especies *E. flexuosa* y *P. kuekenthali* en arrecifes coralinos con diferente grado de contaminación urbana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la zona de trabajo

El trabajo se realizó en los arrecifes coralinos que bordean la ciudad de La Habana, Cuba en el tramo comprendido entre la Caleta de San Lázaro y el río Santa Ana. Se escogieron cinco sitios de muestreos a 10 m de profundidad y cerca de las diferentes fuentes contaminantes: frente al Parque Antonio Maceo (**AM**: 23° 08' 32" N y 82° 22' 12" W), en el emisario submarino de la calle 180 (**ES**: 23° 05' 83" N, 82° 28' 03" W), frente al Instituto de Oceanología (**IO**: 23° 05' 54" N, 82° 28' 16" W), frente al Club Habana (**CH**: 23° 05' 48" N, 82° 28' 23" W) y frente al Bajo de Santa Ana (**SA**: 23° 04' 44" N y 82° 31' 59" W) (Fig. 1). El sitio SA se ubicó en la terraza superior del arrecife frontal mientras que el resto de los sitios (AM, ES, IO y CH) se localizaron sobre la cima de camellones coralinos que se alternan con canales arenosos perpendiculares a la costa. En todos los casos el sustrato rocoso fue casi horizontal.



Figura 1. Localización y siglas de los sitios de muestreos. **AM** (frente al Parque Antonio Maceo), **ES** (emisario submarino de la calle 180), **IO** (frente al Instituto de Oceanología), **CH** (frente al Club Habana) y **SA** (frente al Bajo de Santa Ana).

*Figure 1. Location and abbreviations of sampling sites. **AM** (facing the Antonio Maceo Park), **ES** (submarine sewage outfall of 180 street), **IO** (facing the Instituto de Oceanología), **CH** (facing Club Havana), and **SA** (facing Santa Ana shallows).*

Las cuencas fluviales cercanas a los sitios de muestreos son: la Bahía de La Habana y los ríos Quibú y Santa Ana. La cuenca de la Bahía de La Habana presenta el mayor número fuentes contaminantes y la mayor carga dispuesta (DBO, toneladas/año) seguida por el río Quibú y Santa Ana (Tabla 1).



Tabla 1. Número de fuentes contaminantes y carga dispuesta (DBO) que desembocan en la Bahía de La Habana y los ríos Quibú y Santa Ana. La información fue tomada desde INRH (2003), Simón & Fuster (2004), Olivera *et al.* (2002) y datos del CIGEA.

Table 1. Number of pollution sources and disposed load (BOD) flowing to the Havana Bay and Quibú and Santa Ana rivers. The information was taken from INRH (2003), Simón & Fuster (2004), Olivera *et al.* (2002) and CIGEA data.

Cuencas fluviales	Número de fuentes contaminantes	Carga Dispuesta (DBO, toneladas/año)	Sitios cercanos a las cuencas
Bahía de La Habana	101	1322	AM
Río Quibú	42	639	ES, IO y CH. También reciben los vertimientos del emisario submarino de la calle 180.
Río Santa Ana	21	309	SA

El sitio AM fue considerado como el de mayor contaminación urbana porque se localiza cercano a la cuenca fluvial con mayor número de fuentes contaminantes y mayor carga dispuesta (DBO, toneladas/año) (Bahía de La Habana). Este sitio recibe los vertimientos contaminantes de esta bahía por la orientación NW-SE de su canal de entrada. Además, debido al sistema de circulación costero de los vientos, las aguas contaminadas de esta bahía se orientan fundamentalmente en sentido *W* afectando principalmente la costa SW (La Caleta de San Lázaro, donde está ubicado AM) (Mosquera & Cabañas, 1985). Por el contrario, SA es considerado comparativamente como el de menor contaminación urbana ya que el río Santa Ana presenta el menor número de fuentes contaminantes y la menor carga dispuesta (DBO toneladas/año). Según Rodríguez-Portal & Nadal-Llosa la componente neta de las corrientes superficiales observadas en el litoral de La Habana tiene dirección *W*, influenciada por los vientos alisios, que con carácter dominante soplan del *E* y *NE*. Esto hace que los vertimientos en la costa se orienten predominantemente en sentido *W*, o sea, en dirección opuesta al sitio SA. Además, Delgado (2007) plantea que SA es uno de los sitios menos contaminadas del litoral habanero, a partir de los análisis de bacterias coliformes fecales, heterótrofas y sulfato-reductoras.

En la localidad del Reparto Flores donde se localizan los sitios ES, IO y CH existe un gradiente de contaminación urbana generado por el río Quibú y el emisario submarino de la calle 180, el cual disminuye desde ES a CH (ES>IO>CH) en correspondencia con la distancia de los sitios a las fuentes contaminantes (Montalvo *et. al.*, 2001). Este gradiente también ha sido inferido por Marcos (2005) y Rey-Villiers (2009) a partir del predominio de esponjas y octocorales indicadoras de contaminación, respectivamente. El sitio ES se considera el de mayor nivel de contaminación urbana entre estos tres porque se localiza en el arrecife justo donde descarga el emisario submarino de la calle 180 y es el más cercana a la desembocadura del río Quibú.

Diseño de los muestreos

Los muestreos se realizaron entre el 19 de septiembre del 2008 y el 28 de enero del 2009 mediante buceo autónomo (SCUBA). Se realizó un análisis de distribución por tallas y talla media de las colonias de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*.

Estas especies se seleccionaron por ser predominantes en los sitios de muestreos y tolerantes a la contaminación urbana (Herrera-Moreno & Alcolado, 1983 y Herrera-Moreno, 1991). Se empleó un transepto de banda (100 m de largo por 1 m de ancho) haciendo un recorrido de ida y vuelta a cada lado de la cinta. El transepto se ubicó de manera paralela a la costa aproximadamente a 10 m de profundidad, y se midió la talla (altura de las ramas más largas) de las colonias de las dos especies con un nivel de precisión de $\pm 0,1$ cm con una cinta métrica.

Análisis estadísticos

En la distribución por tallas, las colonias de las dos especies se agruparon en intervalos de 10 cm. Se anotó cuándo una colonia tenía menos de 5 cm de altura (se consideró recluta), sin dejar de considerarla dentro del intervalo de menos de 10 cm. Cuando la medida de una colonia caía en el límite del rango, se incluyó en el intervalo inferior. Se calculó la talla media a nivel poblacional excluyendo las colonias reclutas porque se considera que aun no han tenido un proceso de selección ambiental. El tamaño de muestra en la distribución por tallas de las especies seleccionadas fue el rango de 92 a 114 colonias.

En el análisis de la talla media, se empleó el método de modelos nulos y se realizó la prueba de Monte Carlo con 50 000 iteraciones para determinar los tamaños de efectos (diferencia entre pares de alturas medias) con significación estadística entre los sitios. También se utilizó este algoritmo para calcular los límites de confianza de los tamaños de efectos, por el método de los percentiles.

Por encima del umbral de 3 cm en el tamaño de efecto, se considera que existen diferencias ecológicas en la talla media de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali* entre dos sitios. Este límite fue seleccionado a partir de la tasa de crecimiento de ambas especies. Según Yoshioka & Yoshioka (1991) la mayor tasa de crecimiento en la altura de *E. flexuosa* fue 2,15 cm/año y para *P. kuekenthali* 1,18 cm/año. Basado en esto, se considera que una significación estadística en el tamaño de efecto superior a 3 cm para ambas especies, también implica diferencias ecológicas, ya que el crecimiento en altura de las dos especies en una de las dos muestras es probable que se afecte al menos en el término de un año de vida. Todos los cálculos se realizaron con los programas Excel 2007 y PopTools 3.0.5.

RESULTADOS

Distribución por tallas

La distribución de las tallas de *E. flexuosa* mostró una tendencia a que las colonias alcancen una mayor frecuencia relativa en los mayores intervalos de tallas en los sitios SA y CH. En los sitios AM y ES las colonias presentaron una mayor frecuencia relativa en los intervalos menores. En todos los sitios, las mayores frecuencias relativas se registraron en el intervalo de 10-20 cm a excepción de ES e IO, donde se alcanzaron en el intervalo de 20-30 cm (Fig. 2).

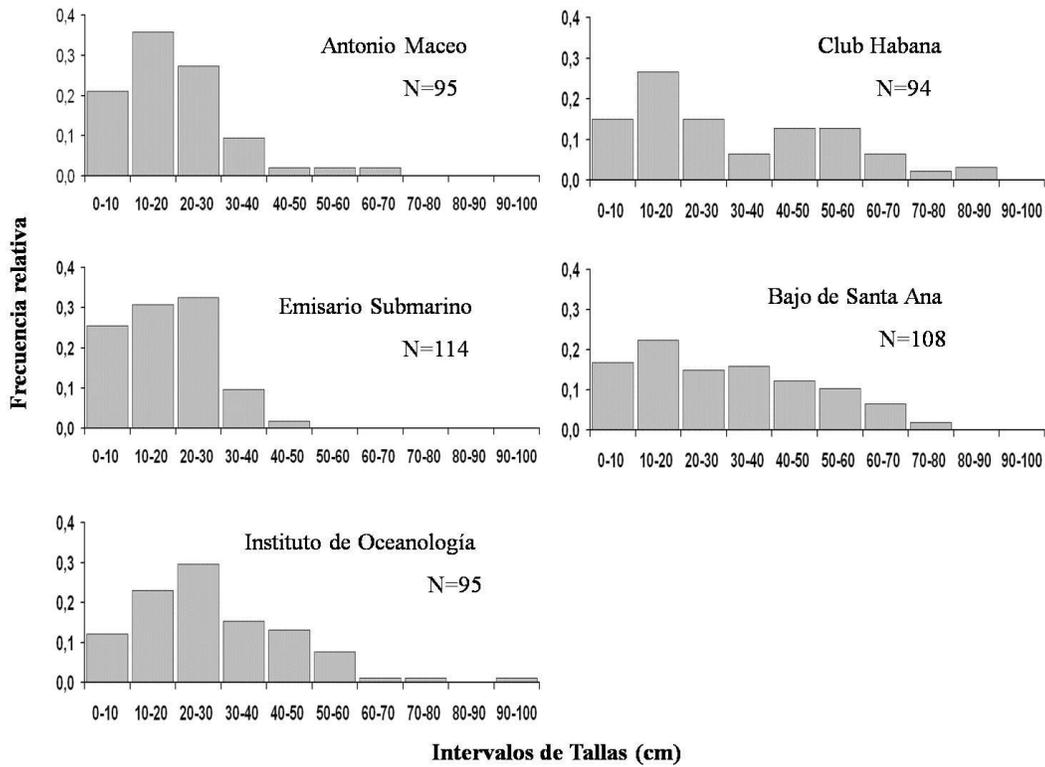


Figura 2. Distribuciones de frecuencia por tallas de *E. flexuosa* en los sitios de muestreos. N= número de colonias medidas.

Figure 2. Size-frequency distributions of *E. flexuosa* at sampling sites. N= number of measured colonies.

La distribución por tallas de *P. kuekenthali* reveló que en SA hubo una tendencia a que las colonias alcanzaran los mayores intervalos de tallas. En los sitios AM y ES, las colonias presentaron una mayor frecuencia relativa en los intervalos menores. En todos los sitios las mayores frecuencias relativas se encontraron en el intervalo de 10-20 cm, llegando a ocupar en los sitios AM y ES cerca del 50% (Fig. 3).

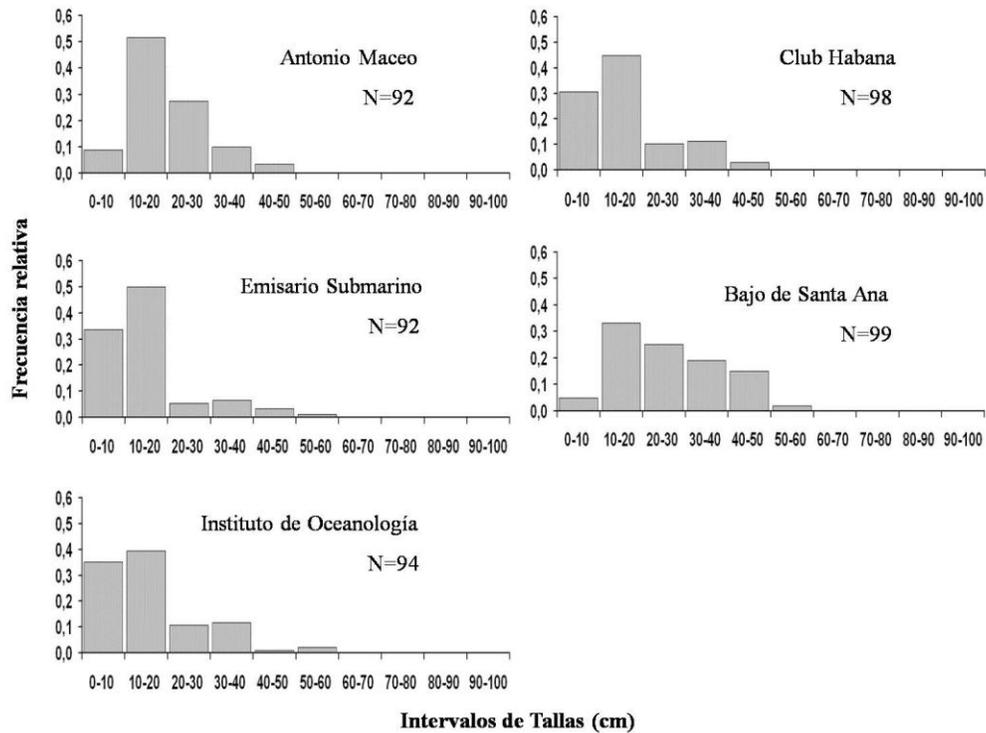


Figura 3. Distribuciones de frecuencia por tallas de *P. kuekenthali* en los sitios de muestreos. N= número de colonias medidas.

Figure 3. Size-frequency distributions of *P. kuekenthali* at sampling sites. N= number of measured colonies.

Análisis de la talla media

La talla media de *E. flexuosa* fue superior en los sitios IO, SA y CH comparado con ES y AM (Fig. 4). En *P. kuekenthali* la talla media de las colonias fue mayor en los sitios AM y SA en comparación con el resto (Fig. 4).

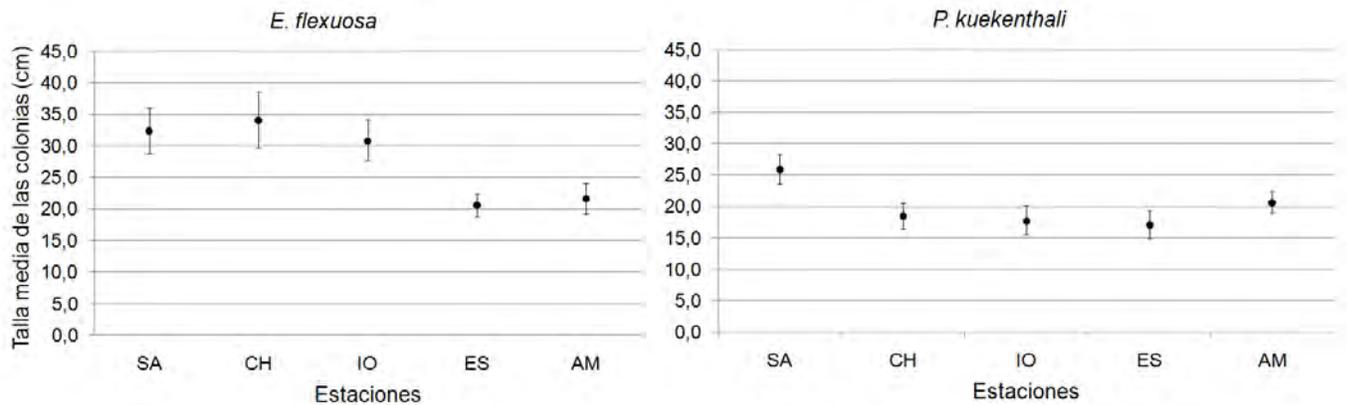


Figura 4. Tallas medias e intervalo de confianza de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali* en los sitios de muestreos.

Figure 4. Average size and confidence intervals of *E. flexuosa* and *P. kuekenthali* at sampling sites.

El análisis de Monte Carlo en la talla media de *E. flexuosa* puso de manifiesto que los pares de sitios con diferencias estadísticas fueron: CH-ES $p < 0,01$; CH-AM $p < 0,01$; SA-ES $p < 0,01$; SA-AM $p < 0,01$; IO-ES $p < 0,01$; IO-AM $p < 0,01$. Los tamaños de efectos entre los sitios con significación estadística fueron: CH-ES 13,5 cm; CH-AM 12,5 cm; SA-ES 11,8 cm; SA-AM 10,8 cm; IO-ES 10,1 cm; IO-AM 9,1 cm. Todos los pares de sitios con diferencias estadísticas revelaron que el 100% de las veces que se muestree en ellos, la diferencia entre tallas que se observará entre las dos muestras de esta especie, estará por encima del umbral ecológico de 3 cm (o sea, tendrán diferencias ecológicas). El resto de los pares de sitios no tuvieron diferencias estadísticas (Fig. 5).

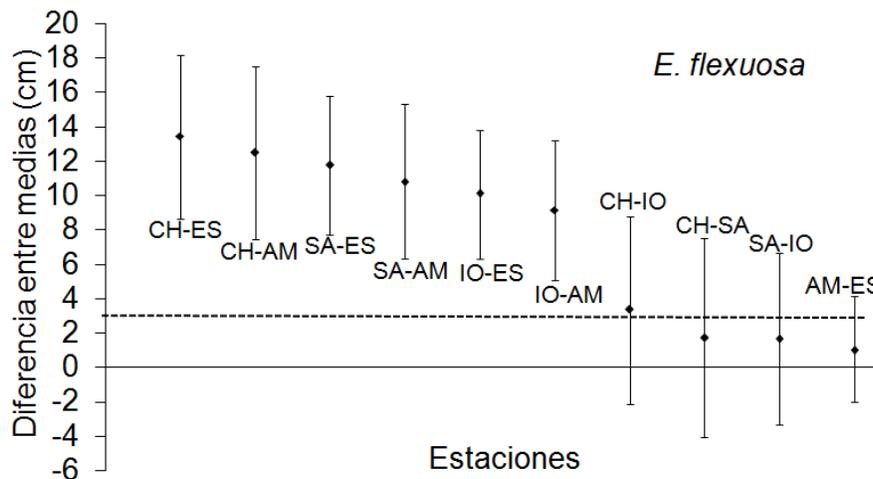


Figura 5. Tamaño de efecto para las tallas medias y sus intervalos de confianza entre las muestras de *E. flexuosa* en los cinco sitios. Cuando los intervalos de confianza incluyen el cero, la hipótesis nula es aceptada. La línea discontinua indica el umbral (3 cm) por encima del cual se considera que existen diferencias ecológicas.

Figure 5. Effect size for averages sizes and their confidence intervals among the samples of *E. flexuosa* at the five sites. When the confidence intervals include the zero, the null hypothesis is accepted. The broken line indicates the threshold (3 cm) over which ecological differences are considered to exist.

El análisis de Monte Carlo en la talla media de *P. kuekenthali* mostró que los pares de sitios con diferencias estadísticas fueron: SA-ES $p < 0,01$; SA-IO $p < 0,01$; SA-CH $p < 0,01$; SA-AM $p < 0,01$; AM-ES $p = 0,01$; AM-IO $p = 0,04$. Los tamaños de efectos entre los sitios con significación estadística fueron: SA-ES 8,8 cm; SA-IO 8,1 cm; SA-CH 7,4 cm; SA-AM 5,2 cm; AM-ES 3,7 cm; AM-IO 3 cm. Los pares de sitios con diferencia estadísticas SA-ES, SA-IO y SA-CH revelaron que el 100% de las veces que se muestree en ellos, la diferencia entre tallas que se observará entre las dos muestras de esta especie, estará por encima del umbral ecológico de 3 cm (o sea, tendrán diferencias ecológicas) (Fig. 6).

Los pares de sitios con diferencia estadísticas SA-AM, AM-ES revelaron que el 92% y 68%, respectivamente, de las veces que se muestree en ellos, la diferencia entre tallas que se observará entre las dos muestras de *P. kuekenthali* estará por encima del umbral ecológico de 3 cm (o sea, tendrán diferencias ecológicas). La significación estadística en la talla media de *P. kuekenthali* entre los sitios AM-IO, no se considera que refleje diferencias ecológicas. El resto de los pares de sitios no tuvieron diferencias estadísticas (Fig. 6).

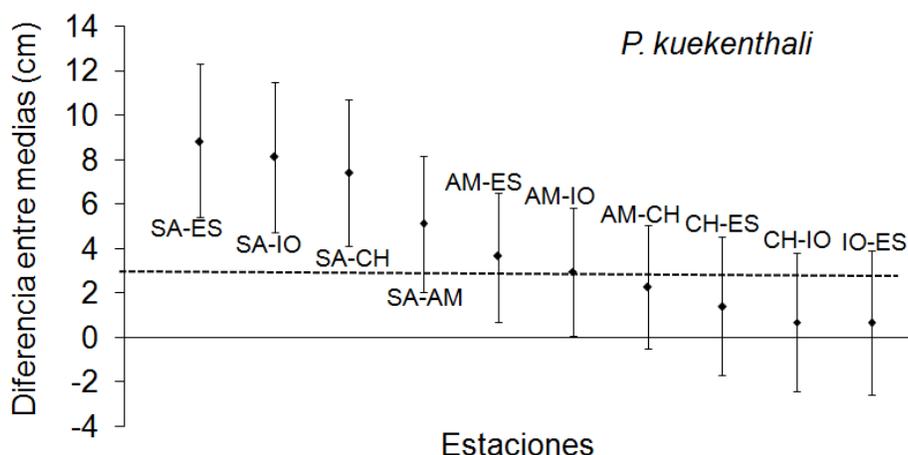


Figura 6. Tamaño de efecto para las tallas medias y sus intervalos de confianza entre las muestras de *P. kuekenthali* en los cinco sitios. Cuando los intervalos de confianza incluyen el cero, la hipótesis nula es aceptada. La línea discontinua indica el umbral (3 cm) por encima del cual se considera que existen diferencias ecológicas.

Figure 6. Effect size for average sizes and their confidence intervals among the samples of *P. kuekenthali* at the five sites. When the confidence intervals include zero, the null hypothesis is accepted. The broken line indicates the threshold (3 cm) over which ecological differences are considered to exist.

DISCUSIÓN

La menor contaminación urbana que existe en los sitios SA y CH (considerando el número de fuentes contaminantes y la carga dispuesta de sus respectivas cuencas fluviales) en comparación con AM y ES parece explicar la tendencia observada en la distribución por tallas de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*. Las mayores tallas medias de *E. flexuosa* en SA y CH, y la mayor talla media de *P. kuekenthali* en SA sugieren deberse a la menor carga contaminante que reciben estos sitios. Al parecer, en SA y CH existen condiciones favorables para el crecimiento de ambas especies, permitiendo que las colonias alcancen los mayores intervalos de talla. Herrera-Moreno & Martínez-Estallera (1987) detectaron en el litoral de La Habana, que las colonias de *Siderastrea radians* (*sensu lato*, incluyendo a *Siderastrea siderea*) alcanzaron con mayor frecuencia los mayores intervalos de tallas (en diámetro mayor) y diámetros promedios superiores en los sitios menos contaminados. También plantean, que a pesar de no incluir en el estudio de tallas otras especies, esta tendencia la observaron en *Montastraea cavernosa* y *Dichocoenia stokesi*.

Aunque de estos resultados se puede inferir que existe un efecto directo o indirecto de la contaminación urbana sobre la distribución por tallas de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*, es difícil dilucidar si la alta frecuencia relativa de colonias que se observan en los intervalos menores de tallas en los sitios más contaminados es debido a un reclutamiento constante seguido de una alta mortalidad, o de una alteración en la tasa de crecimiento que impida que las colonias alcancen los mayores intervalos de tallas.

Los mayores tamaños de efecto en las tallas medias de *E. flexuosa* se detectaron entre los sitios cercanos a las cuencas con menor (SA y CH) y mayor (AM y ES) carga contaminante. También se detectó un tamaño de efecto superior entre los sitios con mayor (CH) y menor (ES) distancia a las fuentes contaminantes del río Quibú y el emisario submarino de la calle 180. Es probable que los mayores tamaños de efecto se deban en gran medida al efecto nocivo de la contaminación urbana en los sitios AM y ES. La carga contaminante en AM y ES pudiera

enlentecer el crecimiento al menos en altura y retardarlo en una magnitud equivalente al de un año de vida en esta especie.

Guardia & González-Sansón (2000) reportaron en el litoral habanero que la talla media de la comunidad de octocorales de la zona contaminada de la Caleta de San Lázaro (en esta caleta se localiza el sitio AM) fue menor (27,5 cm) que en el arrecife comparativamente menos contaminado ubicado frente a la calle 30 (38,7 cm), Reparto Miramar (23⁰ 07.587' N y 82⁰ 25.793' W).

La diferencia significativa en la talla media de *P. kuekenthali* entre los sitios AM e IO no considera que tenga una causa ecológica. Esto se debe a que el tamaño de efecto en la altura media entre estos dos sitios fue solo de 3 cm, y a la probabilidad de que el 50% de las veces que se muestree en ellos, el tamaño de efecto de las dos muestras de esta especie esté por debajo del umbral ecológico de 3 cm.

La talla media inesperada y significativamente superior de *P. kuekenthali* en el sitio AM en comparación con ES pudiera deberse a dos procesos:

1. Un mayor componente heterotrófico en la alimentación en el sitio con mayor DBO. Lasker (1981) plantea la habilidad de *Briareum asbestinum* Pallas, 1766, *Pseudoplexaura porosa* Houtuyn, 1772 y *Pseudopterogorgia americana* Gmelin, 1791 de consumir materia particulada suspendida y la diferencia en la capacidad de ingerirla entre esas tres especies. Manrique-Rodríguez, Bejerano-Chavarro & Garzón-Ferreira (2006) plantean que la elevada tasa de crecimiento de *Gorgonia ventalina* Linnaeus, 1758 en Santa Marta (Caribe Colombiano) puede estar determinada por la disponibilidad de alimento en partículas suspendidas y microorganismos del plancton, proporcionados por la escorrentía y aguas residuales. La heterotrofia, también podría ser la explicación de porqué la altura media de *P. kuekenthali* no es significativamente superior en CH en comparación con AM y ES.
2. La menor iluminación en AM pudiera inducir que el crecimiento de las ramas sea más acelerado hacia la superficie en busca de luz. Iglesias (1984) plantea que *P. kuekenthali* parece tener condiciones óptimas para su desarrollo en ambientes de baja iluminación debido a sus mecanismos de fotoadaptación.

La verificación e importancia relativa de estos dos procesos está fuera del alcance de este trabajo y merece ser investigado con más detalle.

En conclusión, este trabajo puede ser considerado como un primer acercamiento al efecto de la contaminación urbana sobre la distribución de tallas y talla media de los octocorales. En el sitio con menor contaminación urbana (SA) se favorece el crecimiento de las especies *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*. Por otro lado, la contaminación urbana en el litoral de La Habana parece tener un efecto directo o indirecto, o ambos, sobre el crecimiento de *E. flexuosa* y *P. kuekenthali*. Sin embargo, a pesar de que la contaminación urbana afecta la distribución por tallas de *P. kuekenthali*, no queda claro que afecte su altura media, ya que en AM (sitio con mayor contaminación urbana) se detectó la segunda mayor talla media, probablemente asociado a mecanismos heterotróficos y/o fototrópicos en el crecimiento.

REFERENCIAS

- Alcolado, P.M. (1981). Zonación de los octocorales someros de Cuba y su posible uso como indicadores comparativos de tensión hidrodinámica sobre los organismos del Bentos. Informe Científico Técnico 187, 1-43.
- Barnes, R. D. (1990). *Zoología de los invertebrados*. La Habana: Edición Revolucionaria.
- Bayer, F. M. (1961). *The shallow water Octocorallia of the West Indian Region*. Washington: Martinus Nijhoff, The Hague.



- Botero, L. (1987). Zonación de octocorales en el área de Santa Marta y Parque Nacional Tayrona, Costa Caribe Colombiano. *An. Inst. Invest. Mar.*, 17, 61-80.
- Delgado, G. Y. (2007). Peligro, Vulnerabilidad y Riesgo ante la Contaminación Fecal en el Litoral Oeste de Ciudad de La Habana. *Tesis presentada en opción al grado científico de Maestro en Microbiología*. Universidad de La Habana, La Habana.
- Fabricius, K., & McCorry, D. (2006). Changes in octocoral communities and benthic cover along a water quality gradient in the reefs of Hong Kong. *Mar. Poll. Bull.*, 52, 22-33.
- Goldberg, W. (1973). The ecology of the coral-octocoral communities off the southeast Florida coast: geomorphology, species composition, and zonation. *Bull. Mar. Sci.*, 23(3), 465-488.
- Grigg, R. W. (1975). Age structure of a longevous coral: a relative index of hábitat suitability and stability. *Ame.Nat.*, 109 (970), 647-657.
- Guardia, E., & González-Sansón, G. (2000). Asociaciones de corales, gorgonias y esponjas del sublitoral habanero al oeste de La Bahía de La Habana, I. Gradiente Ambiental. *Rev. Invest. Mar.*, 21(1-3), 1-8.
- Hernández-Muñoz, D., Alcolado, P. M., & Hernández-González, M. (2008). Efecto de un emisario submarino de residuos urbanos sobre comunidades de octocorales (Octocorallia: Alcyonacea) en Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 56(1), 65-75.
- Herrera-Moreno, A. (1991). Efectos de la contaminación sobre la estructura ecológica de los arrecifes coralinos en el litoral habanero. *Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas*. Universidad de La Habana, La Habana.
- Herrera-Moreno, A., & Alcolado, P. M. (1983). Efectos de la contaminación sobre las comunidades de octocorales al Oeste de la Bahía de La Habana. *Cienc. Biol.*, 10, 69-85.
- Herrera, A., & Alcolado, P. M. (1986a). Estructura ecológica de las comunidades de octocorales en el litoral de Mariel y su comparación con el litoral habanero. *Cienc. Biol.*, 15, 55-75.
- Herrera, A., & Alcolado, P. M. (1986b). Estructura ecológica de las comunidades de octocorales del arrecife de Santa Cruz del Norte. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 49, 1-27.
- Herrera-Moreno, A., & Martínez-Estalella, N. (1987). Efectos de la contaminación sobre las comunidades de corales escleractíneos al Oeste de La Bahía de La Habana. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 62, 1-29.
- Iglesias, R. (1984): Photoadaptation process in *Plexaura homomalla*. *Advances in reef sciences. A joint meeting of the Atlantic Reef Committee and the International Society for Reef Studies, October 26-28, 1984, pp. 56.*
- Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH). (2003). *Gestión Integrada del agua*. Cubaagua. La Habana, Cuba.
- Lasker, H. R. (1981). A comparison of the particulate feeding abilities of three species of gorgonian soft coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5, 61-67.
- Manrique-Rodríguez, N.; S. Bejarano-Chavarro y J. Garzón-Ferreira (2006): Crecimiento del abanico de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 35: 77-90.
- Marcos, S. Z. (2005). Comunidades de esponjas como indicadores ambientales del arrecife del Reparto Flores, Ciudad de La Habana, Cuba. *Tesis presentada en opción al grado científico de Maestro en Biología Marina*. Universidad de La Habana, Ciudad Habana, Cuba.
- Montalvo, J. F., Cano, M., Díaz, J., Pérez, R., Esponda, S. C., César, M. E.,...& Rendón, J. (2001). Nutrientes en la zona litoral entre los ríos Quibú y Jaimanitas, Ciudad de La Habana, Cuba. VII Taller Contribución a la educación ambiental y la protección ambiental, Cátedra de



Medio Ambiente. Instituto Superior de Ciencias, y Tecnologías Nucleares, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba, 2, 12-17.

- Mosquera, C., & Cabañas, L. (1985). Marco histórico y geográfico en Investigación y Control de la Contaminación Marina en la bahía de La Habana, Cuba. *Ministerio del Transporte III*, Ciudad Habana, Cuba. Vol. II, Resultados, Tomo 1: 17-45.
- Olivera, J. A., Campos, M.D., Jaimez, E., Guerra, M.O., Rocamora, E., Hernández, I., Alcaide, J.O., Pacheco, E., Molerio, L., Leal, R.M., Liz, B.M., Villariño, J., Acosta, F. y Gutiérrez, B. (2002): Informe Final del Proyecto "Cartografía Geoambiental para la porción centro-Occidental de las provincias Habaneras". Instituto de Geofísica y Astronomía, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio y Medio Ambiente. 159 pp.
- Opresko, D. (1973). Abundance and distribution of shallow-water gorgonians in the area of Miami, Florida. *Bull.Mar.Sci.*, 23(3), 535-558.
- Rey-Villiers, N. (2009). Características de las comunidades de octocorales y ensayo de su uso como bioindicadores en un gradiente de contaminación en el oeste de La Ciudad de La Habana, Cuba. *Tesis de Diploma*. Universidad de La Habana, Ciudad Habana, Cuba.
- Rodríguez-Portal, P., & Nadal-Llosa, M. (1983). Consideraciones sobre el grado de alteración de las condiciones oceanográficas de las bahías de La Habana y Mariel. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.*, 18, 1-25.
- Sánchez, J.A., Zea, S., & Díaz, J. M. (1998). Patterns of Octocoral and Black Coral distribution in the oceanic barrier reef- complex of Providence Island, southwestern Caribbean. *Car. Jour. of Sci.*, 34(3- 4), 250- 264.
- Simón, Y. A., & Fuster, F. (2004). Aplicación de un sistema de información geográfica para el análisis espacial y la gestión ambiental de las fuentes contaminantes de la Bahía de La Habana. *El pelícano de la Bahía de La Habana*, 1(1), 34-37.
- Yoshioka, P. M., & Yoshioka, B. B. (1991). A comparison of the survivorship and growth of shallow water gorgonian species of Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69, 253-260.

Recibido: julio de 2012.

Aceptado: diciembre de 2012.