

COMPOSICIÓN DE LA ICTIOFAUNA COSTERA DE CIUDAD DE LA HABANA Y EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LOS FACTORES QUE LA DETERMINAN.

Consuelo Aguilar Betancourt * y Gaspar González-Sansón

Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Calle 16 No. 114, Playa, CP 11300, Ciudad Habana, Cuba.

(*) Autor correspondiente: cab@cim.uh.cu

RESUMEN

La abundancia y diversidad de la ictiofauna fueron investigadas utilizando el método de censo visual estacionario en el arrecife costero que se desarrolla a lo largo de la costa occidental de Ciudad de la Habana. Los muestreos se realizaron en febrero-marzo y en junio del 2000. En cada periodo se realizaron 240 censos en 60 estaciones repartidas en 15 sitios de muestreo y a profundidades entre los 3 y los 18 metros. En sitios seleccionados se capturaron ejemplares de varias especies para determinar su longitud. El número total de especies de peces teleosteos fue 116. Las especies dominantes fueron *Thalassoma bifasciatum*, *Stegastes partitus*, *Halichoeres bivittatus* y *Acanthurus bahianus*, las cuales respondieron por más del 50 % de los individuos contados. Las categorías tróficas dominantes fueron los comedores de invertebrados pequeños, los herbívoros y los omnívoros, mientras que los depredadores grandes (pargos, chernas, jureles) estuvieron ausentes. Los valores de la diversidad total (Índice de Shannon) fueron mayores en el área cerca de la Bahía de la Habana. Este resultado se debió a la menor dominancia de *T. bifasciatum* y *S. partitus* en esta área, lo que provocó un aumento de la equitatividad. Se discute el efecto que tienen los factores naturales, la sobrepesca, la sedimentación, la eutrofización y la contaminación en la composición observada de ictiofauna.

Palabras clave: peces marinos; variaciones espaciales; diversidad; ASW, Cuba.

ABSTRACT

Abundance and diversity of fishes living on the fringe reef along the western coast of Havana City was investigated using a stationary visual census method. Samples were taken in February-March and June of 2000. During each sampling period 240 censuses were made in 60 stations ubicated in 15 sites at depths from 3 to 18 m. Individuals of several species were caught in selected sites for the estimation of mean length. Total number of species of teleost fish was 116. The dominant species were *Thalassoma bifasciatum*, *Stegastes partitus*, *Halichoeres bivittatus* y *Acanthurus bahianus* which included more than 50 % of the censused individuals. Small invertebrates feeders, herbivores and omnivores were the dominant trophic categories, while large predators (snappers, groupers and jacks) were absent. Values of total diversity (Shannon's index) were higher in the area near Havana bay. This result was due to the lesser dominance of *T. bifasciatum* and *S. partitus* in this area which caused an increase in evenness. The effects of natural factors, overfishing, siltation, eutrophication and pollution on the observed composition of the fish fauna are discussed.

Key words: marine fishes; spatial variations; diversity; ASW, Cuba.

El estado de la ictiofauna marina costera de Ciudad de la Habana ha sido investigado parcialmente en puntos seleccionados (Aguilar y González-Sansón, 2000; González-Sansón y Aguilar, 2000; Aguilar y González-Sansón, 2002; González-Sansón y Aguilar, 2002). Como resultado de esas investigaciones, se encontró una ausencia notable de especies de tamaño grande y mediano (pargos, meros, jureles, loros, pez perro entre otros) que se podían observar con frecuencia en la zona hasta la década de los años 70. Este fenómeno se atribuye a la pesca excesiva, principalmente la que se efectúa con arpón (pesca submarina). Esto implica que las investigaciones se realizan sobre una ictiofauna

notablemente modificada por la sobrepesca y que se caracteriza por el dominio de especies pequeñas. En esta zona los depredadores constituyen un factor regulador mínimo.

Otro resultado importante de las investigaciones mencionadas anteriormente es que, tanto en la desembocadura del río Almendares, como en la entrada de la bahía de la Habana, se pueden identificar variaciones en las características de las asociaciones de especies de peces que viven en el arrecife de coral que se desarrolla en la zona sublitoral superior (hasta los 12 m de profundidad). Las variaciones observadas parecen responder a un

gradiente en las condiciones ambientales generado por la descarga de las aguas de la bahía y del río.

En la bahía de la Habana y en el río Almendares existe una fuerte contaminación orgánica proveniente fundamentalmente de aguas albañales no tratadas. En el caso de la bahía, existe también una contaminación crónica por hidrocarburos del petróleo que proviene tanto de la actividad portuaria como de la refinería situada junto al puerto. También se han detectado concentraciones altas de metales pesados (Areces y Toledo, 1985; González, 1991; Beltrán *et al.*, 1998). En el río vierten sus aguas residuales varias industrias, pero no se posee información actualizada sobre la naturaleza de los contaminantes presentes y del volumen de las descargas.

Con el objetivo de obtener una visión más completa de las variaciones espaciales y temporales en la composición de la ictiofauna en la zona marina costera de región más urbanizada de Ciudad de la Habana, se llevó a cabo un programa de muestreo intensivo en dicha zona. Se realizaron también capturas de ejemplares de especies seleccionadas en varios puntos de la costa para determinar la existencia de variaciones en varios indicadores morfológicos y fisiológicos asociadas a los cambios en las condiciones ambientales de los sitios de muestreo. En el presente artículo se exponen los aspectos más generales de los resultados obtenidos en la investigación.

MATERIAL Y METODOS

La zona de estudio es la porción del sublitoral superior adyacente a la costa de Ciudad de la Habana en el tramo comprendido entre la entrada del Puerto de la Habana y la calle 84 del barrio de Miramar (Fig. 1). Se definieron tres áreas de acuerdo a la distancia con respecto a la entrada del puerto de la Habana y la desembocadura del río Almendares:

Area 1: Se extiende desde la boya roja que marca el borde occidental del canal de entrada a la bahía de la Habana hasta la zona marina frente al hotel Nacional. Esta área se conoce como la Caleta de San Lázaro y se le considera muy afectada por la descarga de la bahía y un número no determinado de bocas drenaje que están contaminadas con aguas albañales.

Area 2: Desde la zona marina frente al hotel Nacional hasta la desembocadura del río Almendares. Hacia esta área se mueve la pluma de descarga del río con mayor frecuencia e intensidad debido a la corriente predominante (hacia el nordeste) y al efecto de Coriolis.

Area 3: Comprendida entre la desembocadura del río Almendares y la zona marina frente a la calle 84 en el barrio de Miramar. En esta zona no hay una influencia grande del escurrimiento de tierra y las salidas de drenaje contaminadas tienen un efecto muy localizado y que no sobrepasa los 5 metros de profundidad.

En cada una de las áreas se establecieron varios puntos de muestreo aproximadamente equidistantes (6 en el área 1, 4 en el área 2 y 5 en el área 3). En cada punto de muestreo se realizaron censos visuales estacionarios repetidos (Bohnsack y Bannerot, 1986) en los cuatro biotopos característicos del sublitoral definidos (Aguilar y González-Sansón, 2000) para la zona de estudio (zona de *Echinometra*, plano rocoso, veril superior y veril inferior). En cada sitio se realizaron en total 16 censos en la etapa febrero-marzo y 16 censos en junio de 2000. Las especies se identificaron *in situ* siguiendo los trabajos de Bölhke y Chaplin (1995) y Guitart (1978). En el presente trabajo se hace un análisis general combinando los datos de los 4 biotopos para cada repetición en cada sitio. En otro trabajo (Aguilar *et al.*, 2004) se hace un análisis más detallado separando los datos por biotopo dentro de cada área de muestreo.

Se definieron 4 estaciones fijas para la captura regular de ejemplares de las especies seleccionadas. La ubicación de esas estaciones fue la siguiente (Fig. 1):

- Junto al anclaje de la boya roja que marca el borde suroccidental del canal de entrada a la bahía de la Habana. Se identifica como "br".
- En el borde inferior del veril de tierra frente a la calle 12 del Vedado. Se corresponde con la orilla oriental de la desembocadura del río Almendares. Se identifica como "río".
- Frente a la calle 16 en Miramar. Se identifica como "c16".

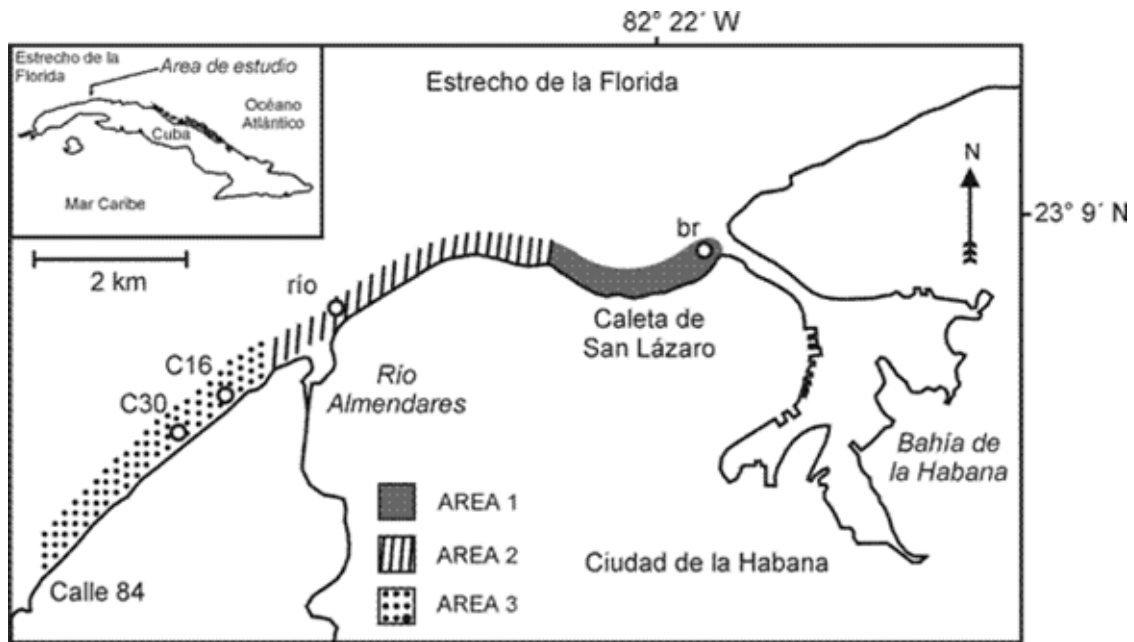


Fig. 1. Zona de estudio. Ver texto para detalles en la definición de las áreas y las estaciones de muestreo.

- Frente a la calle 30 en Miramar. Se identifica como “c30”.

Las especies incluidas en los muestreos fueron *Stegastes partitus*, *Thalassoma bifasciatum*, *Halichoeres bivittatus* y *H. garnoti*. Estas especies fueron seleccionadas como bioindicadores potenciales de contaminación teniendo en cuenta su abundancia, territorialidad y hábitos alimentarios. Los individuos colectados se procesaron en el laboratorio, donde se determinaron varias medidas corporales, peso de gónadas e hígado y se anotaron otras características. En el presente artículo solamente se presentan los resultados obtenidos al medir los largos de los ejemplares capturados, como una contribución a la descripción de las características generales de la ictiofauna. Posteriormente, en otros artículos, se presentará un análisis detallado de los resultados obtenidos al analizar los indicadores morfológicos y organosomáticos, la alimentación natural y otros aspectos.

Las capturas se realizaron mediante buceo autónomo con el auxilio de jamos cuadrados. Los colectores fueron los mismos en todos los sitios de muestreo. Las capturas se realizaron con periodicidad mensual entre enero de 2000 y marzo de 2003. La longitud corporal utilizada varió según las características corporales de la

especie. En el caso de *S. partitus* que presenta una escotadura muy notable en la aleta caudal se utilizó el largo medido desde el extremo del hocico hasta la escotadura (LH). En el caso de *T. bifasciatum*, que sufre un notable cambio en la forma de la aleta caudal al pasar a la fase terminal se utilizó el largo estándar (LS). En el caso de *H. bivittatus* y *H. garnoti*, que no tienen la caudal escotada, se utilizó el largo total (LT).

Para la clasificación de las especies en grupos según la alimentación natural, se utilizó la información dada por el trabajo clásico de Randall (1967) revisado recientemente por DeLoach (1999). En el caso de algunas especies, se usó también información no publicada sobre composición del contenido estomacal (Aguilar, 2005).

Para sintetizar la estructura de las asociaciones de peces se utilizaron los índices de diversidad siguientes (Ludwig y Reynolds, 1988):

S = Número de especies

H' = Índice de diversidad total de Shannon, el cual se define como:

$$H' = - \sum (Ni/N) \ln (Ni/N)$$

donde Ni es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos.

J' = Índice de equitatividad de Pielou el cual se define como:

$$J' = H' / (\ln S)$$

E = Índice de equitatividad de Hill modificado, el cual se define como:

$$E = (N_2 - 1) / (N_1 - 1)$$

donde

$$N_1 = \exp(H') \text{ y } N_2 = (1 / \sum (N_i / N))$$

El índice de Shannon se estimó según dos métodos diferentes: a) sobre los datos acumulados para todos los sitios en cada área y en cada etapa de muestreo y b) utilizando el método de remuestreo conocido como "jackknife" (Routledge, 1980) sobre los valores de abundancia total de los sitios dentro de cada área y periodo de tiempo. Este último método ayuda a corregir parcialmente el sesgo debido al tamaño de muestra y permite obtener intervalos de confianza para los estimados. Para el cálculo de los valores por remuestreo se utilizó un programa escrito en TurboBasic 1.1 (Borland Inc.) por G. González-Sansón, siguiendo la rutina de cálculo diseñada por Routledge (1980).

Para el análisis de la diversidad se utilizó también el método de graficar el logaritmo del número de individuos de cada especie contra el logaritmo del rango de dicha especie, determinado según un ordenamiento descendente de abundancia.

Para determinar la similitud de las listas de especies dominantes ordenadas según su abundancia se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (r_s). Un valor positivo y diferente de cero significativamente, se tomó como criterio para considerar las listas similares. En caso contrario se consideró que el orden de abundancia de las especies dominantes es diferente en ambas listas. La significación de las diferencias entre los estimados del índice de Shannon obtenidos por remuestreo y de las tallas medias de los individuos de especies seleccionadas se investigó utilizando el análisis de varianza con una vía de clasificación y efectos fijos seguido por una prueba de comparaciones múltiples *post hoc* de Student-Newman-Keuls (Zar, 1996). Los análisis se realizaron con el programa STATISTICA 5.1 (StatSoft, 1995).

RESULTADOS

Fueron censados 36 369 individuos pertenecientes a una especie de condricio y 112 especies de peces teleósteos. En el Apéndice I se da el listado de todas las especies ordenado alfabéticamente. Este listado incluye los nombres comunes con el fin de facilitar la utilización del presente trabajo en análisis de medidas de regulación.

Para realizar un análisis comparativo de las especies dominantes, se ordenó la lista de especies según el criterio de número total de individuos identificados en orden descendente y se seleccionaron las 10 más abundantes. Esto se hizo para cada periodo de muestreo por separado y los dos conjuntos de 10 especies se combinaron en uno solo (Tabla 1). Para facilitar la comparación, a cada especie se le dio un rango de importancia según su abundancia relativa, asignando el 1 a la más abundantes, el 2 a la segunda más abundante y así sucesivamente. Los juveniles tempranos de las especies *Acanthurus bahianus* y *A. chirurgus* se tratan como una entidad aparte porque su número resultó significativo pero es imposible separar las especies. Los resultados obtenidos (Tabla 1) indican que en ambos periodos las especies dominantes numéricamente fueron básicamente las mismas y su orden jerárquico resultó similar ($r_s = 0.57$, $p < 0.05$).

Aunque el análisis estadístico indica que en lo esencial las listas en ambos periodos son similares, se observan algunas variaciones que conviene comentar. En la etapa febrero-marzo, las especies *Haemulon plumieri*, *Chaetodon capistratus* y *Sparisoma aurofrenatum* quedaron incluidas entre las 10 más abundantes, mientras que en junio quedaron excluidas. Una situación contraria ocurrió con *Chromis cyanea*, *Caranx ruber* y los juveniles de las especies del género *Acanthurus*. Estas tres especies manifestaron un cambio muy notable en su abundancia, incrementando el número de individuos en junio, periodo en que clasificaron entre las especies más abundantes.

Al realizar un análisis similar al anterior por áreas de muestreo (Tabla 2), se encontró que en todas las áreas las especies *T. bifasciatum* y *A. bahianus* ocupan posiciones muy dominantes. En el caso de la especie *Stegastes partitus*, sin embargo, se nota una disminución significativa de la abundancia en el área 1 con respecto a las otras, donde ocupó el segundo lugar por abundancia en ambas. Lo contrario ocurre con la especie *H. bivittatus*, la cual ocupó la segunda posición por su abundancia en el área 1, mientras que en las otras áreas quedó en los lugares 6-7. Estas variaciones notables resultaron

Tabla 1. Porcentaje del número total de individuos contados en cada período de muestreo que representan las especies de peces dominantes en la zona de estudio. El criterio de inclusión es que la especie aparezca entre las diez más abundantes en al menos un período de muestreo. El rango indica su posición en una lista ordenada según la abundancia en orden descendente dentro de cada período. Cc = Consumidores de crustáceos y otros invertebrados; H = Herbívoros; O = Omnívoros; Pn = Planctófagos.

	Categoría trófica	feb-mar	rango	jun	rango
Thalassoma bifasciatum	Cc	25.3	1	23.2	1
<i>Stegastes partitus</i>	O	11.8	3	16.5	2
<i>Acanthurus bahianus</i>	H	12.0	2	9.0	3
<i>Halichoeres bivittatus</i>	Cc	6.6	4	5.5	4
<i>Haemulon flavolineatum</i>	Cc	3.2	6	3.5	6
<i>Acanthurus coeruleus</i>	H	3.4	5	2.3	9
<i>Chromis cyanea</i>	Pn	0.7	27	4.0	5
<i>Chromis multilineata</i>	Pn	1.9	10	3.1	8
<i>Acanthurus sp. (juv.)</i>	H	0.5	33	3.2	7
<i>Haemulon plumieri</i>	Cc	2.8	7	0.9	20
<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	H	2.6	8	1.0	17
<i>Chaetodon capistratus</i>	Cc	2.2	9	1.1	16
<i>Caranx ruber</i>	Cc	0.6	25	2.2	10
% del total		73.7		75.5	

Tabla 2. Porcentaje del número total de individuos contados en cada área de muestreo que representan las especies de peces dominantes en la zona de estudio. El criterio de inclusión es que la especie aparezca entre las diez más abundantes en al menos una de las áreas definidas. El rango indica su posición en una lista ordenada según la abundancia en orden descendente dentro de cada área. Cc = Consumidores de crustáceos y otros invertebrados; H = Herbívoros; O = Omnívoros; Pn = Planctófagos.

	Categoría trófica	Area1	rango	Area 2	rango	Area 3	rango
Thalassoma bifasciatum	Cc	17.5	1	26.4	1	28.2	1
<i>Stegastes partitus</i>	O	6.4	5	20.6	2	17.7	2
<i>Acanthurus bahianus</i>	H	10.5	3	10.9	3	9.7	3
<i>Halichoeres bivittatus</i>	Cc	12.2	2	2.1	7	3.0	6
<i>Haemulon flavolineatum</i>	Cc	6.6	4	2.3	6	1.3	13
<i>Acanthurus coeruleus</i>	H	2.3	10	2.9	4	3.2	5
<i>Chromis cyanea</i>	Pn	0.7	27	1.9	8	4.5	4
<i>Chromis multilineata</i>	Pn	3.2	6	1.2	14	2.9	7
<i>Acanthurus (juv)</i>	H	2.0	12	2.5	5	1.9	9
<i>Haemulon plumieri</i>	Cc	3.2	7	1.0	19	1.0	18
<i>Abudefduf saxatilis</i>	Pn	2.6	9	0.8	22	1.2	15
<i>Chaetodon capistratus</i>	Cc	2.7	8	1.1	16	0.9	19
<i>Caranx ruber</i>	Cc	1.1	21	1.6	11	1.8	10
<i>Acanthurus chirurgus</i>	H	1.5	14	0.5	31	1.9	8
<i>Halichoeres garnoti</i>	Cc	1.3	18	1.8	10	1.1	16
<i>Haemulon spp (juv)</i>	Pn	0.2	51	1.9	9	0.1	64
% del total		73.9		79.5		80.4	

Tabla 3. Valores del índice de diversidad de Shannon (H'), del índice de equitatividad de Pielou (J'), del índice de equitatividad de Hill modificado (E) y del número total de especies (S) para las tres áreas de muestreo. Los valores fueron calculados con el número total de individuos acumulados (N)

	Area 1		Area 2		Area 3	
	Feb-mar	Junio	Feb-mar	Junio	Feb-mar	Junio
N	6249	6272	3988	6298	5397	8165
H'	3.200	3.147	2.757	2.868	2.654	2.774
S	89	85	72	79	69	81
J'	0.713	0.708	0.645	0.656	0.627	0.631
E	0.550	0.532	0.427	0.427	0.438	0.451

significativas. Así, las listas de especies dominantes en las áreas 2 y 3 no difieren entre sí en cuanto al orden jerárquico de las especies ($r_s = 0.67$, $p < 0.05$), mientras que ambas difieren significativamente del orden de las especies en el área 1 ($r_s = 0.42$, $p > 0.05$ para el área 2; $r_s = 0.45$, $p > 0.05$ para el área 3).

En las áreas 2 y 3 más del 50% de todos los individuos quedó clasificado en 3 especies (Tabla 2), mientras que en el área 1 fue necesario acumular 5 especies para logra un porcentaje similar. Esto indica una repartición más equitativa del número de individuos que se refleja en los índices de diversidad acumulados calculados para cada área (Tabla 3). En el área 1 el índice de diversidad de Shannon fue superior a 3 en ambos periodos, mientras que en el resto de los casos todos los valores fueron menores que 2. Una tendencia similar se observó en ambos índices de equitatividad y en el número total de especies. Las curvas del número acumulado de especies (Fig. 2) y del índice de Shannon acumulado (Fig. 3) se estabilizaron de forma evidente, lo que indica que los tamaños de muestra fueron adecuados.

Los estimados por remuestreo del índice de Shannon presentaron una tendencia similar a la observada para los estimados obtenidos por acumulación del número de individuos clasificados por áreas y periodos de muestreo (Fig. 4). Los valores medios de los pseudovalores (que son los estimados por remuestreo de H') presentaron diferencias significativas ($F_{5,114} = 10.08$, $p < 0.05$). La prueba SNK permitió verificar que los estimados en el área 1 (3.244 en febrero-marzo y 3.202 en junio), resultaron significativamente mayores que los valores

obtenidos en el resto de los casos, los cuales oscilaron entre 2.678 y 2.926.

Los diagramas de abundancia-rango resultaron muy similares para todas las zonas en ambos periodos de muestreo (Fig. 5). En todos los casos se alejan notablemente de una tendencia lineal, que reflejaría una distribución geométrica del número de individuos entre las especies.

Un aspecto notable de los resultados obtenidos es la ausencia de individuos de las especies grandes y de interés comercial. No se observó ningún ejemplar de las especies mayores de la familia Scaridae (*Scarus guacamaia*, *S. coeruleus* y *S. coelestinus*). Tampoco se observaron ejemplares de *Lachnolaimus maximus*, la especie mayor de la familia Labridae. Fue notable la ausencia de ejemplares grandes de la Familia Carangidae. Todos estos grupos estuvieron representados por especies de tamaño pequeño.

Dos familias que se consideran muy importantes desde el punto de vista comercial son Lutjanidae (pargos) y Serranidae (meros). Ambas estuvieron representadas en la zona de estudio por las especies de tamaño pequeño (Tabla 4). En el caso de la Familia Lutjanidae, dominaron ampliamente *Lutjanus synagris* y *Ocyurus chrysurus*, mientras que en la Familia Serranidae la especie que dominó de forma casi absoluta fue *Epinephelus fulvus*. Es notable la ausencia de ejemplares de tamaño grande de los géneros *Lutjanus*, *Epinephelus* y *Mycteroperca*.

La clasificación de las especies de acuerdo a sus hábitos alimentarios generales (Figs. 6 y 7) permitió comprobar que en ambos periodos y en todas las áreas domina el conjunto de los comedores de invertebrados pequeños y los herbívoros. El primer

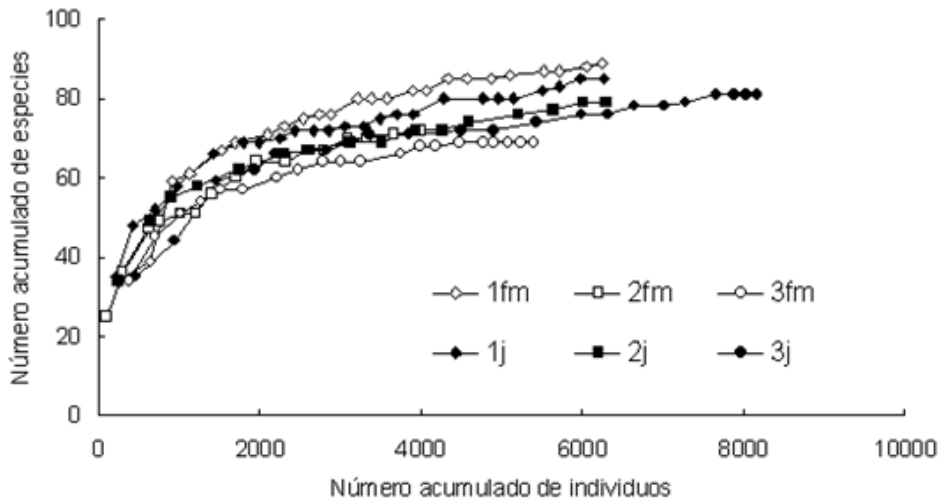


Fig. 2 Número acumulado de especies al acumular el número de individuos de los censos realizados en las área y periodos de muestreo. Los números indican las áreas definidas en la figura 1 y las letras los periodos de muestreo (fm: Febrero marzo 2000; j: Junio 2000).

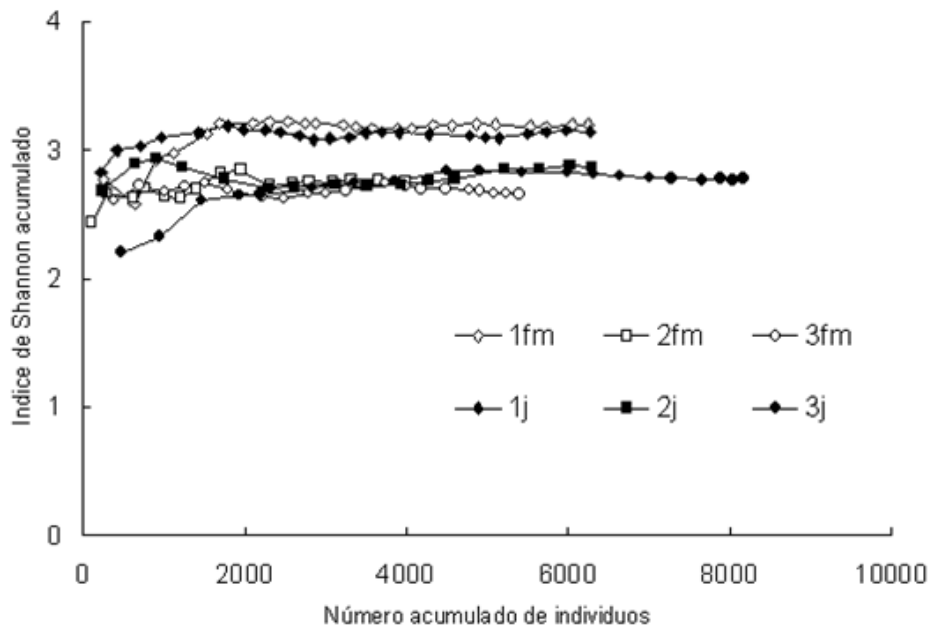


Fig. 3. Índice de Shannon calculado al acumular el número de individuos de los censos realizados en las área y periodos de muestreo. Los números indican las áreas definidas en la figura 1 y las letras los periodos de muestreo (fm: Febrero marzo 2000; j: Junio 2000).

grupo está compuesto en más de un 70% por individuos de las especies *T. bifasciatum*, *H. bivittatus* y *H. flavolineatum*, aunque están presentes en el mismo más de 30 especies. El segundo está formado, en más de un 80%, por las tres especies del género *Acanthurus* y *S. aurofrenatum*.

El tercer grupo trófico de acuerdo a su abundancia numérica es el formado por los omnívoros (consumidores de algas e invertebrados muy pequeños bentónicos y del plancton). Los individuos de la especie *S. partitus* representan más del 90 % de este grupo. Por ese motivo, se nota claramente una disminución del mismo en el área de muestreo 1 en ambos periodos.

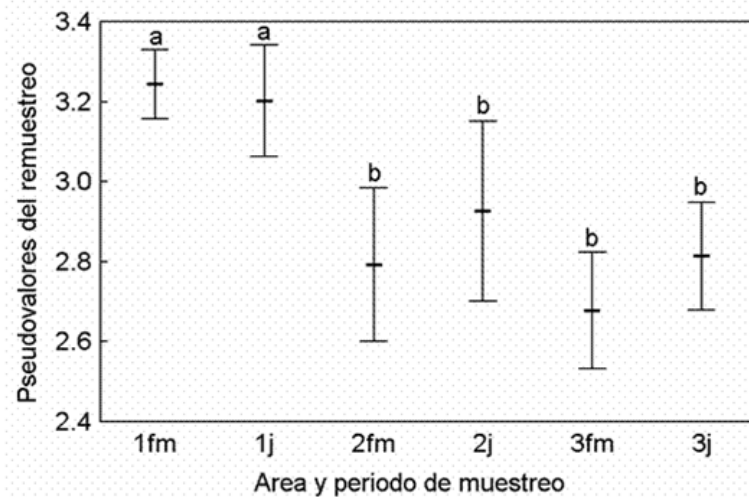


Fig. 4. Valor medio e intervalo de confianza del 95 % de los pseudovalores obtenidos mediante remuestreo “Jackknife” para estimar el índice de Shannon (valor medio de los pseudovalores) en cada área y periodo de muestreo. Letras diferentes indican diferencia significativa según la prueba SNK. El número indica el área (ver figura 1) y las letras el periodo de muestreo (fm: Febrero marzo 2000; j: Junio 2000).

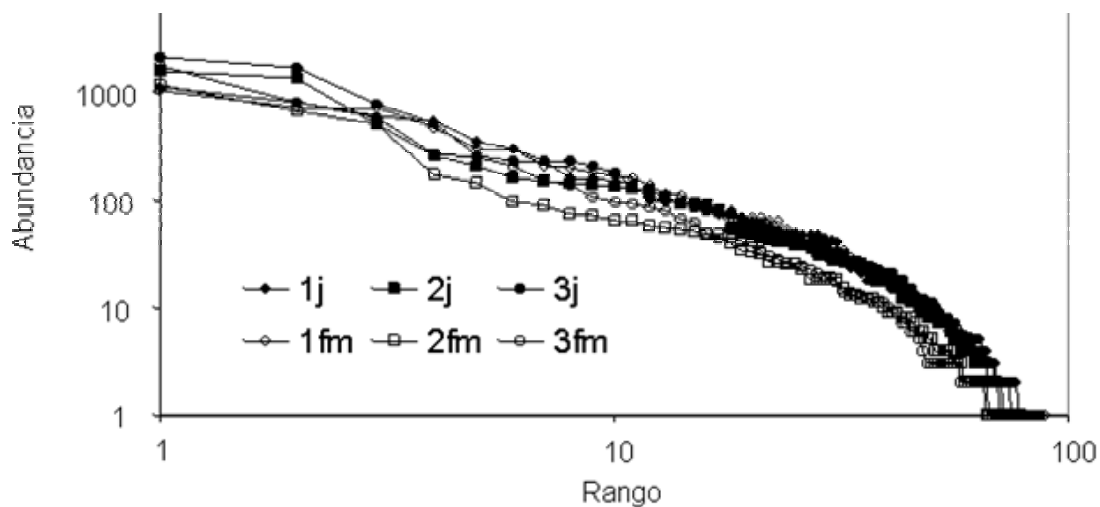


Fig. 5. Diagrama abundancia-rango para todas las áreas en los dos periodos de muestreo. Los números indican las áreas definidas en la figura 1 y las letras los periodos de muestreo (fm: Febrero marzo 2000; j: Junio 2000).

Los planctófagos están poco representados en la ictiofauna de la zona de estudio y están dominados por las especies, *Ch. multilineata*, *A. saxatilis*, *C. parrae* y *Ch. cyanea*, las cuales constituyen más del 90% del número de individuos clasificados en este grupo. La representación de este grupo resultó superior en el muestreo de junio.

Los piscívoros prácticamente están ausentes. Su baja representación está dada por un conjunto de 16 especies que en total contribuyen con menos del 5% del total de individuos contados en el estudio. A esto se suma que las especies dominantes en el grupo son *E. fulvus* y *E. cruentatus*, las cuales no son piscívoras estrictas y podrían incluir en sus dietas pequeñas cantidades de invertebrados.

Tabla 4. Número de individuos censados pertenecientes a las especies de las familias Lutjanidae y Serranidae. Se presenta también el porcentaje que representa cada familia completa del número total de individuos contados para todas las especies.

Areas	Febrero - marzo				Junio			
	1	2	3	total	1	2	3	total
Lutjanidae (% del total)	2.94	3.71	2.28	2.91	1.43	0.73	0.83	0.98
Lutjanus analis	2	2	5	9	1	0	0	1
<i>Lutjanus apodus</i>	1	0	0	1	0	2	0	2
<i>Lutjanus bucanella</i>	9	0	0	9	7	8	0	15
<i>Lutjanus synagris</i>	110	53	27	190	56	33	36	125
<i>Ocyurus chrysurus</i>	62	93	91	246	26	3	32	61
Serranidae (% del total)	0.54	1.65	0.98	0.98	0.51	0.73	1.32	0.90
Epinephelus ascencionis	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Epinephelus cruentatus</i>	14	4	0	18	5	5	5	15
<i>Epinephelus fulvus</i>	6	50	37	93	8	23	51	82
<i>Epinephelus guttatus</i>	2	3	0	5	2	6	8	16
<i>Hypoplectrus nigricans</i>	3	0	0	3	1	0	0	1
<i>Hypoplectrus puella</i>	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Hypoplectrus unicolor</i>	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Serranus baldwini</i>	0	0	3	3	0	1	13	14
<i>Serranus tabacarius</i>	3	0	0	3	3	0	1	4
<i>Serranus tigrinus</i>	4	9	13	26	13	11	28	52

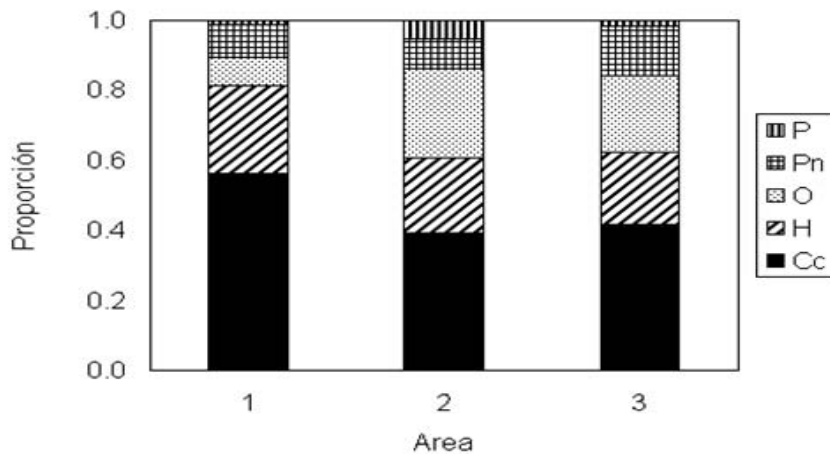


Fig. 6. Representación de los grupos tróficos de la ictiofauna (proporción del número total de individuos) para cada área (ver figura 1) en las muestras de febrero-marzo del 2000. Cc = Consumidores de crustáceos y otros invertebrados; H = Herbívoros; O = Omnívoros; Pn = Planctófagos; P = Piscívoros

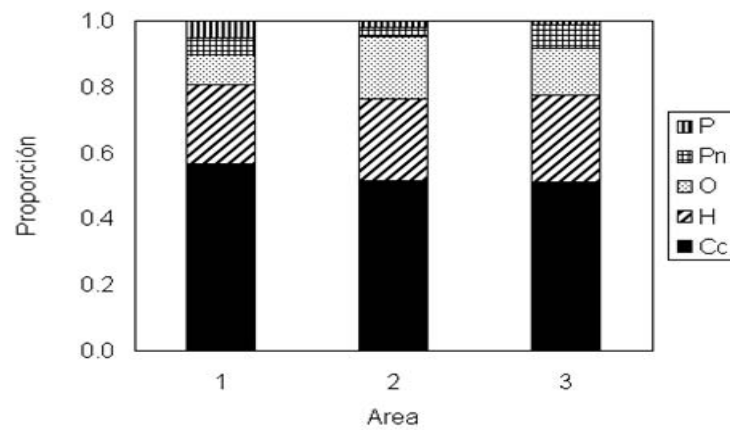


Fig. 7. Representación de los grupos tróficos de la ictiofauna (proporción del número total de individuos) para cada área (ver figura 1) en las muestras de junio del 2000. Cc = Consumidores de crustáceos y otros invertebrados; H = Herbívoros; O = Omnívoros; Pn = Planctófagos; P = Piscívoros

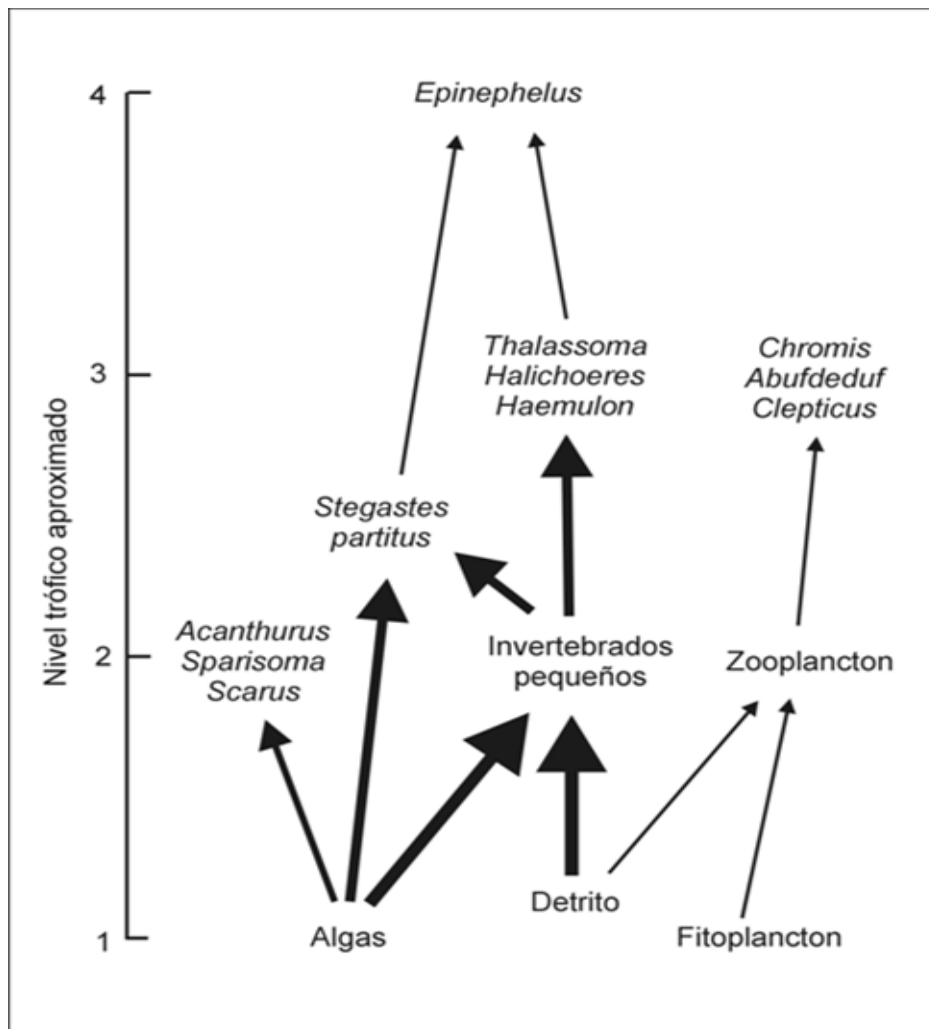


Fig. 8. Esquema simplificado preliminar de las relaciones tróficas posibles de la ictiofauna en el arrecife costero adyacente a la Ciudad de la Habana.

Con la información obtenida se elaboró un esquema de las relaciones tróficas fundamentales que involucran a la ictiofauna en la zona de estudio (Fig. 8). En el diagrama se muestran los géneros principales, pues en muchos casos hay varias especies con hábitos alimentarios similares. Las especies incluidas constituyen más del 80 % de los individuos contados, por lo que se considera que las relaciones mostradas recogen la esencia de la trama alimentaria de los peces en la zona de estudio. De acuerdo con la representación numérica ya discutida anteriormente, el flujo de energía principal es a través de los herbívoros, el omnívoro *S. partitus* y los consumidores de invertebrados pequeños. Tanto los planctófagos como los ictiófagos constituyen elementos secundarios en esta trama alimentaria.

En tres de las cuatro especies analizadas, se encontraron diferencias significativas en la talla media de los individuos (Tabla 5). Los ejemplares medidos de *S. partitus*, y *H. garnoti* resultaron mayores en las estaciones de “boya roja” y “río”, mientras que *H. bivittatus* mostró una tendencia a disminuir la talla media desde la entrada del puerto hasta la estación de “calle 30”. En este caso la prueba SNK no permitió definir grupos claros de medias diferentes, aunque se puede considerar que los ejemplares de “boya roja” son significativamente mayores que los de “calle 30”. La especie *T. bifasciatum* presentó tallas similares en todas las estaciones.

DISCUSION

La composición de la ictiofauna marina en la zona costera de Ciudad de la Habana está influida por tres factores fundamentales: Las características ambientales naturales, la pesca y la contaminación proveniente de tierra. Una comprensión de la dinámica de esta asociación de especies requiere de un análisis de la forma de actuar de estos factores.

Por su naturaleza geomorfológica y la disposición de la línea costera, la zona está sometida a un fuerte embate del oleaje en la época de los nortes (principalmente entre diciembre y marzo). Esto hace que la comunidad bentónica esté adaptada a un ambiente de alta energía y presente características en correspondencia con esta situación. Aunque existen condiciones generales para la fijación de corales, gorgonias y esponjas, el crecimiento se limita fundamentalmente a la zona del veril (Guardia y González-Sansón, 2000) y no existen crestas ni arrecifes de parche

(cabezos). En su lugar, toda la franja costera hasta unos 7 metros de profundidad es una explanada con muy pocos refugios. No existen grandes porciones de fondos blandos y las que hay son muy inestables, por lo que no existen pastos marinos. Esto limita la disponibilidad de alimento. No obstante lo anterior, la ictiofauna presenta más de 100 especies.

La información anecdótica de los habitantes de la zona y de pescadores que desarrollan su actividad desde la década de los años 70 coincide siempre en señalar la existencia de peces grandes que visitaban o se refugiaban temporalmente en las aguas costeras (Tabla 6). Ninguna de esas especies fue vista en este trabajo ni en otros anteriores (Aguilar y González-Sansón, 2000; Aguilar y González-Sansón, 2002). Todas esas especies son muy vulnerables a la pesca, particularmente la submarina, actividad que se practica de forma sistemática en la zona de estudio. Es lógico concluir, a pesar de que no se tiene evidencia científica, que el efecto de una actividad extractiva excesiva en la zona durante más de 30 años, es la causa directa de la ausencia de esas especies. A esto contribuye que la zona es relativamente pequeña (plataforma muy estrecha y no más de 6 Km de longitud a lo largo de la costa). Los pescadores submarinos habituales conocen prácticamente cada cueva o refugio en toda el área y los visitan con una periodicidad alta.

La sobrepesca a provocado la desaparición de prácticamente todos los depredadores importantes. Estos generalmente juegan un papel regulador importante, contribuyendo a un aumento en la diversidad de la ictiofauna. Su ausencia en la zona de estudio posiblemente permita que algunas especies pequeñas desarrollen poblaciones mayores y más dominantes. Debe esperarse entonces una ictiofauna de composición modificada con respecto a la original, donde predominen en general especies pequeñas y la equitatividad en la repartición de los individuos sea baja. Los resultados obtenidos en este trabajo confirman ese supuesto.

Una vez analizados los efectos de la geomorfología costera, los fenómenos climáticos naturales y la sobrepesca, se puede suponer que otros cambios observados en la composición de la ictiofauna se puedan deber a otros impactos de origen natural y humano. En este sentido, hay fuerte evidencia de que la descarga del puerto habanero produce un impacto en la ictiofauna marina costera. Esto se refleja en una disminución, en el área inmediata a la bahía, de la dominancia de algunas especies con el consecuente incremento significativo en el valor

Tabla 5. Valores medios de la talla de especies seleccionadas que fueron muestreadas en las estaciones fijas (ver descripción en el texto). N = Número de individuos medidos, Ic = Intervalo de confianza del 95 %, SNK = Resultados de la prueba SNK de comparaciones múltiples.

Estación	N	Media	Ic	SNK
<i>Stegastes partitus</i> (Largo horquilla)				
br	356	56.6	55.8 - 57.5	a
rio	439	53.9	53.1 - 54.8	b
c16	240	51.4	50.3 - 52.5	c
c30	514	49.2	48.4 - 50.0	d
<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Largo estándar)				
br	255	61.3	59.2 - 63.4	ns
rio	280	57.2	55.5 - 58.9	ns
c16	44	58.5	54.7 - 62.3	ns
c30	306	57.0	55.5 - 58.5	ns
<i>Halichoeres bivittatus</i> (Largo total)				
br	167	95.5	90.4 - 100.7	a
rio	50	85.0	77.6 - 92.4	ab
c16	14	83.6	75.3 - 92.0	ab
c30	103	74.2	71.0 - 77.3	b
<i>Halichoeres garnoti</i> (Largo total)				
br	50	133.8	122.4 - 145.2	a
rio	35	115.8	102.0 - 129.7	b
c16	29	88.8	82.1 - 95.4	c
c30	46	81.4	73.4 - 89.5	c

Tabla 6. Algunas especies que se observaban con cierta frecuencia en la zona de estudio en la década de los años 70.

Nombre científico	Nombre común	Frecuencia
<i>Scarus guacamaia</i>	Loro guacamayo	Muy frecuente
<i>Scarus coeruleus</i>	Loro azul	Muy frecuente
<i>Scarus coelestinus</i>	Loro policía	Muy frecuente
<i>Lachnolaimus maximus</i>	Pez perro	Frecuente
<i>Mycteroperca bonaci</i>	Aguaji	Frecuente
<i>Epinephelus striatus</i>	Cherna	Frecuente
<i>Epinephelus itajara</i>	Guasa	Ocasional

de la diversidad total. Una explicación plausible para este resultado es la hipótesis del estrés intermedio (Connell, 1978), la cual pronostica que a niveles medios de perturbación deben encontrarse los valores máximos de diversidad. Un resultado similar ha sido encontrado por otros autores (Fausch *et al.*, 1990; Dixon *et al.*, 1993)

La composición de las especies dominantes varía de forma significativa y particular interés presenta el hecho de que *Halichoeres bivittatus* y otras especies resultaron más abundantes en el área 1 que en el resto de la zona de estudio. También es notorio el incremento en la talla media de varias especies con respecto a sitios menos impactados. Esto significa que, al menos para algunas especies, la descarga de la bahía podría estar resultando beneficiosa.

Las aguas de la bahía son muy ricas en materia orgánica particulada. Esto podría representar un subsidio en sustancias y energía a la zona costera adyacente mediante un mecanismo de "outwelling" (término acuñado por Odum, 1980) y que ha sido reconocido como característico de los sistemas estuarinos por varios autores (Twilley, 1985; Day *et al.*, 1989). El fenómeno podría estar ocurriendo también, aunque en menor cuantía, cerca de la desembocadura del río Almendares.

Es posible, sin embargo, que el beneficio aparente discutido anteriormente este acompañado de un efecto nocivo importante, pero menos evidente. Este se podría expresar en una mayor mortalidad de los juveniles recién asentados o en una capacidad reproductiva disminuida. Agentes para efectos de este tipo podrían encontrarse entre las muchas sustancias tóxicas que existen tanto en la bahía como en el río y que podrían ejercer su acción de una forma sutil y difícil de verificar.

La ictiofauna de la zona costera de Ciudad de la Habana debe considerarse un sistema abierto que tiene un gran intercambio genético con otras zonas del litoral. Esto quiere decir que gran parte de las larvas que se producen en la zona no son retenidas en ella y posiblemente terminen asentándose en áreas más o menos lejanas hacia las cuales son transportadas por las corrientes. De igual forma, una determinada cantidad de larvas y juveniles provenientes de otras partes se deben asentar periódicamente en la zona de estudio. En relación con esto, se ha afirmado que, en este tipo de comunidades, el reclutamiento local de cada especie es independiente del éxito reproductivo local de esas especies y depende más bien del éxito reproductivo en otros sitios, algunas veces bien alejados (Sale, 1991; Doherty, 1991).

Lo anterior hace suponer que existe un potencial de recuperación alto en la ictiofauna de la zona de estudio. Aunque hoy no existen en la zona pargos, meros, jureles, loros y otros peces grandes, es posible que cada cierto tiempo arriben a la zona juveniles de esas especies. Parte de estos juveniles puede que mueran debido a los efectos de la contaminación y los sobrevivientes, apenas alcanzan un tamaño apropiado (relativamente pequeño), son capturados por los pescadores. Si se disminuye la carga contaminante que llega a la zona marina costera y se elimina la pesca excesiva y se prohíbe de forma efectiva el uso de artes de pesca masivos y la caza submarina, debe esperarse una recuperación relativamente rápida de las poblaciones y la aparición en breve plazo de algunos ejemplares de tamaño grande.

REFERENCIAS

- Aguilar, C. (2005): La ictiofauna costera de Ciudad de La Habana: Efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples en varios niveles de organización biológica. Universidad de La Habana, *Tesis Doctoral*, 122 pp.
- Aguilar, C. y G. González-Sansón (2000): Influencia de la contaminación de la bahía de la Habana sobre las asociaciones de peces costeros: I. Abundancia y diversidad. *Rev. Invest. Mar.* 21(1-3): 60-70
- Aguilar, C. y G. González-Sansón (2002): Ecología de la ictiofauna costera en la zona adyacente a la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba): I. Distribución espacial de la abundancia y la diversidad. *Rev. Invest. Mar.* 23(1): 3-14
- Aguilar, C., G. González-Sansón, K.R. Munkittrick y D.L. MacLachy (2004): Fish assemblages on fringe coral reefs of the northern coast of Cuba near Havana Harbor. *Ecotox. Env. Saf.* 58:126-138.
- Areces, A. y L. Toledo (1985): Características tróficas de la Bahía de La Habana durante el período de seca. Cuba, Instituto de Oceanología, *Reporte de Investigación* 40, 32 pp.
- Beltrán, J., F. Ruíz y L. Vega (1998): Contaminación por hidrocarburos del petróleo en la Bahía de La Habana, Cuba. *Revista Científico-Técnica del IIT. Transporte Desarrollo y Medio Ambiente, Cuba* 18, pp:5-10.
- Böhlke, J.E. y C.C.G. Chaplin (1993): *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters*. University of Texas Press, Austin, 2da Ed., 769 pp.
- Bohnsack, J.A. y S.P. Bannerot (1986): A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS* 41, 15 pp.
- Connell, J.H. (1978): Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199 (4335): 1302-1310.
- Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp y A. Yañez-Arancibia (1989): *Estuarine ecology*. Wiley, New York, 558 pp.
- DeLoach, N. (1999): *Reef fish behavior: Florida, Caribbean, Bahamas*. New World Publications, Jacksonville, 359 pp.

- Dixon, J.A., L. Fallon y T. van't Hof (1993): Meeting ecological and economic goals: marine parks in the caribbean. *Ambio* 22(2-3): 117-125.
- Doherty, P.J. (1991): Spatial and temporal patterns in recruitment,. In: *The ecology of fishes on coral reefs* (P. Sale, ed.), Academic Press, San Diego, pp. 261-293.
- Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr y P.L. Argermeier (1990): Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123-144.
- González, H. (1991): Heavy metal surveys in sediments of five important Cuban Bays. *Biochemistry* 14, 113-128.
- González-Sansón, G. y C. Aguilar (2000): Influencia de la contaminación de la Bahía de la Habana (Cuba) sobre las asociaciones de peces costeros: II. Análisis multidimensional. *Rev. Invest. Mar.* 21(1-3): 71-80
- González-Sansón, G. y C. Aguilar (2002): Ecología de la ictiofauna costera en la zona adyacente a la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba): II. Análisis multidimensional. *Rev. Invest. Mar.* 23(1): 15-25.
- Guardia, E. y G. González-Sansón (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.
- Guitart, D. (1985): *Sinopsis de los peces marinos de Cuba*. Editorial Científico-Técnica, La Habana, 308 + 562 pp.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds (1988): *Statistical ecology*. Wiley, New York, 337 pp.
- Odum, E.P. (1980): The status of three ecosystem-level hypothesis regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus-based food chains. *En: Estuarine Perspectives* (V. Kennedy, ed.), Academic, New York, pp: 485-495.
- Randall, J.E. (1967): Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography* 5: 665-847.
- Routledge, R.D. (1980): Bias in estimating the diversity of large, uncensused communities. *Ecology* 61(2): 276-281.
- Sale, P.F. (1991): Reef fish communities: open nonequilibrium systems. In: *The ecology of fishes on coral reefs* (P. Sale, ed.), Academic Press, San Diego, pp. 564-598.
- StatSoft, Inc. (1995): STATISTICA for Windows (Computer Program Manual). Tulsa, OK, USA.
- Twilley, R.R. (1985): The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20: 543-557.
- Zar, J.H. (1996): *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 3ra. Ed., 662 pp.

Aceptado: 13 de septiembre de 2006