MACROALGAS MARINAS AFECTADAS POR LA FLOTA DE ARRASTRE CAMARONERO EN EL MAR CARIBE DE COLOMBIA

por

Lennin Flórez-Leiva^{1*}, Luis Manjarrés-Martínez², Paúl Gómez-Canchong^{2,3}, Luis Orlando Duarte^{2,3} & Guillermo Díaz-Pulido¹

Resumen

Flórez-Leiva, L., L. Manjarrés-Martínez, P. Gómez-Canchong, L. O. Duarte & G. Díaz-Pulido: Macroalgas marinas afectadas por la flota de arrastre camaronero en el Mar Caribe de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 31 (118): 41-48, 2007. ISSN 0370-3908.

La pesca acompañante se ha convertido en un tema de preocupación mundial debido al impacto que las pesquerías ejercen sobre los ecosistemas marinos. Las evaluaciones de las capturas han hecho énfasis en las especies de peces e invertebrados, pero no existían estudios que evaluaran las comunidades de macroalgas afectadas por la pesca de arrastre, a pesar de que estas comunidades juegan un rol importante en la estructura y complejidad de los ecosistemas marinos. Este estudio evaluó la composición taxonómica y la biomasa de macroalgas en las capturas de 66 lances de pesca muestreados por observadores a bordo, en las zonas de pesca al norte y al sur de la desembocadura del río Magdalena, Caribe colombiano, entre julio y septiembre de 2004. Se identificaron un total de 16 taxa de macroalgas. En promedio, la biomasa de macroalgas (0-0.15 kg.h⁻¹ en el norte y 0-10 kg.h⁻¹ en el sur) fue mayor en la zona sur y fue consistentemente menor que las biomasas de camarones y descartes en ambas zonas. La presencia de macroalgas en la captura acompañante de la flota de arrastre camaronero y la actividad pesquera ejercida continuamente durante casi cinco décadas en el Mar Caribe de Colombia, indican que es urgente implementar modificaciones en las redes para disminuir su efecto abrasivo sobre las comunidades bentónicas.

Palabras clave: Macroalgas, pesca acompañante, camarón, redes de arrastre, Mar Caribe, Colombia, perturbaciones.

Programa de Biología, Instituto de Investigaciones Tropicales -INTROPIC, Universidad del Magdalena, AA 1122, Santa Marta, Colombia.

² Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales, Universidad del Magdalena, Cra. 32 # 22-08, Santa Marta, Colombia. gieep@unimagdalena.edu.co

³ Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

^{*} Correo electrónico: lenin.florez@gmail.com

Abstract

The bycatch from shrimp trawling has become a matter of concern due to the impact of fisheries on marine ecosystems. Several studies have emphasized the impacts of shrimp trawling on fish and invertebrates, but very little is known about the effects on seaweed communities, despite their critical role in the structure and function of marine ecosystems. In this study we assessed the taxonomic composition and biomass of seaweeds in the catches of 66 shrimp trawls sampled by observers at the fishing zones located north and south of the Magdalena river mouth, Colombian Caribbean, between July and September 2004. A total of 16 taxa of seaweeds were identified. Average seaweed biomass (0-0.15 kg.h⁻¹ north y 0-10 kg.h⁻¹ south) was higher in the south fishing zone and was consistently lower than shrimp and discard biomass in both fishing zones. The presence of macroalgae in shrimp trawl bycatch and the continuous fishing activity during almost five decades in the Colombian Caribbean stress the need to make modifications to the trawl gears to reduce negative (abrasive) effects on benthic communities.

Key words: Macroalgae, bycatch, shrimp, trawling, Caribbean Sea, Colombia, disturbances.

Introducción

La pesca acompañante hace parte de la pesca ilegal, no registrada y no regulada que se ha convertido en un tema central de la investigación pesquera a nivel mundial (Pitcher et al., 2002). Se divide en dos componentes: pesca incidental v descarte. La primera corresponde a los individuos que, aunque no son objetivo de la pesquería, son utilizados, mientras que la segunda corresponde a la captura que es regresada al mar por razones económicas, legales o culturales (Alverson et al., 1994). La pesca con redes de arrastre es la que más descartes produce, generando efectos perjudiciales ampliamente reconocidos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Hall, 1999). Los descartes mundiales de pesca marítima podrían alcanzar los 20 millones de toneladas anuales, lo que equivaldría al 25% de la pesca desembarcada (Alverson et al., 1994). Actualmente la reducción de la pesca acompañante es política de muchos estados, así como de un creciente número de organizaciones regionales de manejo pesquero (FAO, 1999).

Entre 1986 y 1992 se efectuaron en el Mar Caribe de Colombia diferentes investigaciones con el propósito de evaluar la pesca acompañante del camarón (PAC) en la flota industrial de arrastre (García, 1984; Arboleda, 1985; Osorio, 1986; Corchuelo, 1991; Anónimo, 1992). Sin embargo, en la mayoría de los casos estas evaluaciones, además de presentar una pobre resolución taxonómica y carecer de una referenciación geográfica adecuada sólo trataron el tema del impacto en las poblaciones de peces, moluscos y crustáceos. Estudios más completos sobre la PAC en la zona norte del Mar Caribe de Colombia se han desarrollado recientemente (Viaña et al., 2004; Duarte et al., 2004), involucrando también a los invertebrados, pero sin evaluar la composición taxonómica de las comu-

nidades de macroalgas afectadas por la pesca de arrastre, aspecto que ha sido marginalmente documentado a nivel mundial. Sólo se conocen algunos esfuerzos para evaluar el impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de fanerógamas marinas de la Florida (**Meyer** *et al.*, 1999).

Sorprende la poca atención que se ha dado a las macroalgas bentónicas en los estudios de pesca acompañante considerando que su importancia es múltiple: contribuyen significativamente a la producción primaria de los océanos, generan hábitats complejos para numerosas especies, son un recurso económicamente importante como alimento, materia prima de productos industriales y de abonos agrícolas (**Bula-Meyer**, 1989; 2004). En efecto, se ha calculado que hectárea por hectárea los lechos de macroalgas y pastos marinos son el tercer ecosistema más valioso del mundo de acuerdo a los servicios que prestan, sólo superado por los estuarios y los planos inundables (**Costanza** et al., 1997).

En el Atlántico occidental tropical y subtropical, que se extiende desde Carolina hasta el sur de Brasil, hay aproximadamente 1300 especies de algas bentónicas (**Wynne**, 1998). De esta diversidad se estima que en el Mar Caribe de Colombia existe un 45% de esta flora y actualmente la lista de macroalgas bentónicas en la costa Caribe de Colombia corresponde a 565 taxa incluyendo las zonas oceánicas y costeras (**Díaz-Pulido**, 2000; **Díaz-Pulido & Díaz-Ruiz**, 2003). A pesar de esta elevada diversidad, es muy poco lo que se conoce acerca de los impactos negativos de las acciones humanas sobre este recurso.

Este trabajo pretende identificar las especies de macroalgas que son afectadas por la pesca de arrastre de camarón en dos zonas de pesca del Mar Caribe de Colombia con condiciones oceanográficas diferentes, y brindar indicios sobre los impactos pesqueros que estas comunidades soportan, aspectos que pueden servir como insumo para el desarrollo de planes integrales o ecosistémicos para el manejo pesquero.

Métodos

El área de estudio comprendió las dos grandes zonas de pesca en que se acostumbra estratificar el Mar Caribe de Colombia: zona norte y zona sur, separadas por la desembocadura del río Magdalena (Fig. 1). La zona norte se caracteriza por la presencia de eventos de afloramiento estacionales promovidos por la acción de los vientos alisios (Andrade-Amaya, 2000), mientras que la zona sur tiene una influencia importante de descargas continentales (Patiño & Flórez, 1993). Detalles sobre la climatología de las dos zonas se encuentran también en Bula-Meyer (1977), Galvis (1990), CORPES (1992) y Álvarez-León et al. (1995).

Mensualmente se realizaron campañas de pesca a bordo de buques de la flota camaronera con sede en la ciudad de Cartagena. Entre julio y septiembre de 2004 se muestrearon 34 lances de pesca en la zona norte y 32 en la zona sur (Fig. 1). Para realizar un seguimiento adecuado de la pesca acompañante se muestrearon los sitios donde nor-

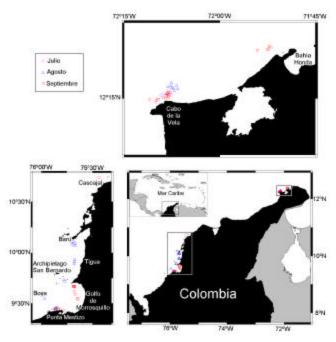


Figura 1. Ubicación de los lances y sitios muestreados en las dos zonas de pesca de arrastre del Mar Caribe de Colombia, entre Julio y Septiembre de 2004.

malmente opera la flota. En cada lance de pesca se aleatorizó la escogencia de la red a muestrar, entre las cuatro con que cuenta cada buque. La composición en peso del camarón y de la pesca incidental fue evaluada a bordo y, siguiendo el esquema de muestreo propuesto por **Pauly** (1983), se extrajo al azar una quinta parte de los descartes (incluidas las macroalgas) para su análisis posterior en el laboratorio.

Las macroalgas fueron identificadas con la mayor resolución taxonómica posible empleando literatura especializada (e.g. Wynne, 1998; Littler & Littler, 2000), aunque la carencia de estructuras reproductivas dificultó esta tarea. Posteriormente, las macroalgas fueron pesadas individualmente e incluidas en una colección de referencia.

Las tasas de captura R (kg·h⁻¹) de algas, fauna acompañante y camarones fueron inicialmente calculadas mediante el método del estimador de la proporción (**Scheaffer** *et al.*, 1990), ya que provee estimaciones confiables, cuando tanto el numerador como el denominador poseen alta variabilidad (**Ye**, 2002):

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n} b_i}{\sum_{i=1}^{n} o_i}$$
 (1)

donde, n es el número de lances muestreados; b_i es el peso de algas, fauna acompañante o camarones en el lance i-ésimo; y o_i es la duración del mismo.

Debido a que R es un estimador sesgado, particularmente en muestras pequeñas, se calculó posteriormente un estimador jackknife R_j (Miller, 1974), el cual remueve el sesgo de orden 1/n:

$$R_{j} = nR - \frac{n-1}{n} \sum_{i=1}^{n} R_{-i}$$
 (2)

donde:
$$R_{-i} = \frac{\sum_{j \neq i} b_j}{\sum_{j \neq i} o_j}$$
 (3)

Intervalos de confianza no paramétricos de R fueron derivados usando el procedimiento tipo t-student de remuestreo computacional bootstrap (**Efron**, 1982), el cual ha mostrado mejores resultados para la estimación de intervalos de confianza de proporciones en estudios de simulación (**Choquet** et al., 1999). El método considera la siguiente corrección de T cuando el tamaño de la muestra es pequeño, liberando así el requisito de que la pobla-

ción se distribuya normalmente y aproximándose a la función de distribución:

$$T = \frac{\hat{R} - R}{SE(\hat{R})} \text{ mediante la función: } T_B = \frac{\hat{R} * - R}{SE(\hat{R} *)}$$
 (4)

donde, \hat{R} y $SE(\hat{R})$ son el estimador y el error estándar del parámetro de proporción R; \hat{R} *y $SE(\hat{R}^*)$ son el estimador y el error estándar de la proporción derivados de una muestra aleatoria de tamaño n tomada con reemplazo de la muestral original $(b_1,o_1),...,(b_n,o_n)$. Se calcularon un total de 10000 muestras bootstrap para el cálculo de \hat{R}^* .

El error estándar, $SE(\hat{R}^*)$, fue estimado usando el procedimiento de bootstrap doble (**Shiue** et al., 1993), es decir, para cada muestra bootstrap, un nuevo muestreo boostrap fue usado para calcular estimaciones de \hat{R}^{**} . 1000 nuevas muestras bootstrap fueron calculadas de cada muestra bootstrap original. Los intervalos de confianza tipo t-student de boostrap del (1-a)% fueron:

$$\left[\hat{R} - T_{B}^{-1}{}_{(a/2)}SE(\hat{R}^*), \hat{R} - T_{B}^{-1}{}_{(1-a/2)}SE(\hat{R}^*)\right]$$
 (5)

Resultados

En 25 de los 66 lances muestreados se registraron macroalgas dentro de la pesca acompañante. Se registró un total de 16 taxa. La zona sur presentó el menor número de especies. En ella se identificaron 5 taxa exclusivas correspondientes a 3 familias, mientras que en la zona norte se presentaron 5 taxa exclusivas pertenecientes a 4 familias. Los 6 taxa restantes fueron registrados en ambas zonas (Tabla 1).

En la zona norte los sitios de pesca que presentaron mayor número de taxa fueron Bahía Honda (4 taxa) y Cabo de la Vela (3 taxa). Punta Mestizo registró mayor número de taxa en la zona sur (3 taxa). Las macroalgas se registraron entre 13 y 60 m de profundidad en ambas zonas del Caribe colombiano (Tabla 1).

La biomasa de macroalgas registradas en los lances fue relativamente baja (0-0.15 kg.h⁻¹ en el norte y 0-10 kg.h⁻¹ en el sur) en comparación con las capturas de camarón y del resto de la pesca acompañante, con excepción de las biomasas de macroalgas registradas en Punta Mes-

Tabla 1. Macroalgas registradas en las capturas de la flota de arrastre camaronero del Mar Caribe de Colombia. Para cada zona de pesca, los sitios se ordenan de norte a sur. Bahía Honda (BH), Cabo de la Vela (CV), Cascajal (C), Barú (B), Tigua (T), Islas de San Bernardo (SB), Golfo de Morrosquillo (GM), Boya de Morrosquillo (BM), y Punta Mestizo (PM). Se incluye el rango de profundidad en que se registró cada taxón. La letra X indica presencia del taxón.

Taxa	Profundidad (m)	No	Sur							
		BH	\mathbf{CV}	C	В	T	SB	GM	BM	PM
Phaeophyceae										
Sargassum filipendula	40-50	X	X							
Sargassum polyceratium	13-58				X			X		X
Sargassum sp.1	18-60	X	X					X		X
Sargassum sp.2	29	X								
Sargassum sp.3	14-48		X					X		
Dictyopteris sp.	49		X							
Rhodophyceae										
Spyridia filamentosa	22-34	X				X			X	X
Gracilaria sp.	14-50		X							X
Solieria filiformis	20	X								X
Ceramium sp.	14									X
Osmundaria obtusiloba	43-50	X	X							
Hypnea musciformis	16-43	X	X					X		
Bryothamnion triquetrum	40-45	X								
Clorophyceae										
Caulerpa prolifera	20						X			X
Caulerpa mexicana	23									X
Caulerpa sp.	20			X						

tizos $(9,43 \text{ kg.h}^{-1}; \text{IC95\%}=3,33-20,26 \text{ kg.h}^{-1})$ que no difirió significativamente de las capturas de camarón $(6,80 \text{ kg.h}^{-1}; \text{IC95\%}=5,30-8,04 \text{ kg.h}^{-1})$ (Fig. 2).

Las mayores biomasas de macroalgas se registraron en Punta Mestizo (9,43 kg.h⁻¹; IC95%=3,33-20,26 kg.h⁻¹) seguido del Golfo de Morrosquillo (0,361 kg.h⁻¹;

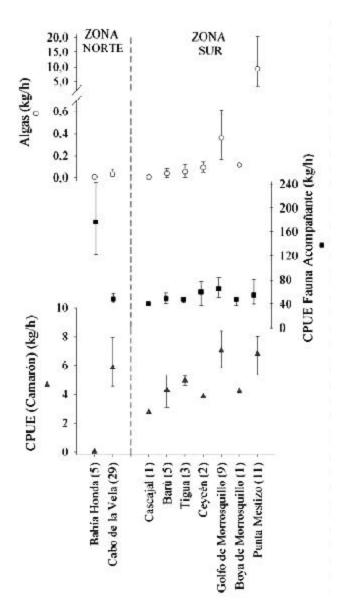


Figura 2. Tasas de captura promedio (kg·h·l) de macroalgas, fauna acompañante y camarones registradas en el Mar Caribe de Colombia. Las barras indican los intervalos de confianza no paramétricos

estimados mediante remuestreo computacional Bootstrap. Los sitios se ordenan de norte a sur. Abreviaturas como en la Tabla 1. Los números entre paréntesis corresponden a los lances examinados en cada caso.

IC95%=0,17-0,61 kg.h⁻¹) con valores significativamente superiores a los demás sitios muestreados (Fig. 2). La biomasa de la fauna acompañante fue significativamente mayor en Bahía Honda (176,33 kg.h⁻¹; IC95%=121,32-242,53 kg.h⁻¹), mientras que se registraron los menores niveles de biomasa de camarones en ese sector (0,02 kg.h⁻¹; 0,00-0,06 kg.h⁻¹) (Fig. 2).

Discusión

La mayoría de las especies reportadas en este trabajo han sido registradas previamente para fondos blandos del Caribe colombiano (Taylor, 1960; Bula-Meyer & Díaz-Pulido, 1995; Díaz-Pulido, 2000; Bula-Meyer, 2001). Aunque algunas especies de algas sólo se registraron en la zona sur (Sargassum polyceratium, Caulerpa prolifera, C. mexicana), en tanto que otras especies sólo fueron encontradas en la zona norte (Sargassum filipéndula, Dictyopteris sp., Osmundaria obtusiloba, Bryothamnion triquetrum), estudios previos registraron todas las especies documentadas en este trabajo para todo la costa Caribe de Colombia (Díaz-Pulido & Díaz-Ruiz, 2003). Es posible que un mayor esfuerzo de muestreo hubiese podido evidenciar de mejor manera la distribución geográfica.

La alta frecuencia del genero Sargassum en ambas zonas de pesca, puede explicarse por el ciclo de vida libre de este tipo de algas y por los talos con flotadores o vesículas de aire que les permite flotar en la columna de agua y dispersarse en amplias distancias (**Dawes**, 1991). Estas características podrían reducir la vulnerabilidad de Sargassum a la acción de la pesca de arrastre, en comparación con especies de macroalgas que carecen de medios de flotación. La estrategia de vida y dispersión de Sargassum explicaría la dominancia de este género en las zonas de pesca de la flota camaronera.

Con relación a las altas biomasas de algas y camarón registradas en Punta Mestizo y en el Golfo de Morrosquillo se podría afirmar que en estas áreas las continuas descargas continentales procedentes del rio Sinú, podrían constituirse en una fuente constante de nutrientes para las algas y generar un ambiente estuarino para los camarones (Molina et al., 1994; Díaz et al., 1996). Los resultados de este estudio concuerdan con las observaciones de que los camarones requieren las algas como hábitat para su crecimiento y posterior desarrollo (Sogard & Able, 1991), ya que las mayores biomasas de algas y de camarón ocurrieron en los mismos sitios de muestreo. Las menores biomasas de algas y camarón en Bahía Honda que contrastan con los elevados niveles de fauna acompañante

registrados en ese sector concuerdan con las proporciones elevadas de fauna acompañante observadas en el norte del Mar Caribe de Colombia y en Venezuela (Juhl & Drummond, 1976; Marcano & Alio, 2000; Duarte et al., 2004). En efecto, las estructuras bióticas de las capturadas por la flota de arrastre de camarón en la zonas de pesca norte y sur del mar Caribe de Colombia han sido descritas como contrastantes (Duarte & Gómez, 2006). Sin embargo, la proporción de fauna acompañante y camarón en Bahía Honda también estaría determinada por la realización de algunos muestreos diurnos en ese sector, en los cuales hubo menores capturas de camarón por la mayor actividad (disponibilidad) nocturna que este recurso evidencia (Duarte et al., 2006).

Las asociaciones que se vislumbran entre las algas, los camarones y el resto de la fauna acompañante contribuyen a la noción de que modificaciones en la abundancia y distribución de las algas promovidas por las pesca de arrastre alteraría la estructura y funcionamiento del ecosistema (**EJF**, 2003).

El deterioro del ambiente físico en los fondos marinos y el incremento de la turbidez promovido por la operación de las redes de arrastre podrían reducir crónicamente el potencial fotosintético de las plantas marinas (Kenworthy & Haunert, 1991). Algunos estudios sugieren que las redes de arrastre impactan negativamente las comunidades de fanerógamas (Meyer et al., 1999) y de macroalgas (Tilmant, 1982). Es difícil establecer el grado de impacto de los arrastres de camarón sobre las macroalgas bentónicas del área estudiada. Es evidente que hay un efecto negativo inmediato por la remoción mecánica de la biomasa algal, lo cual puede generar un cambio rápido en la composición de especies algales por formas oportunistas de rápida colonización o de ciclos de vida corto. El daño parcial a los talos y la fragmentación de los mismos pueden tener impactos menores a mediano plazo, ya que la mayoría de macroalgas tienen altas tasas de crecimiento y recuperación (Steneck & Dethier, 1994). Los efectos de los arrastres a largo plazo son más difíciles de entender debido al poco conocimiento que se tiene de la flora algal en Colombia y a la ausencia de programas de monitoreo de las comunidades algales de las áreas afectadas.

Es claro que la actividad pesquera con las redes de arrastre no sólo afecta las comunidades de plantas marinas, sino que puede afectar también a otros organismos marinos que tienen relaciones de interdependencia con las macroalgas. Las praderas de macroalgas y de pastos marinos son hábitats para juveniles y adultos de peces e invertebrados (incluyendo los camarones), por lo cual tie-

nen un rol en la estructura y complejidad del ecosistema (Jennings & Kaiser, 1998). En general las redes de arrastre son un arte de pesca limitado para muestrear la abundancia de macroalgas en términos absolutos, ya que una fracción importante puede escapar a través de las mallas durante el arrastre; por tanto las estimaciones obtenidas sólo permiten comparaciones relativas entre los sitios de pesca. No obstante, el análisis de la pesca acompañante permite describir de manera relativa la comunidad de macroalgas que está siendo afectada por la actividad extractiva de la flota pesquera de arrastre camaronero del Mar Caribe de Colombia. La composición taxonómica y las tasas de captura de macroalgas que aquí se registran sugieren la necesidad de estudios que examinen en detalle el efecto de la pesca de arrastre sobre las comunidades de macroalgas en el mar Caribe de Colombia considerando la acción sostenida en el tiempo que las redes de arrastre han ejercido en la región.

Agradecimientos

A Jairo Altamar, Kennys Tejada, Javier Sánchez, Jorge Viaña, Diana González, Félix Cuello, Inger Daniels y Fabián Escobar por su contribución al trabajo de muestreo a bordo y al análisis de laboratorio. Este estudio se desarrolló en el marco del proyecto "Valoración biológicopesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camaronero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante en el mar Caribe colombiano" financiado por COLCIENCIAS (Código 1117-09-13273), Universidad del Magdalena, INCODER, Universidad Nacional de Colombia y FAO (Proyecto REBYC EP/GLO/201/GEF).

Bibliografía

- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, J. G. Pope y S. A. Murawski. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Paper 339, Rome, 233 p.
- Alvarez-León, R., J. Aguilera-Quiñones, C. A. Andrade y P. Nowak. 1995. Caracterización general de la zona de surgencia en la Guajira Colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc., **19**(75): 679-694.
- Andrade-Amaya, C. A. 2000. The circulation and variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea. Tesis Ph. D. University of Wales, Wales, 223 p.
- Anónimo, 1992. Evaluación preliminar de la incidencia de la flota de arrastre camaronera sobre las poblaciones de tortugas marinas en el Caribe Colombiano. Informe técnico INPA, Cartagena, 19p.
- Arboleda, S. 1985. Evaluación de la pesquería de camarones en el Caribe Colombiano. Informe técnico Inderena, Cartagena, 17p.

- **Bula-Meyer, G.** 1977. Algas marinas bénticas indicadoras de un área afectada por aguas de surgencia frente a la costa Caribe de Colombia. An. Inv. Mar. Punta Betín, **9**: 45-71.
- ______. 1989. Las macroalgas bénticas como recurso potencial económico en Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., **17**(65): 383-387.
- 2001. Ecología de las macroalgas del plano arenoso contiguo al talud de los sistemas coralinos con énfasis en el Caribe. Rev. Acad. Colomb. Cienc., **25**(97): 495-507.
- . 2004. Las macroalgas marinas en la agronomía y el uso potencial de *Sargassum* flotante en la producción de fertilizante en el archipiélago de San Andrés y providencia, Colombia. Rev. Intropica, 1: 91-103.
- Bula-Meyer, G. y G. Díaz-Pulido. 1995. Macroalgas del Banco de las Ánimas y nuevos registros para el Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 24: 173-183.
- Choquet D., P. L'Ecuyer y C. Lèger 1999. Bootstrap confidence intervals for ratios of expectations. ACM TOMACS, 9(4): 326-348.
- Corchuelo, M. 1991. Informe técnico final. INPA, 64p.
- CORPES (Concejo Regional de Planificación de la Costa Atlántica). 1992. El Caribe colombiano. Realidad ambiental y desarrollo. Cons. Reg. de planif. Costa atlántica. Santa Marta, 275 p.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Suttony y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253-260.
- Dawes, C. 1991. Botánica marina. Edit. Limusa. México, 672p.
- Díaz J. M., J. A. Sánchez y G Díaz-Pulido. 1996. Geomorfología y formaciones arrecifales recientes de isla fuerte y bajo bushnell, plataforma continental del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 25:87-105.
- Díaz-Pulido, G. 2000. Vegetación marina de un sector de la plataforma continental de La Guajira Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 29: 27-34.
- Díaz-Pulido, G. y M. Diaz-Ruiz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. Biota Colombiana, 4(2): 203-246.
- Duarte, L. O., C. B. García, J. Altamar y L. Manjarrés. 2004. Bottom trawl bycath of the shrimp fishery in the upwelling area off Colombia, Caribbean Sea. Current status and hstorical insights. En: Manjarrés, L, L.O. Duarte, C.B. García, M.I.Criales, J. Altamar, J. Viaña, P. Gómez, F. Cuello, J. Mazenet y F. Escobar. Dinámica espacio-temporal del ecosistema de afloramiento del área Bocas de Ceniza Punta Espada (Caribe colombiano) y sus implicaciones para un régimen de pesca responsable. Informe Técnico Final. UNIMAG, COLCIENCIAS, INCODER, INPA, UNAL. Santa Marta, 24 p.
- Duarte, L. O., P. Gómez, L. Manjarrés, C B. García, F. Escobar, J. Altamar, J. Viaña, K. Tejeda, J. Sánchez y F. Cuello. 2006. Variabilidad circadiana de la tasa de captura y la estructura de tallas en camarones e ictiofauna acompañante en la pesquería

- de arrastre del Mar Caribe de Colombia. Invest. Mar. Valparaíso **34**(1): 23-42.
- Duarte, L. O. & P. Gómez. 2006. Asociaciones comunitarias contrastantes en la captura acompañante de una pesquería de arrastre de camarón tropical" Autores: Duarte LO y Gómez-Canchong P En: Manjarrés, L., L.O. Duarte, C. García, J. Altamar, F. Cuello, F. Escobar, P. Gómez, H. Zúñiga, J. Páramo, J. Viaña, D. Pérez, K. Tejada, J. Sánchez, N. Correa y E. Egurrola. 2006. Informe Final del Proyecto "Valoración biológico-pesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camaronero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante, en el mar Caribe colombiano". Código Colciencias 1117-09-13723. Universidad del Magdalena-Universidad Nacional de Colombia-Colciencias INCODER, Santa Marta, 363 pp. + 2 Cd-Rom.
- **Efron, B.** 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans, SIAM CMNS- Natl. Sci. Found. Monogr 38.SIAM, Philadelphia, PA.
- **EJF**, 2003. Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world. Environmental justice foundation, London, UK.
- FAO, 1999. Report of the workshop of national coordinator of the UNEP/GEF/FAO project on reducing the impact of tropical shrimp trawling fisheries on living marine resources through the adoption of environmentally friendly techniques and practices Fisheries report no 605, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Galvis, G. 1990. La plataforma caribeña. Caribe colombiano. Fondo FEN Colombia. Bogotá: 1-65.
- García, M. 1984. Efectos de la pesca de arrastre sobre la fauna acompañante del camarón. Comisión de pesca para el Atlántico centro-occidental (COPACO). Inderena, Bogota, 16p.
- Hall, S. J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science. Oxford, 274 p.
- **Jennings, S. & M. Kaiser 1998.** The effects of fishing on marine ecosystems. Advances in Marine Biology, **34**: 201-352.
- Juhl, R & S. Drummond. 1976. Shrimp bycatch investigation in the United States of America a status report. Investigaciones cooperativas del Caribe y regions adyacentes – II. Simposio sobre adelantos en las investigaciones marinas en el Caribe y regiones adyacentes. FAO. Caracas. p 213-226.
- Kenworthy, W. J., & D. Haunert (eds.). 1991. The light requirements of seagrasses: proceedings of a workshop to examine the capability of water quality criteria, standards and monitoring programs to protect seagrasses. U.S. Dep. Commer., NOAA tech. Memo. NMFS-SEFC -287, 181p.
- Littler, D. S. & M. M. Littler. 2000. Caribbean reef plants, Offshore Graphics, Washington
- Marcano, L. & J. Alio 2000. La Pesca de Arrastre en Venezuela: II. FONAIAP DIVULGA, http://www.cenciap.gov.ve/publica/divulga/fd65/texto/arrastre.html
- Meyer, D., M. Fonseca., P. Murphey., R. McMichael Jr., M. Byerly., M. Lacroix., P. Whitfield y G. Thayer. 1999. Effects of livebait shrimp trawling on seagrass beds and fish bycatch in Tampa Bay, Florida. Fish. Bull., 971(1): 193-199.

- Miller, R. G. 1974. The jackknife a review. Biometrika, 61:1-17.
- Molina, A., C. Molina., L. Giraldo., C Parra & P. Chevillot. 1994.

 Dinámica marina y sus efectos sobre la geomorfología del Golfo de Morrosquillo. Bol. Cient. CIOH, 15: 93-113.
- **Osorio, D.** 1986. Estimación de las capturas de camarones y fauna acompañante en el Caribe Colombiano (durante el 6 y el 12 de junio de 1986). Inderena, Cartagena, 45p.
- Patiño, F & F. Flórez. 1993. Ecología marina del Golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia, FEN, Bogotá.109p.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de los recursos pesqueros tropicales. FAO Documento Técnico de Pesca, 234: 1-49.
- Pitcher, T. J., R. Watson, R. Forrest, H. Valtysson & S. Guennette. 2002. Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. Fish and Fisheries, 3:317-339.
- Scheaffer, R. L., W. Mendenhall & L. Ott. 1990. Elementary survey sampling (Fourth Edition). Duxbury Press, U.S.A.
- Steneck, R.S., & M. N. Dethier. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. Oikos, 69: 476-498.
- Shiue, W-K., C-W Xu y C. B. Rea. 1993. Bootstrap confidence intervals for simulation outputs J. Stat Comput. Simul., 45: 249-255.
- Sogard, S. M. & K.W. Able 1991. A comparison of eelgrass, sea lettuce, macroalgae, and marsh creeks as habitats for epibenthic

- fishes and decapods. Estuarine, Coastal and Shelf Science 33: 501-519.
- Taylor, W.R. 1960. Marine algae of the eastern tropical and subtropical coasts of the Americas, University of Michigan Press, Ann Arbor, Michigan
- Tilmant, J. 1982. Observations on the impact of shrimp roller-frame trawls operated over hard-bottom communities, Biscayne Bay, Florida USA. National Park Service South Florida Research Center Report No. P-553.
- Viaña J, J.A Medina, M. Barros, L. Manjarrés, J. Altamar y M. Solano. 2004. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área Norte del Caribe Colombiano en: Manjarres. L. (Ed). 2004. Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros Biológicos-Pesqueros y poblacionales del recurso Pargo. Universidad del Magdalena, Colciencias, INPA. Santa Marta.
- Wynne, M. J. 1998. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic first: revision Nova Hedwigia, 116: 1-155.
- Ye, Y. 2002. Bias in estimating bycatch-to-shrimp ratios. Aquat. Living Res., 15: 149-154.

Recibido el 4 de mayo de 2006

Aceptado para su publicación el 1° de febrero de 2007