DINÁMICA TEMPORAL DE LA ASOCIACIÓN DE PECES EN DOS ARRECIFES ARTIFICIALES DEL GOLFO DE MORROSQUILLO, CARIBE COLOMBIANO

TEMPORAL DYNAMICS OF FISHES ASSEMBLAGES ON TWO ARTIFICIAL REEFS IN MORROSQUILLO GULF, COLOMBIAN CARIBBEAN

Óscar Delgadillo[1], Camilo B. García[2] y Jackeline Correa[3]

Resumen

Entre agosto de 2001 y agosto de 2002 se evaluó la asociación de peces en dos arrecifes artificiales (AA) bénticos ubicados en el Golfo de Morrosquillo, por medio de censos visuales en intervalos de tiempo regulares. En 176 censos visuales se registraron 62 especies en total, 49 en Punta de Piedra (PP) y 52 en Tolú (T), con 39 especies en común. PP presentó mayor abundancia relativa que T con 7.088,8 y 5.523,8 individuos, respectivamente. Esta diferencia obedece al mayor volumen y complejidad estructural del arrecife en PP. Las familias con mayor número de especies fueron de importancia comercial como Lutjanidae, Haemulidae, Carangidae y Serranidae, y las especies que tuvieron mayor abundancia relativa fueron *Anchoa* sp. en PP y *Ophistonema oglinum* en T. Las asociaciones presentaron alta similitud en la composición, categorías de residencia y dinámica, en relación con la estabilidad de las condiciones imperantes en el sector y las características similares de ubicación y diseño en los AA. Durante el seguimiento, la asociación de peces acumuló especies y abundancia en forma asistemática en el grupo de las especies no residentes, según definición hecha aquí, pero los AA se deben encontrar cerca de su capacidad de carga. Hay evidencia circunstancial del potencial de los AA para producir biomasa (desarrollo de las especies residentes) aparte de su efecto agregador. Estos resultados soportan la idea de que los AA son una herramienta efectiva para manejo de recursos pesqueros y biológicos, pero su aplicación debe ser guiada por el principio de precaución.

Palabras clave: arrecifes artificiales, asociación de peces, abundancia, riqueza, uniformidad, dinámica, Golfo de Morrosquillo, Colombia.

Abstract

From August 2001 to August 2002, the fish assemblages in two benthic artificial reefs (ARs) situated in the Morrosquillo Gulf were evaluated through visual census at regular time intervals. In 176 visual census, 62 species were recorded, 49 in Punta de Piedra (PP) and 52 in Tolú (T), with 39 species in common. PP presented a relative total abundance of 7,088.8 individuals and T 5,523.8 individuals. This difference was related to the greater volume and structural complexity in PP. The families with the greatest species numbers were also of high economic importance (Haemulidae, Lutjanidae, Serranidae, and Carangidae). The species with the greater relative abundance were *Anchoa* sp. in PP and *Ophistonema oglinum* in T. The assemblages showed high similarity in composition, resident category and dynamics, which relates with the stability of environmental conditions and similar location and design of the ARs. During the monitoring, the fish assemblages accumulated species and individuals in a non-systematic pattern in the group of non-resident species, as defined here, but the ARs should be close to their carrying capacity. There is circumstantial evidence of the biomass production potential of the ARs (development of residents) besides their aggregating effect. These findings support the notion of ARs as tools for fishery and biological management, but their implementation should be guided by the precautionary principle.

Key words: artificial reef, fish assemblage, abundance, richness, uniformity, Morrosquillo Gulf, Colombia.

Recibido: mayo de 2004; aceptado para publicación: octubre de 2004.

[1] Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Sede Santa Marta (Magdalena), Colombia. <imagoyy@yahoo.com>.

[2] Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Invemar, Cerro Punta Betín, A. A. 1016, Santa Marta (Magdalena), Colombia. Correo electrónico: <cgarcia@invemar.org.co>.

[3] Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: <jacosh79@eudoramail.com>.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes artificiales (AA) se instalan para incrementar, mantener o conservar los recursos pesqueros en un área local, mitigar el impacto antropogénico sobre la biodiversidad marina e influenciar procesos físicos asociados a corrientes y sedimentos que afectan las condiciones biológicas y químicas del ambiente (Bortone *et al.,* 2000; Osenberg *et al.,* 2002; Seaman y Jensen, 2000; Sheng, 2000).

Ecológicamente los AA son análogos a los arrecifes naturales, lo que ha llevado a la creación de estructuras con diseños que cumplan los requerimientos de historia de vida de las especies de interés (Bohnsack *et al*., 1991; Seaman y Jensen, 2000). Su efectividad para incrementar la producción local y su utilidad como herramienta de manejo dependen de su diseño, complejidad estructural y del conocimiento de las características oceanográficas y biológicas del lugar de instalación (Bohnsack *et al.,* 1994; Pickering y Whitmarsh, 1997).

En el Caribe colombiano ha habido varias experiencias con AA. Así Botero *et al.* (1981), en la bahía de Cartagena observaron la colonización de un AA de llantas principalmente por individuos juveniles, con un total de 32 especies. Muñoz y Obregón (1994), encontraron individuos adultos en la colonización de una avioneta en las Islas del Rosario con 40 especies en total. Frente a Rioacha se instalaron AA de llantas los cuales no han sido evaluados (Escobar, 1988) y en el Cabo de la Vela actualmente se están monitoreando AA tipo *reef-ball* (Terrazul, 2003). García y Navarro (1998) en Isla Aguja, Magdalena, y, Castro y Stephens (2000), en la isla de San Andrés evaluaron la captura sobre dispositivos agregadores de peces (DAP). En el Golfo de Morrosquillo, área de estudio de este trabajo, Herazo y Torres (1998), encontraron en dos AA de llantas, 37 especies y la mayor captura para peces de importancia comercial de las familias Scombridae y Sphyraenidae. Gámez *et al.* (2001) observaron la colonización de DAP principalmente por juveniles de la familia Carangidae y reportaron 30 especies en total. En Tumaco, Pacífico colombiano, se describieron los peces asociados a AA de llantas, con algunas especies de importancia comercial de la familia Lutjanidae (Illera, 2001). En su mayoría, estos estudios se realizaron en las primeras etapas de desarrollo de las estructuras y en cortos períodos de tiempo, por lo cual los resultados obtenidos no son concluyentes acerca del posible funcionamiento e importancia de los AA.

Las actividades pesqueras, portuarias, petroleras y turísticas en el Golfo de Morrosquillo, tienen un creciente impacto sobre el ecosistema marino. La pesca se realiza sin control, con métodos ilegales y artes tradicionales, lo que limita la actividad extractiva a la franja costera y contribuye a la sobreexplotación (CIOH, 2001; Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000). En esta zona, las estructuras artificiales, instaladas principalmente para ofrecer a los pescadores caladeros de pesca alternativa, han recibido poca atención en cuanto a su valoración ecológica como hábitats.

La presente investigación describe la dinámica y desarrollo de la asociación íctica en dos nuevas estructuras, el AA de Punta de Piedra (PP) y el AA de Tolú (T), después de nueve meses de su instalación, por medio de un análisis de composición, abundancia, diversidad, uniformidad, estadios de vida, patrón de residencia y parámetros ambientales, para conocer la evolución de las asociaciones y valorar la posible función de los AA como herramienta de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Golfo de Morrosquillo, ubicado entre los 9° 22' 00'' y 9° 45' 00'' latitud Norte y los 75° 33' 00'' y 75° 55' 00'' longitud Oeste (figura 1), tiene un área aproximada de 1.000 km^2, profundidades entre los 15 y 55 m, y una plataforma que se extiende hasta 70 km en su parte más amplia (CIOH, 2001; Patiño y Flórez, 1993). El 80% del lecho marino está cubierto por material calcáreo y su carácter orgánico se reduce hacia la costa por la influencia de aportes continentales del río Sinú y otros tantos que llegan al Golfo (Molina *et al.,* 1994). El régimen climático está influenciado por los desplazamientos de la Zona de Convergencia Intertropical (Z. C. I.) y los vientos Alisios. Se distingue la estación seca de diciembre a abril, estación lluviosa de mayo a noviembre y época de transición de junio a julio. El Golfo se encuentra rodeado de manglares, sistemas estuarinos y ciénagas, y en las áreas adyacentes existen arrecifes

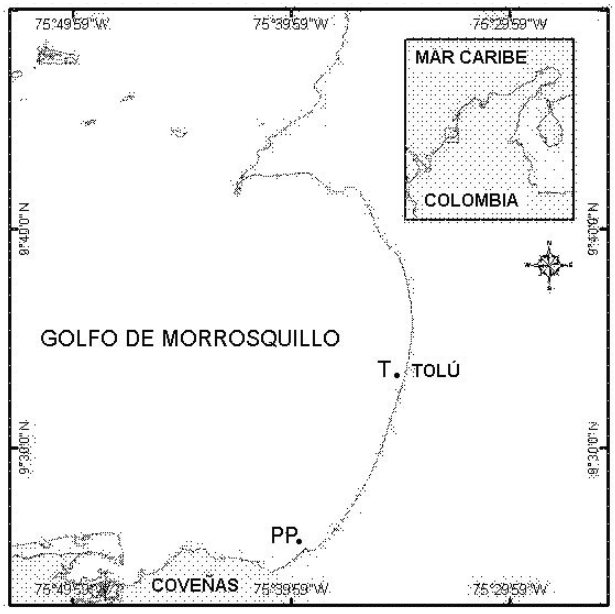


Figura 1. Mapa del Golfo de Morrosquillo, con la ubicación del AA de Punta de Piedra (PP) y Tolú (T)

coralinos y pastos marinos (Patiño y Flórez, 1993; Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000).

Los AA se construyeron con tubería de oleoducto de acero, mangueras submarinas de caucho elástico, poliéster y retales de platinas, formando una estructura similar al esqueleto de un cubo rectangular de alto perfil vertical, con 5 m de altura, 10 de largo y 7 de ancho. Éstos se instalaron entre el 13 y 16 de octubre de 2000 por la Empresa Colombiana de Petróleos (Ecopetrol), en convenio con el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA) en las aguas costeras del Golfo de Morrosquillo. Dentro de la estructura se introdujeron pedazos del mismo material arrojados sin una disposición regular y once meses después (septiembre de 2001), se ampliaron las dos estructuras dando mayor volumen, complejidad estructural y menor dispersión de los materiales al AA de PP que al de T. Cada AA se señalizó con una boya blanca unida a la estructura por una cadena. El volumen de cada AA se calculó sin tener en cuenta el espacio vacío dentro del esqueleto, por tanto, el AA de PP ubicado entre los 9° 27' 30'' N y 75° 40' 42'' O, a 20 m de profundidad y 3,8 km de la costa, presentó un volumen aproximado de 200 m^3, y el AA de T ubicado entre los 9° 31' 30'' N y 75° 37' 24'' W, a 16 m de profundidad y 2,5 km de la costa, tuvo un volumen aproximado de 138 m^3.

Se realizaron en total 88 salidas a los AA, 44 en cada uno, de agosto de 2001 a enero de 2002, y de mayo a agosto de 2002, con aproximadamente cuatro o cinco salidas por mes en cada AA. El monitoreo de la asociación íctica se realizó por el método de censo visual rápido (Jones y Thompson, 1978) modificado para los AA y dos buzos hicieron 176 censos visuales utilizando equipo autónomo de buceo *(SCUBA)*. Las especies fueron censadas en diez unidades muestreales (diez intervalos de tiempo de seis minutos cada uno) por día de censo en cada AA, concediéndose treinta minutos (cinco unidades muestrales consecutivas) a cada investigador de buceo libre en forma espiral descendente y ascendente en la estructura, para localizar, contar y registrar las especies de peces, evitando anotar el mismo grupo de individuos de una especie en la misma unidad muestral. La estimación de la abundancia relativa de los individuos se expresó como conteo por unidad de esfuerzo (número de individuos de cada especie contados en seis minutos de observación) y se obtuvo del promedio de abundancia en las diez unidades muestrales por día de censo en cada AA. Cuando los grupos de peces eran pequeños (usualmente menos de veinte individuos), se contaba cada uno. Para los grupos más grandes, las estimaciones se hicieron en conjuntos de individuos asignándolos a intervalos de abundancia de 20-30, 30-50, 50-100, 100-200, 200-500 y >500 (Bortone *et al.,* 2000; Sale, 1997).

Para estimar el tamaño de las especies se ilustró una regla de 40 cm en la tabla acrílica, se hicieron medidas previas de algunas partes y objetos de las estructuras como una base para comparar y se ratificaron las tallas con la longitud de las especies capturadas por la pesquería en los AA (Bortone *et al.,* 2000). Los tamaños observados para cada especie se confirmaron con los valores de tallas máximas y mínimas reportados en la bibliografía (Cervigón *et al.,* 1992; Humann y Deloach, 1999; SEA, 2000) y se definieron tres intervalos de talla para cada especie que representan los estadios juvenil, intermedio y adulto, teniendo en cuenta los atributos físicos de las especies como morfología del cuerpo y color.

Se realizaron gráficos en el tiempo de estudio de abundancia relativa, riqueza de especies, índice de diversidad de Shannon y Weaver, e índice de uniformidad de

Pielou (Ludwig y Reynolds, 1988). Los peces se categorizaron en tres patrones de residencia considerando el estadio de vida y la frecuencia en los muestreos (véase tabla 1). Se obtuvo la matriz de similaridad utilizando el índice de Bray-Curtis, con los valores de abundancia relativa por especie, promediados por semana de estudio para efectos de este análisis como medio de ilustrar la dinámica temporal de los AA. El dendrograma se construyó con la estrategia de grupo promedio (Ludwig y Reynolds, 1988). En cada día de censo se tomaron datos de temperatura del agua, salinidad y visibilidad, y se estimó el tiempo de disposición de los AA, para correlacionarlos con las variables abundancia, riqueza, diversidad y uniformidad, por medio del coeficiente de Spearman (Zar, 1996).

Tabla 1. Descripción del patrón de residencia de los peces en los AA

Patrón de resistencia (Bohnsack *et al.*, 1994; Bortone *et al.*, 2000):	Residente: frecuencia mayor al 70% en estadio de vida juvenil, intermedio o adulto.
	Visitante: frecuencia entre 4 y 69% en cualquier estadio.
	Visitante habitual: frecuencia 37-69%.
	Visitante ocasional: frecuencia: 4-36%.
	Transitorio: frecuencia menor al 4% en cualquier estadio.

Con el fin de conocer el impacto de la pesca sobre la estructura íctica en los AA, se hizo una comparación de la abundancia de las especies observadas en los censos visuales y en las capturas de los pescadores artesanales que utilizaban los AA durante el día.

RESULTADOS

Se observaron 62 especies pertenecientes a 44 géneros y 28 familias en los dos AA. En PP se encontró una abundancia relativa total de 7.088,8 individuos y 49 especies, mientras que en T la abundancia relativa total fue de 5.523,8 individuos y se registraron 52 especies (tabla 2). Las especies abundantes en los AA fueron: *Anchoa* sp. (PP 27,9%), *Ophistonema oglinum* (PP 12,97%, T 29,8%) *Chaetodipterus faber* (PP 14,3%, T 12,07%), *Gerres cinereus* (PP 13,55%) y *Chloroscombrus chrysurus* (T 11,2%).

La abundancia fluctuó entre 34,7 y 448,3 individuos por día de censo y promedios por día de 161,5 (d.e ± 10,60) y 125,5 (d.e ± 7,53) en PP y T respectivamente, con ligeras variaciones y un aumento substancial en los últimos días, especialmente en PP. La riqueza osciló entre 9 y 25 especies por día de censo (figura 2), con una ligera tendencia a aumentar y un promedio aproximado de 17,77 (d.e ± 1,06) y 17,31 (d.e ± 1,18 T) especies por día en PP y T, respectivamente. La diversidad presentó valores similares en los dos AA con

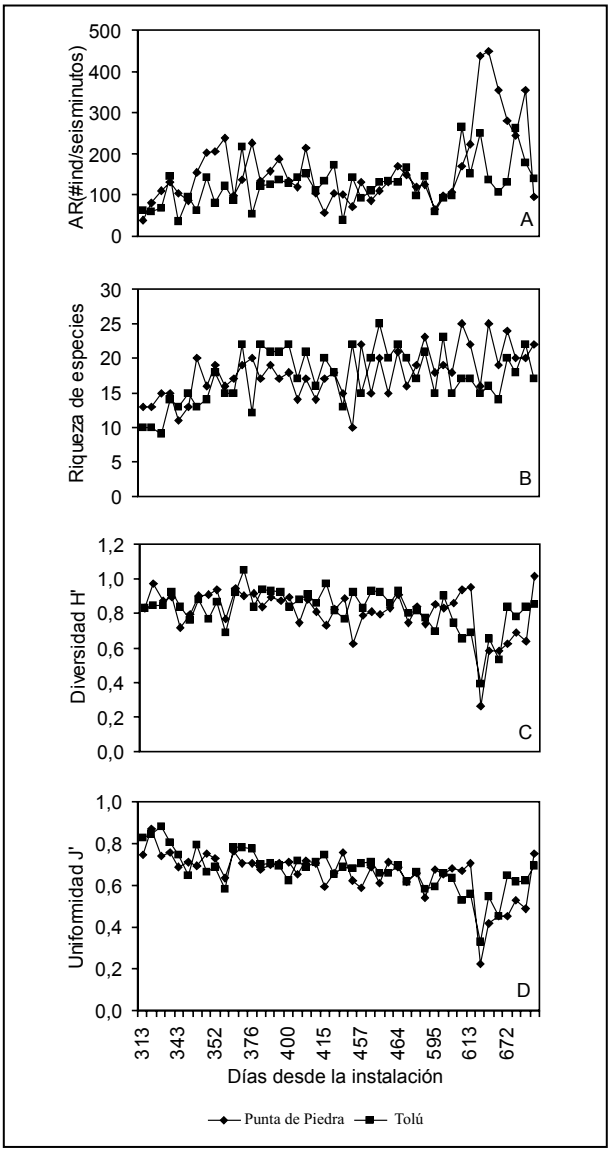


Figura 2. A. Abundancia relativa promedio (AR número de individuos por seis minutos). **B.** riqueza de especies. **C.** Índice de diversidad. **D.** Índice de uniformidad de los peces observados en los AA de PP y T, en cada día de censo visual contado desde la disposición de las estructuras

Tabla 2. Abundancia relativa acumulada (AR) de especies determinadas en los censos en AA de PP y T, con porcentaje de ocurrencia (% O) y patrón de residencia (PR): residente juvenil, intermedio y adulto (RJIA), residente en estadio juvenil (RJ), residente intermedio (RI), residente adulto (RA), visitante habitual (Vh), visitante ocasional (Vo), transitorios (T)

Especie	AR-PP	% O-PP	PR	AR-T	% O-T	PR
Abudefduf saxatilis	189,6	100,0	RJIA	369,4	100,0	RJIA
Acanthurus chirurgus	75,8	100,0	RJIA	29,8	58,1	Vh
Aluterus schoepfi	-	-	-	0,3	2,3	T
Aluterus sp.	0,2	2,3	T	-	-	-
Anchoa sp.	1.986,1	51,0	Vh	217,0	27,9	Vo
Anisotremus surinamensis	7,6	28,0	Vo	-	-	-
Anisotremus virginicus	14,7	44,0	Vh	0,6	4,6	Vo
Apogon sp.	0,4	7,0	Vo	1,8	16,3	Vo
Aulostomus maculatus	-	-	-	0,5	4,6	Vo
*Balistes capriscu*s	0,7	2,3	T	14,2	27,9	Vo
Canthigaster rostrata	0,7	4,6	T	-	-	-
Caranx crysos	243,5	91,0	RJI	427,4	100,0	RJI
Caranx hippos	-	-	-	0,4	4,6	T
Caranx latus	1,3	7,0	Vo	9,7	34,9	Vh
Caranx ruber	6,5	21,0	Vo	18,9	32,5	Vo
Cathorops spixi	-	-	-	0,4	2,3	T
Chaetodipterus faber	1012,7	100,0	RJIA	692,2	97,7	RJIA
Chaetodon ocellatus	10,9	65,0	Vh	9,6	60,5	Vh
Chloroscombrus chrysurus	410,9	100,0	RJIA	617,5	97,7	RJIA
Coryphopterus glaucofraenum	4,4	16,0	Vo	4,6	14,0	Vo
Ctenosciaena gracilicirrhus	-	-	-	0,7	2,3	T
Decapterus punctatus	0,2	2,3	T	-	-	-
Dermatolepis inermis	0,1	2,3	T	-	-	-
Echeneis naucrates	1,7	9,3	Vo	1,0	14,0	Vo
Echeneis neucratoides	1,3	7,0	Vo	0,8	7,0	Vo
Elagatis bipinnulata	0,8	2,3	T	3,1	25,6	Vo
Epinephelus itajara	0,6	2,3	T	-	-	-
Gerres cinereus	960,0	93,0	RJI	445,6	69,8	RJI
Gymnothorax funebris	0,2	2,3	T	-	-	-
Haemulon aurolineatum	779,3	100,0	RJIA	438,9	97,7	RJIA
Haemulon macrostomun	-	-	-	0,2	2,3	T
Haemulon plumieri	1,1	9,3	Vo	1,4	11,6	Vo
Haemulon steindachneri	64,4	98,0	RJIA	2,1	14,0	Vo
Halichoeres bivittatus	6,9	48,0	Vh	3,4	37,2	Vh
Harengula clupeola	45,5	12,0	Vo	60,7	9,3	Vo
Holocanthus ciliaris	-	-	-	5,1	16,3	Vo
Hypoplectrus nigricans	0,5	4,7	Vo	-	-	-
Hypoplectrus puella	1,8	12,0	Vo	3,4	32,6	Vh
Kyphosus incisor	1,5	14,0	Vo	5,0	28,0	Vh

Tabla 2. (continuación)

Especie	AR-PP	% O-PP	PR	AR-T	% O-T	PR
Lobotes surinamensis	-	-	-	0,2	2,3	T
Lutjanus analis	4,1	23,0	Vo	4,1	7,0	Vo
Lutjanus apodus	-	-	-	0,1	2,3	T
Lutjanus chrysurus	5,2	23,0	Vo	15,8	28,0	Vo
Lutjanus cyanopterus	2,0	14,0	Vo	2,6	16,3	Vo
Lutjanus griseus	18,5	47,0	Vh	9,0	41,9	Vh
Lutjanus jocu	12,3	56,0	Vh	8,6	37,2	Vh
Lutjanus synagris	17,1	51,0	Vh	7,2	32,6	Vo
Mycteroperca venenosa	-	-	-	1,8	7,0	Vo
Oligoplites saurus	21,0	2,3	T	28,9	28,0	Vo
Ophistonema oglinum	909,6	88,0	RIA	1.648,3	86,0	RIA
Pomacanthus arcuatus	10,7	28,0	Vo	-	-	-
Rypticus sp.	-	-	-	0,7	9,3	Vo
Sarda sarda	-	-	-	0,1	2,3	T
Scartella cristata	0,5	2,3	T	9,3	67,4	RIA
Scarus croicensis	5,1	47,0	Vh	80,6	90,7	RJIA
Scomberomorus brasiliensis	58,9	56,0	Vh	72,5	51,2	Vh
Serranus flaviventris	138,0	100,0	RJIA	154,4	100,0	RJIA
Sparisoma rubripinne	6,6	30,0	Vo	1,6	18,6	Vo
Sparisoma sp.	0,7	2,3	T	-	-	-
Sphyraena barracuda	1,0	9,3	Vo	4,7	34,9	Vh
Sphyraena guachancho	45,8	23,0	Vo	87,5	18,6	Vo
Trachinotus falcatus	-	-	-	0,1	2,3	T
Total	**7.088,8**			**5.523,3**		

promedios de 0,80 en PP y 0,82 en T por día de censo (d.e ± 0,020 PP; d.e ± 0,017 T), y la uniformidad tuvo un promedio de 0,65 en PP y 0,67 en T por día de censo (d.e ± 0,017 PP; d.e ± 0,015 T). Los índices mostraron una ligera tendencia a descender a lo largo del estudio (figura 2).

En todos los estadios de vida, siete especies se consideraron residentes en PP y seis en T. Se encontraron dos residentes en estadio juvenil e intermedio en cada AA. En PP se observó un residente como intermedio y adulto, y en T dos (tabla 2). Los residentes constituyeron en promedio el 17% de las especies censadas y la mayor abundancia en los dos AA (tabla 3). Las especies visitantes habituales fueron 9 en PP y 6 en T y las ocasionales fueron 20 en PP y 28 en T, que presenta entonces la mayor proporción de especies observadas en estas categorías. Se encontraron 10 especies transitorias en PP y 8 en T.

Durante la mayoría de censos los estadios intermedio y juvenil presentaron la abundancia más alta de individuos, mientras que los adultos tuvieron alta abundancia sólo al final del estudio. La proporción de abundancia de los tres estadios de vida fue similar en los dos AA (tabla 3).

El índice de Bray-Curtis mostró que al 10% de similaridad se formaron dos grupos separados principalmente por las diferencias entre las semanas de agosto de 2002 y agosto de 2001 para los dos AA. No se percibió una segregación de las semanas de muestreo en términos de años, meses o AA, es decir, las semanas se relacionan sin un patrón diferenciable (figura 3) y son similares entre si en un rango de 55 a 85%.

La temperatura y salinidad tuvieron el patrón característico del agua en el Golfo con menores valores de temperatura y mayores de salinidad en la estación

Tabla 3. Abundancia relativa acumulada por estadio de vida y patrón de residencia en los AA

	Punta de Piedra				Tolú			
Estadio de vida	Juv	Int	Adu	Total (%)	Juv	Int	Adu	Total (%)
Patrón de residencia								
Residentes	2.020,50	1.740,90	996,60	4.758,00 (67,10%)	1.470,90	2.233,00	1.133,70	4.837,60 (87,60%)
Visitantes	191,70	1.364,00	599,80	2.155,50 (30,40%)	47,80	92,00	62,00	201,80 (3,70%)
Vistantes	27,10	89,80	32,80	149,70 (2,10%)	64,90	285,90	131,00	481,80 (8,67%)
Transitorios	2,00	23,00	0,60	25,6 (0,40%)	0,10	1,60	0,40	2,10 (0,03%)
Total	2.241,30	3.217,70	1.629,80	7.088,80	1.583,70	2.612,50	1.327,10	5.523,30
Porcentaje	31,60%	45,40%	23,00%		28,70%	47,30%	24,00%	

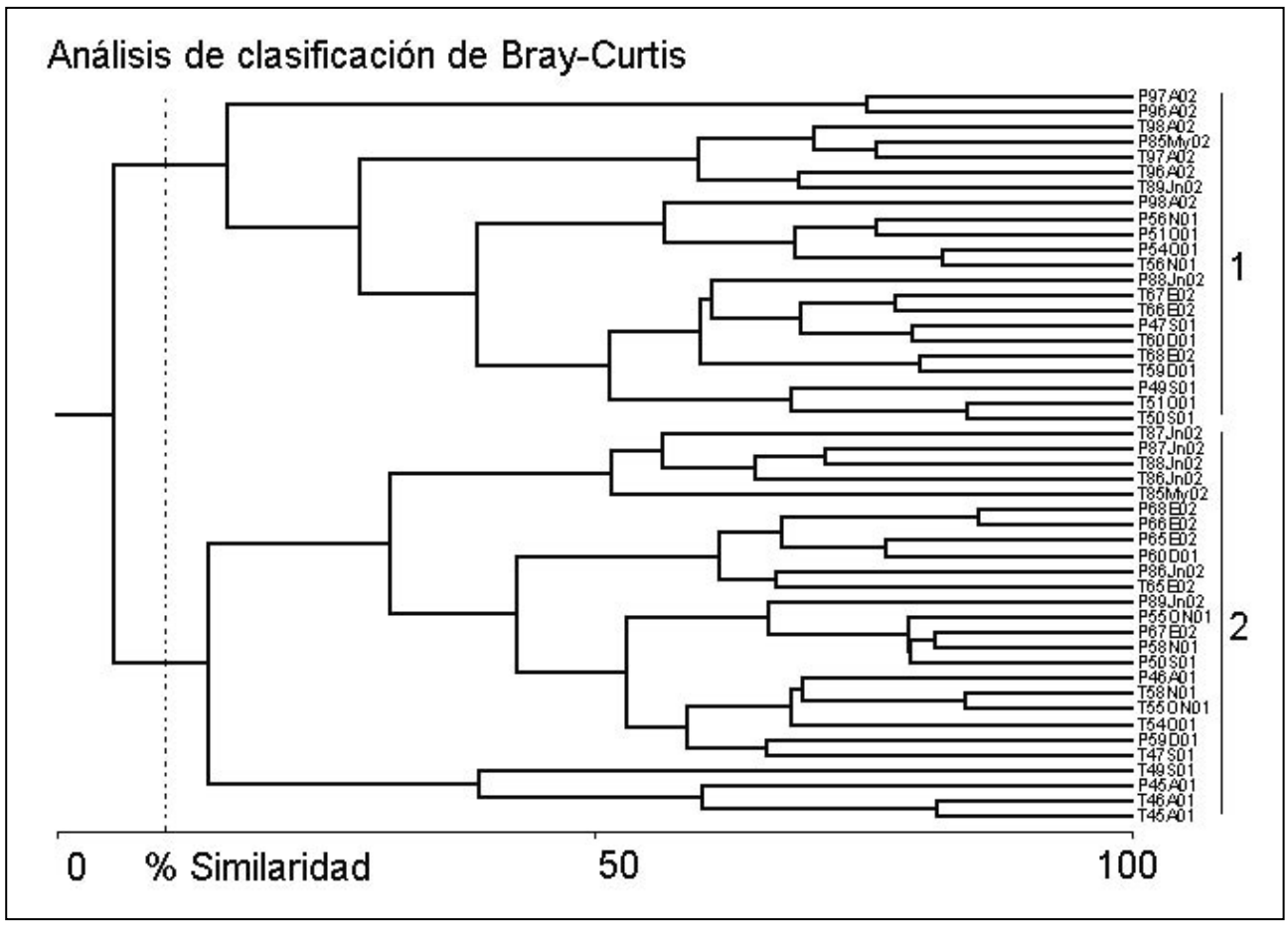


Figura 3. Dendrograma de similaridad de Bray-Curtis basado en la composición y abundancia relativa de los peces por semana de muestreo durante el estudio en los AA. La primera letra es el AA (P = Punta de piedra, T = Tolú) las dos cifras siguientes indican la semana desde la instalación, las letras representan el mes (A = agosto, S = septiembre, O = octubre, N = noviembre, D = diciembre, E = enero, My = mayo, Jn = junio; y el último número es el año)

seca y viceversa en la época lluviosa. La temperatura promedio fue de 29,5 °C y rangos de 27,5 a 32 °C para los dos arrecifes (d.e ± 1,09 °C PP; d.e ± 1,04 °C T). La salinidad tuvo un promedio aproximado de 30 y rangos de 25 a 35 en los AA (d.e ± 2,69 PP; ± d.e 2,78 T). El promedio de visibilidad fue de 10 m en PP y 9 m en T (d.e ± 2,0 m PP; d.e ± 1,45 m T). Estos factores no correlacionaron significativamente ($P > 0,05$) con ninguna variable biológica. Sin embargo, en T hubo correlación positiva significativa ($P < 0,05$) de la abundancia, negativa significativa ($P < 0,05$) de la diversidad y uniformidad y positiva pero no significativa ($P > 0,05$) de la riqueza con el tiempo de disposición del AA, mientras que en PP, el tiempo de disposición del AA tuvo correlación positiva significativa ($P < 0,05$) con abundancia y riqueza, y negativa significativa ($P > 0,05$) con la diversidad y uniformidad (tabla 4).

En la pesquería se capturaron 39 especies en los dos AA (17 en PP y 36 en T) de las cuales 16 fueron capturadas en ambos arrecifes. La diferencia en el número de especies en la pesquería entre los AA obedece al diferente esfuerzo pesquero ejercido: 3.414,24 horas en T versus 440,22 horas en PP. De las especies capturadas en PP, 7 aparecen también en los censos visuales (49 se registraron en los censos visuales). En T, el número de especies común entre pesquería y censos es de 18, respecto a 52 especies en los censos visuales. Especies como *Caranx crysos, Sphyraena guachancho, Lutjanus synagris, Scomberomorus brasiliensis, C. chrysurus* y *O. oglinum* fueron abundantes tanto en los censos visuales como en la pesquería en ambos arrecifes y se capturaron principalmente en estadio juvenil e intermedio.

Tabla 4. Correlaciones de Spearman (r_s) significativas entre algunas variables biológicas y el factor tiempo de disposición de los AA en PP y T (*P < 0,05; **P > 0,05 no significativo)

Variable *vs.* Factor	**r_s-PP**	**r_s-T**
Abundancia *vs.* Tiempo de disposición del AA	0,516*	0,449*
Riqueza *vs.* Tiempo de disposición del AA	0,600*	0,250**
Diversidad *vs.* Tiempo de disposición del AA	-0,457*	-0,524*
Uniformidad *vs.* Tiempo de disposición del AA	-0,667*	-0,713*

DISCUSIÓN

Las diferencias de abundancia relativa acumulada y promedio (también de invertebrados móviles, obs. pers.) entre AA, se deben a que PP presenta mayor volumen (200 m^3), complejidad estructural y menor dispersión de los materiales en comparación con T, en concordancia con lo observado en otros estudios realizados por Bombace *et al.* (1994), Bortone *et al.* (2000), Eklund (1997) y Pratt (1994). No obstante, la riqueza total y promedio es similar en los AA a pesar de las diferencias anteriormente mencionadas, lo que sugiere que el ambiente no tiene muchas más especies qué ofrecer como colonizadoras de los AA (v. g.: Pickering y Whitmarsh, 1997; Sale, 1996; Valiela, 1995), aparte de las diferencias ocasionales en composición causadas por la aparición de especies transitorias o escasas en el sector (Patiño y Flórez, 1993).

La composición íctica fue similar entre los AA y a otros estudios del sector, aunque el número de especies consignadas superó los valores reportados para otras estructuras artificiales en el Golfo (Gámez *et al.,* 2001; Herazo y Torres, 1998; Patiño y Flórez, 1993) y el Caribe colombiano (Botero *et al.,*1981; Muñoz y Obregón, 1994), como consecuencia de la mayor área, volumen y complejidad estructural de los AA en T y PP, lo que incrementa la riqueza y abundancia de las poblaciones de peces, uno de cuyos límites es la disponibilidad de hábitats (Bohnsack *et al.,* 1994; Osenberg *et al.,* 2002; Pickering y Whitmarsh, 1997). La altura de los AA debió reforzar el efecto de atracción como punto de referencia visual para los peces en su búsqueda de refugio, lo que induce altas tasas de reclutamiento en comparación con estructuras más horizontales (Beets, 1989; Kellison y Sedberry, 1998; Rilov y Benayahu, 2002) como son los otros AA en el Caribe colombiano.

Es interesante anotar que un número de especies observadas aquí (*Haemulon aurolineatum*, *Halichoeres bivittatus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus, Canthigaster rostrata, Aulostomus maculatus*, *Decapterus punctatus*, *Lutjanus cyanopterus*, *Scarus croicensis* y *Sparisoma rubripinne*) no se encontraron en otros registros de la zona (Gámez *et al.*, 2001; Herazo y Torres, 1998; Patiño y Flórez, 1993; Sandoval, 2000; SEA, 2000), en consistencia con la idea de que los

AA incrementan el espacio para el asentamiento de individuos y diversifican su área de influencia.

Similar a otros AA, la mayoría de especies registradas están en estadio juvenil e intermedio (Beets, 1989; Cummings, 1994; Gorham y Alevizon, 1989), lo que es sugestivo del funcionamiento de los AA como áreas nodriza. La incidencia y abundancia de esos estadios está probablemente mediada por la disposición de los AA en zonas de alta concentración de nutrientes con plumas superficiales de descargas continentales (Borrero y Ramírez, 1992; CIOH, 2001; Gray, 1996), y por la presencia de ecosistemas de manglar en las cercanías (Kochane, 2000; Patiño y Flórez, 1993). Esto sumado al alto perfil de los AA, promueve también la presencia de cardúmenes de planctívoros (Bayle-Sempere *et al.,* 1994; Roberts, 1996; Sheng, 2000) como fue el caso de *Anchoa* sp. y *O. oglinum*, que tienen un papel ecológico importante en la cadena trófica como eslabón intermedio (Bohnsack *et al.,* 1994; Ebeling y Hixon, 1991; Kellison y Sedberry, 1998).

Las categorías de residencia de los AA aquí fueron definidas en forma diferente y más estricta y diferenciada que en otros estudios, donde no se hace referencia a la ocurrencia de las especies por estadios de vida. Este estudio mejora este aspecto y permite ahondar más en la historia de vida de las especies con relación al uso de los AA. Por ejemplo, hay indicación de que las especies *C. faber, H. aurolineatum, S. croicensis* y *Abudefduf saxatilis,* que son residentes comunes (alta incidencia en los tres estadios de vida) de AA (Bohnsack *et al.,* 1994; Cummings, 1994; Kellison y Sedberry, 1998), parecen constituir un grupo faunal básico de estas estructuras. La importancia de las categorías de residencia fueron similares en los dos AA, a excepción de las especies transitorias y algunas visitantes, especies que son poco abundantes y poco comunes en la zona (Gámez *et al.,* 2001; Herazo y Torres, 1998; Patiño y Flórez, 1993; SEA, 2000).

La asociación de peces en los AA presenta una dinámica temporal variable en composición, debido básicamente a la aparición no sistemática de las especies no residentes, pero direccional en estructura. Así, en el periodo de observación, la asociación de peces de los AA sigue en evolución acumulando especies e individuos con la excepción de T, que en cuanto al número de especies parece haber llegado al punto de saturación (el AA de Tolú es el más pequeño de los dos), no así en relación a la abundancia. No obstante, los AA deben estar cerca de su capacidad de carga puesto que los valores de correlación entre la edad de los AA y la uniformidad son de signo negativo y los más altos, es decir, que la estructura de dominancia se acentuó en el periodo de observación y esta tendencia no fue compensada por la llegada de nuevas especies, lo cual se refleja también en los valores de correlación con la diversidad que resultan significativamente negativos.

La similitud en el comportamiento de las asociaciones en los AA es producto de la similaridad en el diseño y localización de las estructuras, sumado a la estabilidad de los factores ambientales durante el año, los cuales no tuvieron correlación con las variables biológicas (CIOH, 2001). Esta dinámica es indicio de un ambiente con poca alteración, conforme a las características del Golfo, en donde es probable que las interacciones biológicas tengan un papel importante en la regulación de las asociaciones (Bohnsack *et al.,* 1991; Harmelin-Vivien, 2002; Pickering y Whitmarsh, 1997; Valiela, 1995). No obstante, como no todos los factores ambientales y biológicos fueron medidos, como las corrientes, depredación etc., es imposible determinar su incidencia en la dinámica de las asociaciones (Bohnsack, 1989; Doherty, 2002; Sale, 1991, 1996).

El comportamiento de los AA en términos de su ictiofauna se ajusta al paradigma de producción propuesto por Bohnsack (1989), en donde AA aislados de los naturales, incrementan la capacidad de sustento del ambiente por proporcionar espacio para reclutamiento, refugio y alimentación, y es probable que la disponibilidad de nichos sea un factor determinante de la presencia de las especies, en particular para aquellas cuyo hábitat es limitado localmente (Sale, 1991; Waltho y Kolasa, 1996). El probable incremento en la supervivencia y biomasa, a juzgar por el incremento observado en las tallas durante el seguimiento, especialmente en relación con las especies residentes de los AA, como observó Brock y Kam (1994) en otro estudio, es evidencia que soporta el paradigma de producción. Por ejemplo, *A.*

saxatilis se reprodujo en la estructura ya que se encontró un grupo de varios juveniles, luego de observar al macho cuidando los huevos adheridos en tubos de la estructura. La atracción de los AA es evidente para los visitantes (Bohnsack *et al.,* 1991; Ebeling y Hixon, 1991; Pickering y Whitmarsh, 1997). Los procesos que regulan el funcionamiento de las comunidades bióticas asociadas a AA deben ser probados con diseños experimentales que permitan dilucidar cuáles factores condicionan dicho funcionamiento en un área específica y determinar sus implicaciones ecológicas.

La pesca tiene un impacto evidente sobre la estructura íctica de los AA, ya que varias de las especies con mayor incidencia y abundancia encontradas en censos y capturas son las mismas. Especies como *C. crysos, O. oglinum* y *C. chrysurus* entre otros, que son objeto de alta captura, pertenecen a familias con cortos lapsos de vida y altas tasas de crecimiento poblacional (Jennings y Lock, 1996), con lo cual tienen el potencial de repoblar rápidamente los AA y soportar la presión pesquera. No obstante, la mayoría de especies capturadas por la pesquería se ubican en los halos de concentración de los AA que tienen un diámetro de 20 a 100 m (Bortone *et al.,* 2000) y por lo tanto no se observan en los censos visuales debido a su distancia de la estructura y de allí el relativamente bajo número de especies comunes entre la pesquería y los AA.

La utilización de AA para la pesca debe ser cautelosa y controlada, especialmente para las especies de crecimiento lento y baja tasa de reproducción, pues si bien se ha postulado y existe evidencia como la aquí presentada de que los AA incrementan la disponibilidad de hábitat y canalizan la energía del ambiente para hacerla productiva a diferentes organismos de la trama trófica, también existe el riesgo de que simplemente sirvan para hacer más vulnerable la biomasa o estadios de vida sensible de los organismos extraídos, con lo cual se contribuiría a un proceso de sobrepesca. No debe descartarse la importancia potencial de los AA en términos de restauración y conservación de poblaciones naturales, y no sólo como simples nuevos caladeros de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Esta Investigación fue posible gracias al apoyo financiero y logístico de la Empresa Colombiana de Petróleos (Ecopetrol), al Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (Inpa), y a la Corporación Autónoma Regional de Sucre (Carsucre). Especial agradecimiento a la comunidad de pescadores artesanales a cordel y a las asociaciones Apescordel y ASOPESGOLM. Este manuscrito contiene parte de la tesis de pregado del primer autor, presentada a la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

REFERENCIAS

Bayle-Sempere J, Ramos-Esplá A, García J. 1994. Intra-annual variability of an artificial reef fish assemblage in the marine reserve of Tabarca (Alicante, Spain, SW Mediterranean). *Bull Mar Sci* 55(2-3):824-835.

Beets J. 1989. Experimental evaluation of fish recruitment to combinations of fish aggregating devices and benthic artificial reefs. *Bull Mar Sci* 44(2):973-983.

Bohnsack J, Harper D, Mcclellan D, Hulsbeck M. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bull Mar Sci* 55(2-3):796-823.

Bohnsack J, Johnson D, Ambrose R. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. *En:* Seaman W, Sprague L (eds.). *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, San Diego, pp. 61-107.

Bohnsack J. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull Mar Sci* 44(2):631-645.

Bombace G, Fabi G, Fiorentini L, Speranza S. 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull Mar Sci* 55(2-3):559-580.

Borrero I, Ramírez A. 1992. *Análisis estadístico de la información oceanográfica del Golfo de Morrosquillo*. Empresa Colombiana de Petróleos, Control Ambiental, Distrito Caño Limón-Coveñas, Colombia.

Bortone S, Samoilys M, Francour P. 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. *En:* Seamam W (ed.). *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats.* CRC Press, Boca Raton, pp. 127-164.

Botero J, Garzón J, Gutiérrez G. 1981. Establecimiento y desarrollo de la comunidad íctica en un arrecife artificial construido con llantas de desecho. *Bol Mus Mar* 10:63-81.

Brock R, Kam A. 1994. Focusing the recruitment of juvenile fishes on coral reefs. *Bul Mar Sci* 55(2-3):623-630.

Castro E, Stephens D. 2000. Validación y ajuste de la tecnología de los mecanismos agregadores de peces en la Isla de San Andrés (Caribe colombiano). Tesis de Especialización. Universidad INCCA de Colombia, Bogotá.

Cervigón F, Cipriani R, Fischer W, Garibaldi L, Hendrickx M, Lemus A, Márquez R, Poutiers M, Robaina G, Rodríguez B. 1992. *Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de sur América.* Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca.

CIOH. 2001. *Caracterización oceanográfica y meteorológica del Golfo de Morrosquillo*. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrológicas (CIOH), Cartagena, Colombia.

Cummings S. 1994. Colonization of a nearshore artificial reef at Boca Raton (Palm Beach County), Florida. *Bull Mar Sci* 55(2-3):1193-1215.

Doherty P. 2002. Variable replenishment and population dynamics. *En:* Sale P (ed.). *Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem.* Academic Press, San Diego, pp. 332-355.

Ebeling A, Hixon M. 1991. Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures. *En:* Sale P (ed.). *The ecology of fishes on coral reefs.* Academic Press, San Diego, pp. 509-563.

Eklund A. 1997. The importance of post-settlement predation and reef resource limitation on the structure of reef fish assemblages. *En:* Lessios H, Macintyre I (eds.). *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium,* pp. 2:1139-1142.

Escobar J. 1988. *Arrecife artificial Rioacha-Guajira.* VI Seminario Nacional. Memorias, 5 a 7 diciembre. Ciencias del Mar, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.

Gámez L, Sáenz-Betancourt H, Mejía L. 2001. *Estructura de la ictiofauna asociada a dispositivos agregadores de peces (DAP), en aguas costeras del Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano*. Noveno Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar (IX Colacmar), 16-20 de septiembre de 2001. San Andrés Isla, Colombia.

García A, Navarro B. 1998. Diseño, construcción y evaluación de un dispositivo agregador de peces pelágicos (DAP). Tesis de grado. Facultad de Ingeniería. Universidad del Magdalena. Santa Marta, Colombia.

Gorham J, Alevizon W. 1989. Habitat complexity and the abundance of juvenile fishes residing on small scale artificial reefs. *Bull Mar Sci* 44(2):662-665.

Gray C. 1996. Intrusions of surface sewage plumes into continental shelf waters: interactions with larval and presettlement juvenile fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 139(1-3):31-45.

Harmelin-Vivien M. 2002. Energetics and fish diversity on coral reefs. *En:* Sale P (ed.). *Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem.* Academic Press, San Diego, pp. 265-274.

Herazo D, Torres A. 1998. Evaluación de la efectividad pesquera de dos arrecifes artificiales ubicados en el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. Trabajo de grado de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Hixon M, Beets J. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull Mar Sci* 44(2):666-680.

Humann P, Deloach N. 1999. *Reef fish identification.* 2nd edition, New World Publications Inc., Jacksonville.

Illera S. 2001. *Corporación Arrecifes Artificiales*. <http://www.ecoportal.net/ong/ongs/arrecife.htm>. Fecha de consulta: 27 de octubre de 2003.

Jennings S, Lock J. 1996. Population and ecosystem effects of reef fishing. *En:* Polunin N, Roberts C (eds.). *Reef fisheries*. Chapman y Hall, Londres, pp. 193-218.

Jones R, Thompson M. 1978. Comparison of Florida reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bull Mar Sci* 28(1):159-172.

Kellinson G, Sedberry G. 1998. The effects of artificial reef vertical profile and hole diameter on fishes off South Carolina. *Bull Mar Sci* 62(3):763-780.

Kochane I. 2000. El manglar en el Golfo de Morrosquillo. *En:* Niño L, Rodríguez M, Sáenz O (ed.). *Ambiente y desarrollo en el Caribe colombiano. Ensayos y Monografías.* Cartagena de Indias, Colombia, pp. 33-43.

Ludwig J, Reynolds J. 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing.* John Wiley & Sons, Inc., U.S.A.

Molina A, Molina C, Giraldo L, Parra C, Chevillot P. 1994. Dinámica marina y sus efectos sobre la geomorfología del Golfo de Morrosquillo. *Bol Científ C.I.O.H.* 14:93-112.

Muñoz B, Obregón C. 1994. Estructura y proceso de colonización de la comunidad de peces en un arrecife artificial en Isla Naval. (P.N.N.C.R.) Caribe colombiano. Trabajo de Grado de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Osenberg C, St Mary C, Wilson J, Lindberg W. 2002. A quantitative framework to evaluate the atraction-production controversy. *J Mar Sci* 59:000-000. (ICES: <http://www.zoo.ufl.edu/osenberg/papers /2002-ICES.pdf>, consulta: 30 de octubre de 2003).

Patiño F, Flórez F. 1993. *Estudio ecológico del Golfo de Morrosquillo.* Universidad Nacional de Colombia, Fondo FEN, Centro Editorial Universidad Nacional, Bogotá, Colombia.

Pickering H, Whitmarsh D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the "attraction versus production" debate, the influence of design and its significance for policy. *Fish Res* 31:39-59.

Pratt J. 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration: managing for the future. *Bull Mar Sci* 55(2-3):268-275.

Ramírez A, Sánchez O, Borrero L, Sánchez L. 1994. *Introducción a la biología pesquera del Golfo de Morrosquillo y su relación con los ecosistemas naturales*. Empresa Colombiana de Petróleos (Ecopetrol), Distrito Caño Limón-Coveñas.

Rilov G, Benayahu Y. 2002. Rehabilitation of coral reef-fish communities: the importance of artificial-reef relief to recruitment rates. *Bull Mar Sci* 70(1):185-197.

Roberts C. 1996. Settlement and beyond: population regulation and community structure of reef fishes. *En:* Polunin N, Roberts C (eds.). *Reef fisheries.* Chapman & Hall, Londres, pp. 85-112.

Sale P. 1997. Visual census of fishes: how well do we see what is there? *En:* Lessios H, Macintyre I (eds.). *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium,* pp. 2:1435-1440.

Sale P. 1991. Reef fish communities: open nonequilibrial systems. *En:* Sale P (ed.). *The ecology of fishes on coral reefs.* Academic Press, San Diego, pp. 564-598.

Sale P. 1996. Structure and dynamics of reef fish communities. A biogeographical comparison. *En:* Cody L, Smallwood J (eds.). *Long-Term studies of vertebrate communities*. Academic Press, San Diego, pp. 73-97.

Sandoval J. 2000. Contribución al conocimiento de la pesca costera en el Golfo de Morrosquillo mar Caribe colombiano. *En:* Niño L, Rodríguez M, Sáenz O (ed.). *Ambiente y desarrollo en el Caribe colombiano. Ensayos y Monografías.* Cartagena, Colombia, pp. 119-136.

SEA. 2000. *Monitoreo de biología pesquera en el Golfo de Morrosquillo.* Empresa Colombiana de Petróleos (Ecopetrol), Colombia.

Seaman W, Jensen A. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. *En:* Seaman W (ed*.). Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats.* CRC Press, Boca Raton, pp. 1-17.

Sheng Y. 2000. Physical characteristics and engineering at reef sites. *En:* Seaman W (ed*.). Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats.* CRC Press, Boca Raton, pp. 51-94.

Spanier E. 2000. Changes in the ichthyofauna of an artificial reef in the Southeastern Mediterranean in one decade. *Sci Mar* 64(3):279-284.

Terrazul. 2003. *Conservación Terrazul Fundación para la diversidad biológica.* <http://www.terrazul.org>, consulta: 27 de octubre de 2003.

Tupper M, Hunte W. 1998. Predictability of fish assemblages on artificial and natural reefs in Barbados. *Bull Mar Sci* 62(3):919-935.

Valiela I. 1995. *Marine ecological processes*. 2nd edition, Spring-Verlag Press, Berlin.

Waltho N, Kolasa J. 1996. Stochastic determinants of assemblage patterns in coral reef fishes: a quantification by means of two models. *Env Biol Fis* 47:255-267.

Zar J. 1996. *Biostatistical analysis.* 3rd edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.