

[Ir a Tabla de Contenido](#)

**ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE PECES ASOCIADOS A DOS ARRECIFES ARTIFICIALES EN  
EL GOLFO DE MORROSQUILLO, CARIBE COLOMBIANO**

**ÓSCAR DELGADILLO GARZÓN**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO  
ÁREA DE INGENIERÍA Y RECURSOS NATURALES  
FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA  
SANTA MARTA 2003**

**ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE PECES ASOCIADOS A DOS ARRECIFES ARTIFICIALES EN  
EL GOLFO DE MORROSQUILLO, CARIBE COLOMBIANO**

**Trabajo de grado para optar al título de Biólogo  
Marino.**

**ÓSCAR DELGADILLO GARZÓN**

**DIRECTOR**

**CAMILO B. GARCÍA**

**BIÓLOGO MARINO *Dr. Rer. Nat.***

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO**

**ÁREA DE INGENIERÍA Y RECURSOS NATURALES**

**FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA**

**SANTA MARTA 2003**

Nota de aceptación

---

---

---

---

Presidente del jurado

---

Jurado

---

Jurado

Santa Marta, 9 de agosto del 2003

*... a las olas y los mosquitos...*

## **AGRADECIMIENTOS**

**Agradezco a mi familia Mauri, Nubis y Aleja el apoyo y afecto durante todo el tiempo para este extraño parásito.**

**Agradezco a Camilo la paciencia y enseñanzas.**

**Agradezco a Fernando Delgado y Gustavo Mancilla de la Empresa Colombiana de Petróleos ECOPETROL, a Jaime Buelvas, Cerva y Juancho del desaparecido Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA, a Alejandro Zamora, Peyo y Pocho de la Corporación Autónoma Regional de Sucre CARSUCRE y a los pescadores por su colaboración en el desarrollo de esta investigación.**

**Agradezco a mi compañera de trabajo Jacky.**

**A Paula le agradezco toda la sensualidad que hemos compartido y soportar al espectro durante esta temporada.**

## CONTENIDO

	pág.
<u>INTRODUCCIÓN</u>	1
<u>AREA DE ESTUDIO</u>	9
<b>2. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u></b>	<b>12</b>
2.1 <u>TRABAJO DE CAMPO</u>	12
2.1.1 <u>Disposición y descripción de los Arrecifes Artificiales (AAs)</u>	12
2.1.2 <u>Evaluación de la estructura y composición de la ictiofauna</u>	14
2.1.2.1 <u>Número mínimo de muestras</u>	15
2.1.2.2 <u>Censos visuales</u>	16
2.1.2.3 <u>Agrupación de peces por su frecuencia de ocurrencia, comportamiento, nivel</u> trófico y ubicación en los AAs	17
2.1.2.4 <u>Determinación de los peces por talla y estado de vida</u>	18
2.1.2.5 <u>Evaluación pesquera</u>	18
2.1.2.6 <u>Parámetros abióticos</u>	19
2.2 <u>TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN</u>	20
2.2.1 <u>Censos visuales</u>	20
Análisis univariados	20

Análisis de clasificación	22
Consistencia de los censos	22
2.2.2 <a href="#">Evaluación pesquera</a>	24
Análisis univariados	24
Análisis de clasificación	24
2.2.3 <a href="#">Relación con los factores abióticos</a>	25
2.2.4 <a href="#">Relación entre los censos visuales y las capturas</a>	25
<b>3. <a href="#">RESULTADOS</a></b>	<b>26</b>
3.1 <a href="#">ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN ÍCTICA DE LOS AAs</a>	26
3.1.1 <a href="#">Censos visuales</a>	26
Composición de la asociación íctica	26
Abundancia relativa y Riqueza de especies	26
Índices ecológicos	28
Patrón de residencia, comportamiento y nivel trófico	30
Estados de vida de los peces	33
Análisis univariados	38
Agrupamiento de los censos	38
3.1.2 <a href="#">Censos pesqueros</a>	41
Composición de las capturas	41
Desempeño pesquero	43
Asociación de las capturas	44
3.1.3 <a href="#">Ambiente físico</a>	45
Relación de las variables bióticas con los factores abióticos	47
3.1.4 <a href="#">Correspondencia entre los censos visuales y las capturas</a>	49

<b>4.</b>	<b><u>DISCUSION</u></b>	54
4.1	<u>EVALUACIÓN DE LA ASOCIACIÓN ICTICA</u>	54
	Censos visuales	54
	Censos pesqueros	76
	Correspondencia entre los censos y las capturas	80
4.2	<u>FUNCIÓN DEL ARRECIFE Y CONSIDERACIONES GENERALES</u>	82
<b>5.</b>	<b><u>CONCLUSIONES</u></b>	86
<b>6.</b>	<b><u>RECOMENDACIONES</u></b>	90
	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	92
	<u>ANEXOS</u>	108

LISTA DE TABLAS

	pág.
<b><u>Tabla 1.</u></b> Características de ubicación de los AAs bentónicos de acero instalados en el golfo de Morrosquillo en octubre del año 2000.	12
<b><u>Tabla 2.</u></b> Parámetros utilizados para agrupar los peces según su frecuencia de ocurrencia, comportamiento, ubicación y nivel trófico.	17
<b><u>Tabla 3.</u></b> Índice de correlación por rangos de Spearman ( $r_s$ ) para la relación de los valores de abundancia relativa (AR) y riqueza de especies en los censos visuales entre los buzos (Buzo 1 y Buzo 2) y entre las unidades muestrales (*= significativo al 99%).	23
<b><u>Tabla 4.</u></b> Abundancia relativa acumulada(AR) de las especies determinadas en los censos durante el estudio en el AA de Punta de piedra (PP) y Tolú (T), con porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%FO) y patrón de residencia (PR): residentes en todos los estados (R), residentes en estado juvenil (RJ), estado intermedio (RI), estado adulto (RA), visitantes habituales (Vh), visitantes ocasionales (Vo), transitorios (T).	27
<b><u>Tabla 5.</u></b> Proporción de las categorías tróficas con respecto a la abundancia relativa (%AR) y riqueza total (%Sp.) de especies en el AA de Punta de piedra (PP) y Tolú (T).	33

**Tabla 6.** Análisis de varianza no paramétrico de dos factores para las variables abundancia relativa (AR), riqueza de especies, diversidad (H') y uniformidad (J') en el período de estudio en los AAs (\*  $P < 0,001$  \*\*  $0.001 < P < 0,005$ ).

39

**Tabla 7.** Composición de la pesca registrada en el AA de Punta de piedra (PP) y Tolú (T) en el año de estudio. Familia, especies, kilogramos (Kg), número de individuos (#I) y porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%FO).

41

**Tabla 8.** Análisis de varianza no paramétrico de dos factores para los valores de CPUE en el período de estudio en los AAs .

44

**Tabla 9.** Correlaciones por rangos de Spearman, entre los factores abióticos y la estructura de la asociación íctica (\* $P < 0,05$ , \*\*  $P < 0,01$ , \*\*\*  $P < 0,001$ ).

48

**Tabla 10.** Valores de abundancia relativa total (AR) y número de individuos (NI) de las especies en común o consistentes para los censos visuales y censos pesqueros en el AA de Tolú y Punta de piedra.

50

**Tabla 11.** Referencias de trabajos realizados con estructuras artificiales en diferentes partes del mundo, con el nombre del autor, metodología, localidad, esfuerzo del muestreo y resultados de las variables abundancia relativa de individuos y riqueza de especies.

55

## LISTA DE FIGURAS

- pág.
- Figura 1.** Ubicación de los dos arrecifes artificiales (AAs) en el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. (1) AA de Punta de piedra, (2) AA de Tolú (Modificado de SIG-INVEMAR, 2003). 9
- Figura 2.** Instalación de la estructura artificial béntica en el golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. (Cortesía ECOPETROL- Calidad Ambiental, Terminal Coveñas). 13
- Figura 3.** Chatarra utilizada en la construcción de los arrecifes artificiales en el golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano (Cortesía ECOPETROL- Calidad Ambiental, Terminal Coveñas). 14
- Figura 4.** Relación entre diferentes días de censo escogidos azarosamente con la riqueza acumulada de especies en el AA de Punta de piedra y Tolú. 15
- Figura 5.** Relación de los valores de abundancia relativa (a) y riqueza de especies (b) con el orden de las unidades muestrales en diferentes días de censo durante el estudio tomados al azar (C= Días de censo). 23
- Figura 6.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) y riqueza de especies de peces observadas en el AA de Punta de piedra y Tolú, con el error estándar en cada día de censo visual contados desde la disposición de las estructuras. 29

**Figura 7.** Índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) e índice de uniformidad de Pielou ( $J'$ ) en el AA de Punta de piedra y Tolú en cada día de censo contados desde la disposición de las estructuras. 29

**Figura 8.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral ( $\#ind/um$ ) y riqueza de especies por patrón de residencia en el AA de Punta de piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (R= residente en cada estado de vida y en todos los estados, V= visitante, Vh= visitante habitual, Vo= visitante ocasional, T= transitorio). 30

**Figura 9.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral ( $\#ind/um$ ) de los diferentes estados de vida de peces en el AA de Punta de piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto). 34

**Figura 10.** Juveniles de palometas (*Chaetodipterus faber*) asociados a los arrecifes artificiales. 34

**Figura 11.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral ( $\#ind/um$ ) de los diferentes estados de vida de peces visitantes en el AA de Punta de piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto). 35

**Figura 12.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral ( $\#ind/um$ ) de los estados de vida de las especies residentes en el AA de Punta de piedra en cada día de censo contado desde la disposición de la estructura (J= juveniles, I= intermedios, A= adultos). 36

**Figura 13.** Abundancia relativa (AR) ) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) de los estados de vida de las especies residentes en el AA de Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de la estructura (J= juveniles, I= intermedios, A= adultos). 39

**Figura 14.** Dendrograma de similaridad de Bray-Curtis basado en la composición y abundancia relativa de los peces por semana de muestreo en los AAs. (P= Punta de piedra, T= Tolú). 40

**Figura 15.** Especies pescadas en los arrecifes artificiales con alta frecuencia de ocurrencia, sierra (*Scomberomorus brasiliensis*), carito (*Scomberomorus cavalla*), bonito (*Sarda sarda*) y cojinua (*Caranx crysos*). 43

**Figura 16.** Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en el AA de Punta de piedra y Tolú, en los días de recolección de datos de pesca contados desde la disposición de las estructuras (a= sin el último registro de pesca, b= con el último registro de pesca). 44

**Figura 17.** Pescadores en su faena de pesca amarrados a la boya de las estructuras. 45

**Figura 18.** Dendrograma de similaridad de Bray-Curtis, basado en la composición y CPUE en las semanas de muestreo en los AA (P= Punta de piedra, T= Tolú). 46

**Figura 19.** Valores de temperatura (°C), salinidad (UPS), visibilidad (m) y hora del día en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras en el AA de Punta de piedra y Tolú. 47

**Figura 20.** Relación de los diferentes estados de vida (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) en cuanto a la abundancia relativa (AR) obtenidas de los censos visuales (Ce) y el número de individuos (# IND) obtenidos en la pesca (Pe) para las especies con mayor consistencia durante el tiempo de estudio en el AA de Punta de piedra. 51

**Figura 21.** Relación de los diferentes estados de vida (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) en cuanto a la abundancia relativa (AR) obtenidas de los censos visuales (Ce) y el número de individuos (# IND) obtenidos en la pesca (Pe) para las especies con mayor consistencia durante el tiempo de estudio en el AA de Tolú. 52

**Figura 22.** Relación entre volumen ( $m^3$ ) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de riqueza, en diferentes localidades del mundo dentro de la franja tropical. (DGM): Dispositivos agregadores de peces golfo de Morrosquillo, (Au): AA en Australia, (IV): AA y DAP's en las Islas Vírgenes, (C): AA en Cartagena, (T): AA en Taiwan, (IR): AA en Islas del Rosario, (GMTe): AA en golfo de Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMCc): AA de llantas en golfo de Morrosquillo, ciénaga Caimanera, (GMT): AA de llantas en golfo de Morrosquillo, Tolú, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de piedra, presente estudio, (CR): AA en Costa Rica, (FS): AA al sur de Florida, (J): AA en Jamaica. 60

**Figura 23.** Relación entre volumen ( $m^3$ ) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de diversidad en diferentes arrecifes en el Caribe. (IR): AA Islas del Rosario, (GMTe): AA en golfo de Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMCc): AA golfo de Morrosquillo, ciénaga Caimanera, (GMT): AA golfo de Morrosquillo, Tolú, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de piedra, presente estudio, (FS): AA al sur de Florida. 62

**Figura 24.** Relación entre volumen ( $m^3$ ) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de uniformidad (J') en diferentes arrecifes en el Caribe. (DGM): Dispositivos agregadores, golfo de Morrosquillo, (IR): AA Islas del Rosario, Tolú, (GMTe): AA en golfo de Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de piedra, presente estudio, (FS): AA al sur de Florida. 64

## LISTA DE ANEXOS

	pág.
<a href="#"><u>ANEXO A.</u></a> Formato utilizado para la recolección de los desembarcos pesqueros provenientes de los arrecifes artificiales instalados en el golfo de Morrosquillo.	108
<a href="#"><u>ANEXO B.</u></a> Formato de matriz utilizado para tabular los datos obtenidos en los censos visuales. Número de juveniles (#J), intermedios (#I), adultos (#A).	109
<a href="#"><u>ANEXO C.</u></a> Formato de matriz utilizado para tabular los datos recolectados en las capturas. Arrecife artificial (AA), Pescadores por bote (P/B.), tiempo de faena (T.F.), número de individuos (#IND), longitud en centímetros (L) y peso en kilogramos (P).	110
<a href="#"><u>Anexo D.</u></a> Especies registradas en dos AA en el golfo de Morrosquillo. Familia, especie, autor, año, intervalo de talla, estado de vida. (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) y nivel trófico.	111
<a href="#"><u>ANEXO E.</u></a> Promedio de tallas de las especies capturadas en los arrecifes artificiales.	113

## RESUMEN

Durante el periodo comprendido entre agosto del 2001 y agosto del 2002 se evaluó la asociación de peces en dos arrecifes artificiales (AAs) bénticos de acero por medio de censos visuales en intervalos de tiempo regulares y por medio del monitoreo de los desembarcos pesqueros. Estas estructuras fueron instaladas en octubre del año 2000 por la Empresa Colombiana de Petróleos ECOPETROL en convenio con el desaparecido Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA. En los 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, 7088,8 y 5523,8 individuos, respectivamente. Esta diferencia fue principalmente por el mayor volumen y complejidad estructural del arrecife en PP. Sin embargo, las asociaciones presentaron alta similitud en la composición, categorías de residencia, utilización del espacio, niveles tróficos, dinámica y regulación debido a las analogías y estabilidad de las condiciones imperantes en el sector, además de las características similares de ubicación y diseño de los AAs. Las familias con mayor número de especies fueron de importancia comercial alta en el sector como Lutjanidae, Haemulidae, Carangidae y Serranidae, y las especies que tuvieron mayor abundancia relativa fueron *Anchoa* sp. en PP y *Ophistonema oglinum* en T. Los desembarcos pesqueros presentaron un total de 39 especies, 19 en PP y 36 en T, con 16 especies en común y se obtuvo un peso de 146,725 kg y 1467,56 kg, respectivamente capturados con línea de mano y carnada viva. Las diferencias obtenidas entre las capturas de los dos AAs fue producto del mayor esfuerzo ejercido en T, ya que el promedio de CPUE fue similar en los dos arrecifes con un valor de 0,40kg/hora en PP y 0,42kg/hora en T. Estos valores se encontraron dentro de los rangos reportados en otros estudios del sector y en diferentes ambientes tropicales para el mismo arte. Similar a los censos visuales, las asociaciones de peces capturadas presentaron homología entre los AAs y los días del estudio, con una aparente constancia en sus valores de CPUE a pesar de las diferencias en esfuerzo. Las especies que representaron la mayor abundancia y peso eran de elevada importancia comercial como *Scomberomorus brasiliensis*, *S. cavalla*, *Sphyræna guachancho* y *Caranx crysos*. Finalmente, se percibió que los AAs tuvieron la capacidad de producir biomasa por un aparente desarrollo de las especies residentes y agregar individuos como resultado de una variedad de procesos que actuaron conjuntamente en la regulación de las asociaciones, evidencia de que son sistemas que se encuentran en un equilibrio dinámico y variable, a pesar de la homogeneidad en las condiciones ambientales. Además, estos resultados soportan la idea de que los AAs artificiales son una herramienta efectiva para manejo de recursos pesqueros y biológicos, siempre y cuando existan restricciones para el uso de las estructuras.



## INTRODUCCIÓN

La historia de los arrecifes artificiales (AAs) data de tiempo atrás cuando el hombre utilizó sus observaciones de la atracción de peces e invertebrados a objetos naturales o artificiales dispuestos en el medio acuático como una manera de cultivar alimento. Estos han sido construidos desde el siglo XVIII y XIX por japoneses y estadounidenses (Spanier *et al.*, 1985; Champ y Duedall, 1991; Seaman y Jensen, 2000).

El término arrecife artificial (AA) es usado principalmente para describir objetos o estructuras de origen natural o humano dispuestas sobre el fondo marino e incluyen dispositivos agregadores de peces flotantes o de media agua (DAP's) para influenciar procesos físicos, biológicos y socioeconómicos relacionados a recursos marinos vivos. Su clasificación más común refleja la localización física en la columna de agua, composición de materiales, diseño de la estructura y la naturaleza del ambiente donde es colocado, de esta forma los hábitats deben ser descritos como bénticos o flotantes (Bohnsack y Sutherland, 1985; Seaman y Jensen, 2000). Los AAs pueden ser hechos de diferentes materiales, diseños y tamaños, desde  $1\text{m}^2$  para propuestas de investigación hasta de  $10\text{Km}^2$  para propuestas pesqueras (Bohnsack, 1991; Bohnsack *et al.*, 1991).

El interés en hábitats artificiales y las tecnologías relacionadas con alteraciones en la complejidad del hábitat en ecosistemas acuáticos es alto en muchas áreas del mundo, y está en desarrollo en otros, además es ampliamente utilizado en lo concerniente a intereses no científicos (Seaman y

Sprague, 1991; Seaman y Jensen, 2000). Los AAs son creados principalmente para incrementar la producción natural de los recursos biológicos y desarrollar un área desnuda, con el fin de proporcionar refugio adicional para peces, cambiar su abundancia local, mejorar la pesca, disminuir la presión de pesca sobre los arrecifes existentes, restauración ambiental, para cultivar comida marina y mediante la agregación de sustrato busca el asentamiento y colonización de comunidades de invertebrados y algas (Aliño *et al.*, 1994; Bohnsack, 1991).

El conocimiento acerca de la biología y ecología de AAs es relativamente escaso, al igual que las comparaciones entre estudios científicos (Bohnsack y Sutherland, 1985). En años recientes los conceptos referentes a objetivos, diseño y algunos aspectos ecológicos de AAs han cambiado. La probabilidad de que ecológicamente los AAs se asemejen a los ambientes naturales locales por un largo período de tiempo como asociaciones de peces e invertebrados y el concepto de que los AAs simulan la ecología de arrecifes naturales porque son funcionalmente equivalentes, incrementó los enfoques en modelar diseños de las estructuras para establecer o expandir poblaciones de plantas o animales cumpliendo los requerimientos de historia de vida de las especies. Sin embargo, existen problemas en documentar los beneficios de los AAs debido a que los objetivos ambientales y pesqueros de su construcción son generales y débilmente definidos, además de algunas limitaciones en las metodologías de muestreo (Bohnsack *et al.*, 1991; Seaman y Jensen, 2000).

El efecto directo de las estructuras es incrementar la complejidad del hábitat. Aunque esta complejidad es una aproximación, se define como la cantidad de irregularidad en la estructura y es medida por las dimensiones, área superficial, geometría, composición, cantidad y longevidad de los materiales. Estas consideraciones integradas al conocimiento de las características oceanográficas y biológicas (profundidad del agua, corrientes, temperatura, salinidad, producción primaria y béntica, monitoreos de pesca, etc.) dirigirán un exitoso diseño y función del arrecife (Champ y Duedall, 1991; Seaman y Sprague, 1991; Bortone *et al.*, 2000).

Los factores ecológicos que operan en arrecifes naturales, como alteración física, reclutamiento, competencia y predación, también funcionan en los llamados hábitats artificiales. En teoría, la ecología de AAs no sería diferente de los arrecifes naturales excepto por diferencias causadas en el diseño y disposición de las estructuras. Muchas especies que utilizan arrecifes naturales tienen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento que los readaptan a explorar hábitats artificiales (Bohnsack y Sutherland, 1985).

Los peces colonizan los arrecifes rápidamente, aparecen horas después que el material es depositado, permanecen en el arrecife por cortos o largos períodos de tiempo, dependiendo de la edad, especies involucradas y de las características y localización del arrecife. Los AAs proveen a los peces alimento, refugio contra predación y sitios para orientación y reproducción (Bohnsack, 1991). Las fuentes alimenticias incluyen algas, invertebrados y otros peces que colonizan los arrecifes, plancton circundante y organismos en áreas cercanas accesibles. Los peces colonizan los arrecifes antes que se puedan desarrollar fuentes alimenticias, indicando que la disponibilidad de alimento puede ser menos importante para los peces que el refugio, por lo menos inicialmente (Bohnsack *et al.*, 1991).

Los componentes bióticos de un arrecife artificial o “asociaciones”, usualmente son clasificados por listados taxonómicos, número de individuos, frecuencia de ocurrencia, tamaño, modo de existencia y nivel trófico. El término asociación es utilizado para referirse a los organismos de un grupo de multiespecies encontrados sobre un AA. Este concepto es más neutral para denominar los organismos que habitan AAs ya que estos se encuentran juntos debido a las circunstancias artificiales y no necesariamente por que sus adaptaciones y estrategias evolucionaron por un largo periodo, como implica un término más complejo como el de comunidad (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bortone *et al.*, 2000). Es necesario entender la dinámica y ecología de las asociaciones en los AAs, con el fin de documentar sus beneficios y efectos de acuerdo a los objetivos por el que fueron creados y así disminuir los sesgos metodológicos y hacer las investigaciones más completas y eficientes (Bortone y Kimmel, 1991; Seaman y Jensen, 2000).

Colonización se refiere al establecimiento de las poblaciones sobre AAs y reclutamiento se refiere al reabastecimiento de las poblaciones establecidas. La colonización usualmente comienza al momento de la disposición del AA, los peces pueden colonizar por directo asentamiento de larvas pelágicas o por inmigración de juveniles o adultos (Bohnsack *et al.*, 1991). Sin embargo, la sucesión es un tópico controversial para muchas comunidades y puede ser definida como una cantidad descriptiva de asociaciones cambiando en el tiempo. Pero en estricto sentido, la sucesión es definida como un reubicamiento de poblaciones en un hábitat a través de una progresión regular hacia un estado estable, aunque existen discordias en la importancia y existencia del equilibrio en muchas comunidades marinas (Bohnsack y Sutherland, 1985).

Basados en la teoría ecológica, los ambientes tropicales pueden ser menos estacionales y dominados en mayor medida por las interacciones biológicas. Sin embargo, algunos factores como temperatura, salinidad, turbidez y niveles de polución pueden afectar las asociaciones dependiendo del grado de tolerancia de las especies y su adaptación evolutiva (Bohnsack, 1991). La estacionalidad tiene un impacto significativo sobre las comunidades de peces independiente de la complejidad del hábitat en parte por los eventos de reclutamiento y migración de adultos. De esta forma, la abundancia y composición de peces diferirá dependiendo de la época del año en que se instale el AA, localización, profundidad, corrientes, productividad de sustratos y zonas adyacentes (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bortone *et al.*, 2000). Algunos factores como la distancia de otros hábitats naturales y artificiales, las características geográficas y geológicas de la zona, además de la influencia de factores antropogénicos como cercanía a ciudades, son factores que afectan las asociaciones de peces e invertebrados en los AAs, e influencia el número y tipo de reclutamiento potencial y las tasas de colonización. Estructuras con la misma complejidad tienen diferentes asociaciones dependiendo de la distancia e impacto que reciban de estos factores (Sanders *et al.*, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991; Bortone *et al.*, 2000).

Muchos AAs presentan deficiencias debido a que las características físicas del lugar potencial para su disposición no son determinadas, de esta forma algunos han sido destruidos por

tormentas, corrosión y hundidos entre el fango. Algunos han dañado redes de pesca, corales y pastos marinos debido a posicionamiento en lugares equivocados o por deriva, y otros no mejoran el número total de poblaciones, biomasa o éxito pesquero para ciertas especies y producen sobreexplotación. Problemas en el diseño, instalación y efectos de los AAs, ocurren debido a fallas en los objetivos específicos de los proyectos, haciendo difícil estudiar y cuantificar sus beneficios en el contexto biológico y social (Bohnsack y Sutherland, 1985; Seaman y Jensen, 2000; Sheng, 2000).

En general los posibles impactos sobre la biomasa explotable y el *stock* total debido al arrecife artificial son, (1) redistribuir la biomasa explotable sin incremento o aumento del tamaño total del *stock*, (2) agregar al AA previamente biomasa inexplorable y por tanto incrementar la biomasa explotable, sin incrementar el tamaño del *stock* y (3) cuando los *stocks* están limitados por hábitats de alto relieve, los AAs pueden incrementar el *stock* y así su tamaño total (Polovina, 1991). Los AAs pueden causar sobreexplotación porque al agregar juveniles, los hace más susceptibles a la captura, la biomasa explotable crece, pero la talla en que los peces entran a la pesquería decrece. También pueden mejorar las condiciones de vida de las comunidades que los utilizan al hacer más efectiva la pesca con esfuerzo más bajo, aumentando la captura, evitando la competencia por lugares de pesca y por equipos, al redistribuir el esfuerzo pesquero (Bohnsack y Sutherland, 1985; Polovina, 1991).

Las investigaciones japonesas consideran que el atractivo de los AAs incrementa con un mayor tamaño, aunque algunos AAs pequeños pueden ser muy productivos. El tamaño mínimo efectivo para propuestas pesqueras es de  $400\text{m}^3$ , el pico de producción pesquera ocurre cuando el volumen de la construcción es alrededor de  $3000\text{m}^3$  y declina cuando excede este nivel (Bohnsack y Sutherland, 1985). Los AAs deben ser dispuestos de forma jerárquica como módulos, en grupos o sets, hasta conformar un arrecife complejo. Estos factores están relacionados con el área de influencia del AA o zona de enriquecimiento pesquero donde los peces son capturados. El efecto estimado de esta zona es de 200 y 300 metros para peces superficiales y de media agua y entre

uno y cien metros para peces bénticos, dependiendo de las especies. La efectividad de un AA usualmente es medida en términos de incremento de la abundancia de peces o en el éxito pesquero (Pickering y Whitmarsh, 1997; Bortone *et al.*, 2000).

En los AAs instalados en localidades con abundantes arrecifales naturales, la atracción es preponderante para especies de reclutamiento limitado, pelágicas, altamente móviles, parcialmente dependientes del arrecife u oportunistas y con altas tasas de explotación. La producción (incremento de la biomasa de peces) se cree más probable en localidades aisladas de arrecifes naturales, para especies de hábitats limitados, demersales, territoriales y obligatorias del arrecife (Bohnsack, 1989; Bohnsack *et al.*, 1991).

En Colombia se han realizado diferentes estudios de AAs. En el Golfo de Morrosquillo se estudió la estructura de la ictiofauna asociada a dispositivos agregadores de peces (DAP's) y la efectividad pesquera de dos AAs de llantas, por medio de censos visuales y datos de captura de las faenas de pesca. La colonización de los DAP's fue principalmente por organismos juveniles de la familia Carangidae y se observó que algunas especies como *Caranx crysos* y *Lutjanus synagris* en los DAP's y *Scomberomorus brasiliensis* y *Sphyræna guachancho* en los AAs de llantas fueron las más capturadas y con mayor importancia comercial en la zona (Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz 2001; Gámez *et al.*, 2001). Estos hábitats artificiales se construyeron específicamente para propuestas pesqueras. Sin embargo, su monitoreo fue muy corto y en los AAs de llantas no se observó la colonización.

La colonización y estructura íctica de una avioneta utilizada como AA en Islas del Rosario y un AA de llantas en la bahía de Cartagena fueron evaluadas por medio de censos visuales. La dinámica en la entrada y salida de especies tuvo una alta tasa de cambio, iniciando la colonización por especies juveniles, luego por el acercamiento de formas adultas y subadultas, con una consecuente reducción en la población de juveniles y la desaparición de algunas especies. Sin embargo, los autores aseveran que el tiempo de estudio no es suficiente para que una comunidad

de peces en desarrollo alcance cierto grado de madurez (Botero *et al.*, 1979, 1981; Muñoz y Obregón, 1994).

En Latinoamérica y diferentes partes del mundo estudios de diferente índole se han hecho en los últimos treinta años en aguas tropicales y templadas. Observaciones acerca de la estructura y composición de la ictiofauna por medio de censos visuales (Buchanan *et al.*, 1974; Campos y Gamboa, 1989; Haughton y Aiken, 1989), distribución y comportamiento de peces con técnicas hidroacústicas (Thorne *et al.*, 1989), estudios experimentales de combinar estructuras artificiales para observar cual tiene el mayor éxito (Beets, 1989), influencia de la complejidad estructural o atributos específicos del arrecife (huecos, grietas, cuevas, dimensión, orientación) en la estructura de la asociación (Hixon y Beets, 1989; Kellison y Sedberry, 1998; Rilov y Benayahu, 2002), la influencia de los factores ambientales (Bortone *et al.*, 1994; Johnson *et al.*, 1994; Tuper y Hunte, 1998) y estudios pesqueros (Feigenbaum *et al.*, 1989; D'Cruz *et al.*, 1994; Lucy y Barr, 1994; McGlennon y Branden, 1994) se han evaluado en Jamaica, Islas Vírgenes, Barbados, Costa Rica, Méjico, Florida, Australia, India, Japón y en los AAs de zonas templadas en España, el Mediterráneo, en la costa este y oeste de Estados Unidos, entre otros.

Una gran parte de las investigaciones coinciden en sus apreciaciones acerca de la eficiencia de los AAs para crear nuevos hábitats con fines pesqueros, áreas de reserva, mitigación ambiental y propuestas de investigación. Sin embargo, la polémica acerca de la función y beneficio de los arrecifes sigue existiendo debido a las diversas conclusiones obtenidas y al poco tiempo que se estudian estos hábitats, lo que no permite conocer su desarrollo e impacto en el medio (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991).

El Golfo de Morrosquillo tiene una ubicación estratégica que le ha dado con el tiempo condiciones ideales para actividades portuarias, turísticas y pesqueras e importancia en términos económicos y servicios territoriales, ya que esta zona fue confirmada como el principal puerto petrolero de Colombia para las próximas décadas (Ramírez *et al.*, 1994; CIOH, 2001). En esta zona y en todo el

país, las actividades de pesca tradicionalmente se realizan sin ningún tipo de control, conformando una de las principales amenazas sobre el recurso pesquero, utilizando métodos de pesca ilegales y perjudiciales para el ambiente, como la dinamita, el trasmallo y el boliche, entre otros, además de métodos legales como arrastres camaroneros industriales y artesanales, que generalmente no discriminan los peces por su tamaño e importancia económica, y deterioran el ecosistema marino en donde se utilizan, sin respetar los decretos dictados para regular la utilización del recurso (Mejía y Acero, 2002). El golfo está expuesto al impacto que producen las actividades de las empresas petroleras, lo que impulsó la instalación de estructuras artificiales como método para mitigar el impacto de las actividades humanas e incrementar la producción biológica, especialmente la pesca, ya que es una de las principales actividades económicas de la zona y en general para las comunidades humanas que utilizan los recursos (Munro, 1996; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001). Además, como consecuencia de las escasas oportunidades de trabajo, la poca tecnificación y diversificación de los artes utilizados, los pescadores en el golfo tienen una limitada actividad extractiva que no les permite alejarse de la franja costera, por lo cual, el recurso se encuentra sobreexplotado (Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000). De esta forma, por medio del convenio INPA/ECOPETROL, se construyeron dos AAs bentónicos en el año 2000 con el propósito de incrementar la pesca para la comunidad de pescadores artesanales que utilizan cordel y debido a que algunos peces presentan limitación por hábitat o por reclutamiento, el desarrollo de esta investigación tuvo el objetivo de conocer la composición y dinámica de la asociación íctica y comparar el desempeño pesquero de los dos AAs, con el fin de conocer la influencia de las estructuras sobre las asociaciones de peces, acercarse a la ecología de las especies y determinar su función como herramienta de manejo ambiental.

La primera etapa de este estudio se realizó dentro del proyecto “Monitoreo biológico pesquero de dos AAs en el Golfo de Morrosquillo” financiado en su totalidad por el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA), enmarcado en el convenio INPA y la Empresa Colombiana de Petróleos (ECOPETROL). La segunda parte del estudio “Evaluación de la efectividad pesquera y caracterización ecológica de dos AAs en el Golfo de Morrosquillo”, fue financiado por

ECOPETROL y con el apoyo logístico del INPA y la Corporación Autónoma Regional de Sucre, CARSUCRE, dentro del convenio ECOPETROL, INPA y CARSUCRE.

## ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la zona costera del departamento de Sucre, en el área conocida como el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano, en donde se instalaron dos arrecifes artificiales bentónicos de acero de alto perfil vertical ([Figura 1](#)). El golfo se encuentra ubicado en el sector meridional de



**Figura 1.** Ubicación de los dos arrecifes artificiales (AAs) en el Golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano. (1) AA de Punta de piedra, (2) AA de Tolú (Modificado de SIG-INVEMAR, 2003).

la costa colombiana entre las latitudes 9°22'00" N y 9°45'00" N y las longitudes 75°33'00" W y 75°55'00" W ([Figura 1](#)). Hace parte de los departamentos de Córdoba y Sucre, presenta un área aproximada de 1000 Km<sup>2</sup>, profundidades entre los 15 y 55 m, anchura de 17 km de sur a norte, con una extensión total de 40 Km (Patiño y Flórez, 1993; CIOH, 2001).

El golfo de Morrosquillo tiene la plataforma continental más amplia de la costa Caribe colombiana extendiéndose hasta más de 70 km. Morfológicamente está constituido hacia la zona central por una extensa llanura costera que limita al norte y al sur, con dos cuerpos de terrazas coralinas. En general, la morfología es de pendiente baja, el 80% del lecho marino está cubierto por material calcáreo, procedente de la destrucción de vastas zonas arrecifales. Su carácter orgánico disminuye hacia la costa por la influencia de aportes continentales del río Sinú y otros tantos que llegan al golfo. La distribución horizontal de los sedimentos sigue los efectos de difracción y refracción, lo que permite la deposición del material arenoso en la zona litoral, tanto que las partículas lodosas son transportadas y posteriormente depositadas en la plataforma (Molina *et al.*, 1994).

La dinámica en las aguas del golfo de Morrosquillo, la formación de corrientes, oleaje y distribución del material en suspensión es regida por el viento. Además, las bajas profundidades del golfo ofrecen las condiciones propicias para la propagación del oleaje lo que produce una deriva de litoral de proporciones significativas (Molina *et al.*, 1994; CIOH, 2001).

Por su situación geográfica en el área sur oeste del Caribe, el régimen climático se encuentra bajo la influencia de los desplazamientos de la Zona de Convergencia Intertropical (Z.C.I.), además el sector se encuentra bajo el influjo de la circulación atmosférica de los vientos Alisios, procedentes de los centros de alta presión del Atlántico Nororiental. El clima se caracteriza como tropical semiárido (Patiño y Flórez, 1993). Se estiman tres períodos climáticos. Epoca seca o verano, comprendida entre los meses de diciembre a abril, con vientos fuertes del sector norte-noreste, lluvias débiles y escasas que inciden en la distribución de temperatura y salinidad. Epoca húmeda o invierno, entre mayo y noviembre, se caracteriza por vientos débiles de orientación variable y

lluvias abundantes. La salinidad disminuye y la temperatura aumenta en esta época, sin embargo las oscilaciones espaciales de estas variables no son muy amplias lo que indica una gran uniformidad, determinada por las pocas profundidades y dimensiones del área. Existe otra época conocida como de transición o intermedia, comprendida entre junio y julio, donde se interrumpen las lluvias por el “veranillo de san Juan” (Molina *et al.*, 1994; CIOH, 2001). El golfo de Morrosquillo tiene ecosistemas de manglar, pastos de fanerógamas y arrecifes coralinos. Presenta comunidades de bentos, plancton, pelágicas y demersales. Los ecosistemas de manglar son importantes como zona de resguardo para los primeros estados de vida de importantes ítems de la pesca artesanal, además, estos ecosistemas son considerados de gran importancia para los peces, especialmente en el Caribe (Patiño y Flórez, 1993; Ramírez *et al.*, 1994; Roberts, 1996).

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 TRABAJO DE CAMPO

**2.1.1 Disposición y descripción de los Arrecifes Artificiales (AAs):** Dos AAs de acero de alto perfil vertical fueron ubicados entre los días 13 y 16 de octubre del 2000 en las aguas costeras del golfo de Morrosquillo, con las siguientes características de ubicación ([Tabla 1](#)):

**Tabla 1.** Características de ubicación de los AAs bentónicos de acero instalados en el golfo de Morrosquillo en octubre del año 2000.

	AA Punta de Piedra (PP)	AA Tolú (T)
<b>Características</b>		
Ubicación	9°27'30"LN y 75°40'42" LW	9°31'30" LN y 75°37'24" LW
Profundidad	20m	16m
Distancia de la costa	2,4 mn frente a PP	1,6 mn frente a Tolú
Tipo de sustrato	Areno fangoso	Areno fangoso
Distancia de otro AA	1,6 mn	0,97 mn
Volumen (m <sup>3</sup> )	200m <sup>3</sup>	138m <sup>3</sup>

Los AAs se construyeron con tubería de oleoducto de acero al carbón, mangueras submarinas de caucho elástico y poliéster, y retales de platinas, formando una estructura similar a un cubo rectangular ([Figura 2](#)). Sus dimensiones fueron 5 metros de altura desde el fondo, 10 metros



**Figura 2.** Instalación de la estructura artificial béntica en el golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano (Cortesía ECOPETROL- Calidad Ambiental, Terminal Coveñas).

de largo y 7 metros de ancho, ocupando un volumen de aproximadamente  $126 \text{ m}^3$  y con área expuesta (largo por ancho) de  $70 \text{ m}^2$ .

Dentro de la estructura se introdujeron pedazos del mismo material pero arrojados sin ninguna disposición regular dándole mayor complejidad y volumen a la estructura (Figura 3). Once meses después, se realizó una ampliación de los arrecifes introduciendo en PP dos contenedores metálicos de aproximadamente 2,5 m de alto, 3 m de ancho y 6 m de largo, y dos postes de concreto de 15 m de largo sobre los contenedores, a 5 m de la estructura principal. El volumen total en PP con la ampliación fue de  $200 \text{ m}^3$ . En Tolú se introdujeron tres mangueras submarinas de caucho elástico de 8 m de largo, dispuestas a 3 m de la estructura. En T el volumen total fue de  $138 \text{ m}^3$ . Se introdujo además un contenedor metálico de 4 m de largo, 2 m de ancho y 2 m de alto, a 25 m de la estructura, con un volumen de  $16 \text{ m}^3$ , el cual fue considerado otro AA por su distancia. Cada AA se señaló con una boya de color blanco, la cual se encontró unida a la estructura por una cadena ajustada a uno de los extremos más altos de la estructura. El AA de PP presentó mayor complejidad en la disposición, cantidad y tipo de materiales que el AA de T.



**Figura 3.** Materiales utilizados en la construcción de los arrecifes artificiales en el golfo de Morrosquillo (Cortesía ECOPETROL – Calidad Ambiental, Terminal Coveñas).

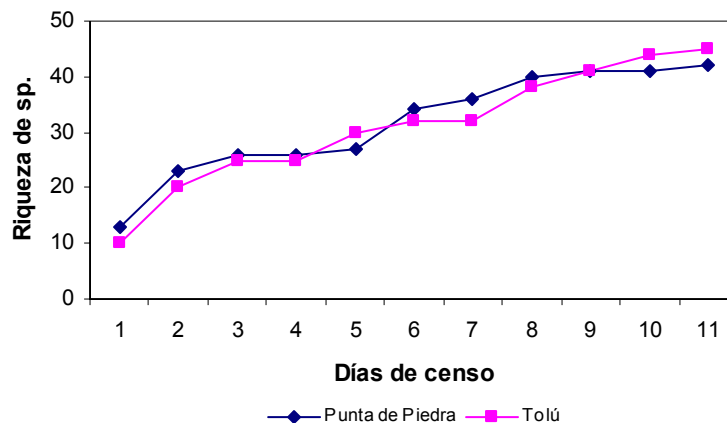
### **2.1.2 Evaluación de la estructura y composición de la ictiofauna:**

Se realizaron salidas previas para conocer las especies y familiarizarse con las estructuras, como parte de un entrenamiento para disminuir los posibles errores en la identificación de especies. Los sesgos presentes en los análisis de datos recolectados fueron constantes, ya que los mismos investigadores emplearon la misma metodología e hicieron todo el estudio (Buckley y Hueckel, 1989).

El estudio de la asociación íctica se realizó en dos etapas, la primera se extendió desde agosto de 2001 a enero de 2002, con una intensidad de muestreo de cuatro a siete días por arrecife en el mes. La segunda etapa se desarrolló desde mayo de 2002 a agosto de 2002. En cada día de salida se visitaban los dos AAs, condicionado esto por las características del clima, el estado de salud de los buzos y la disponibilidad de los elementos de trabajo. De esta forma se realizaron tres días de censo (3) en agosto, cinco (5) en septiembre, seis (6) en octubre, cinco (5) en noviembre,

tres (3) en diciembre de 2001, nueve (9) en enero, uno (1) en mayo, cinco (5) en junio y siete (7) en agosto de 2002 por AA.

**2.1.2.1 Número mínimo de muestras o días de censo:** Debido a que las asociaciones de peces pueden permanecer en los arrecifes por cortos o largos períodos de tiempo, alcanzar su máximo tamaño de población en pocos meses y conseguir el equilibrio entre uno a cinco años (Bohnsack y Sutherland, 1985), se estimó que el tiempo de estudio y la intensidad de los muestreos fue suficiente para cumplir los objetivos de la investigación, con la premisa que realizar censos sucesivos durante días, meses o años, fue propuesto y utilizado para disminuir la propensión a subestimar el número de especies presentes en algún ambiente y conocer su dinámica en el tiempo. En la [figura 4](#), se observó un notorio aumento en el número de especies a medida que se realizaron más censos, comportamiento que corroboró lo expuesto en la premisa anterior y determinó efectivamente que este método es útil para conocer el desarrollo de las asociaciones de peces en un AA. Los censos se escogieron azarosamente con el fin de anular el efecto del incremento en la complejidad del arrecife sobre las especies y por tanto las fuentes de error se redujeron (Sale y Douglas, 1981; Portier *et al.*, 2000; Seaman y Jensen, 2000).



**Figura 4.** Relación entre diferentes días de censo escogidos azarosamente con la riqueza acumulada de especies en el AA de Punta de Piedra y Tolú.

**2.1.2.2 Censos visuales:** Dos buzos realizaron los censos visuales utilizando equipo autónomo de buceo (SCUBA), un reloj de mano y una tabla acrílica, entre las 9:00 y 15:00 horas, tiempo local. El monitoreo de la asociación íctica se realizó por el método de censo visual rápido (Jones y Thompson, 1978; Bortone *et al.*, 2000) modificado para los AAs. El método original se basa en observaciones de peces en un período de tiempo específico (50, 40, 30 min.) dividido en cinco intervalos, en el que cada observador localiza y anota todas las especies posibles de observar. Las especies son registradas una sola vez en el intervalo específico de tiempo en el que se encuentran primero. La división del tiempo de búsqueda en intervalos permite obtener estimaciones de la abundancia relativa de cada especie observada. Teóricamente las especies que son muy abundantes y obvias siempre son observadas primero durante cada censo, y las especies raras o menos obvias son vistas solo una vez, usualmente al final del tiempo en el último intervalo. Los peces que se observan en el primer intervalo son registrados con un valor de cinco, los del segundo intervalo con cuatro y así hasta el quinto intervalo con valor de uno.

En esta investigación el método se modificó así: a las especies observadas no se les asignó un valor ponderado o peso, dependiendo del intervalo en el que se encontraron. La estimación de la abundancia relativa de los individuos se expresó como un conteo por unidad de esfuerzo o unidad muestral, medida en el número de individuos de cada especie contados en el tiempo total observado (Sale, 1997). Por eso las especies fueron censadas en diez unidades muestrales por día de censo en cada AAs, o diez intervalos de tiempo de seis minutos cada uno, concediendo treinta minutos (cinco unidades muestrales) a cada investigador de buceo libre para localizar y registrar la mayoría de especies de peces posible en todas las unidades, evitando contar el mismo grupo de individuos de una especie en un solo intervalo. Se tomó ese tiempo por unidad muestral debido a que cada una permitió consignar la mayoría de especies e individuos presentes en el arrecife, ya que este tiempo era suficiente para observar toda la estructura. El AA se exploraba en forma espiral ascendente y descendente, tratando de censar todas las especies, desde las pelágicas que se encontraban en la columna de agua asociadas a la boya, cadena y partes altas de la estructura hasta las pequeñas y crípticas que estaban más asociadas al arrecife.

En cada unidad muestral se consignaba especies y número de individuos. Cuando las poblaciones eran pequeñas (usualmente menores a veinte), se contaba cada individuo. Para las poblaciones más grandes, las estimaciones se hicieron en grupos de individuos asignándolos a intervalos de abundancia de 20-30, 30-40, 40-50, 50-100, 100-200, 200-500, >500 individuos (Bortone *et al.*, 2000).

**2.1.2.3 Agrupación de peces por su frecuencia de ocurrencia, comportamiento, nivel trófico y ubicación en los AAs:** teniendo en cuenta las consideraciones de otros autores los peces se categorizaron de acuerdo a su frecuencia de aparición, comportamiento, nivel trófico y ubicación ([Tabla 2](#)), aunque la clasificación de la ictiofauna por estos parámetros algunas veces es

**Tabla 2.** Parámetros utilizados para agrupar los peces según su frecuencia de ocurrencia, comportamiento, ubicación y nivel trófico.

Parámetros	Categorías	Descripción
% Frecuencia de ocurrencia y comportamiento. (Gámez y Sáenz, 2001; Bortone <i>et al.</i> , 2000; Bohnsack <i>et al.</i> , 1994; Chandler <i>et al.</i> , 1985).	Residente:	>70% en todos los estados de vida o residente únicamente en el estado de vida >70% Alta permanencia una vez colonizaban o se asentaban. Abundancias constantes con ligeras variaciones entre censos.
	Visitante:	Entre 4-69%. Visitantes habituales 37-69%. Visitantes ocasionales 4-36%. Utilizaban el AA por breves periodos, como refugio temporal, alimentación, pero no permanecían todo el tiempo en la estructura.
	Transitorio:	<4%. Cerca del arrecife, sin mostrar dependencia o respuesta a la estructura. La mayoría están en un área extensa.
Ubicación (Bortone <i>et al.</i> , 2000; Nakamura, 1985)	Tipo A:	Habitantes bénticos con contacto físico con el arrecife y ocupaban huecos, grietas, estrechas aberturas o asociados a invertebrados sésiles (octocorales y esponjas)
	Tipo B:	Ligados a la estructura por sonido, visión y orientación. Cercanos al arrecife, nadaban alrededor de este, algunos cerca al fondo en contacto con la estructura y otros sin contacto.
	Tipo C:	Especies en la zona pelágica y de media agua. Con asociación y sin asociación a la estructura
Nivel trófico (Harmelin-Vivien, 2002; Ferreira <i>et al.</i> , 2001; Bohnsack <i>et al.</i> , 1994)	Herbívoro:	Algas microscópicas y macroscópicas.
	Planctívoro:	Plancton circundante.
	Omnívoro:	Cualquier tipo de alimento.
	Carnívoro invertívoro:	Invertebrados móviles o sésiles.
	Carnívoro piscívoro:	Únicamente de peces.

subjetiva dependiendo de las consideraciones del investigador en interpretar el comportamiento individual de las especies (Bohnsack *et al.*, 1991). El porcentaje relativo de frecuencia (%FO), es el número de veces que una especie era incluida en los censos como un porcentaje del total de censos realizados. El comportamiento es el patrón de conducta de los peces en los AAs. La

ubicación es la utilización del espacio en el AAs por parte de las especies y el nivel trófico es el tipo de alimentación preponderante de los organismos.

**2.1.2.4 Determinación de los peces por talla y estado de vida:** La información de tallas y estado de vida generalmente son considerados características de la historia de vida de las especies, que definen el estatus o condición de un organismo, son esenciales para conocer la estructura de las poblaciones y aportan referencias para determinar la función del arrecife (Bortone *et al.*, 2000). Para estimar el tamaño de las especies se ilustró una regla de 37 cm en la tabla acrílica, para disminuir el sesgo en la estimación del tamaño de los individuos bajo el agua. Este dato se registró evitando al máximo ahuyentar al organismo con el fin de que la medida fuera lo más exacta, apropiada y confiable. Se hicieron medidas previas de algunas partes y objetos de la estructura como una base para comparar y se ratificaron las tallas con la longitud de las especies capturadas. Además, la precisión del método aumenta con la práctica constante para obtener estimaciones de talla confiables (Muñoz y Obregón, 1994; Bortone *et al.*, 2000; Gámez y Sáenz, 2001). El valor aproximado de talla para cada especie se confirmó con los valores de tallas máximas y mínimas reportados en la bibliografía (Cervigón *et al.*, 1992; Humann y Deloach, 1999) y se definieron tres intervalos de talla para cada especie, modificando la metodología usada en otros estudios (Matthews, 1985; Solonsky, 1985; Gámez y Sáenz, 2001). De esta forma los intervalos de tallas así mismo sirvieron para determinar el estado de vida de los peces en tres categorías: juvenil, intermedio y adulto (Anderson *et al.*, 1989; Cummings, 1994) teniendo en cuenta además los atributos físicos de las especies como morfología del cuerpo y color.

**2.1.2.5 Evaluación pesquera:** Los AAs fueron construidos para pesca con cordel. La información correspondiente al número, distribución geográfica de las embarcaciones y puertos de desembarco fue proporcionada por los directores de las asociaciones de pescadores en cada zona de influencia de los AAs. Para evaluar la asociación íctica explotada en los AA fue necesario recolectar los datos

correspondientes a composición y peso de las especies capturadas provenientes de los AA (Sparre y Venema, 1995).

Se realizó una encuesta preliminar de los desembarcos en cada zona para conocer la comunidad de pescadores, los aparejos de pesca, la dimensión de la pesca y familiarizarse con la composición de las especies capturadas. Los pescadores que utilizaron las estructuras tenían como medio de transporte canoa de madera con vela y remo, todos pescaban con cordel o línea de mano y utilizaron anzuelos con el mismo rango de tamaños, desde anzuelo número 16 a número 19. Los desembarcos pesqueros censados constituyeron la fracción de pescadores que utilizaban carnada viva para pescar, es decir peces vivos de las familias Clupeidae y Engraulidae que llevaban dentro del bote, debido a que la otra fracción de pescadores pescaban en las horas de la noche y al amanecer con carnada muerta (peces, camarones y calamares muertos que utilizaban para pescar)

Los desembarcos de los pescadores provenientes de los AAs constituyeron la unidad muestral utilizada para recolectar los datos de captura. En cada día de toma de datos, se censaba el total de Canoas que visitaban los AAs. Se realizaron encuestas a los pescadores al término de la faena de pesca en el momento del desembarco durante cinco a diez días del mes en cada AA, escogidos azarosamente. En cada encuesta se recogió información sobre el número de pescadores por bote, hora de salida, hora de llegada, número, peso y longitud de las especies capturadas ([Anexo A](#)). Esta encuesta se realizó entre las 10:00 y 16:00 horas tiempo local, metodología utilizada en diferentes estudios pesqueros en AAs (D'Cruz *et al.*, 1994; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001).

**2.1.2.6 Parámetros abióticos:** estas mediciones incluyeron datos de temperatura superficial del agua, salinidad, visibilidad, hora de censo, siguiendo la metodología de otras investigaciones (CARICOMP, 1994; Muñoz y Obregón, 1994; Gámez y Sáenz, 2001). La temperatura se midió con termómetro de mercurio graduado (0° C a 100° C) de 0,1° C de precisión, previamente calibrado a

0,5m de profundidad, La salinidad se registró con un refractómetro con compensación de temperatura, tomando una muestra de agua superficial durante cada salida a censar en cada arrecife. Esta toma de datos estuvo sujeta a la disponibilidad de los equipos.

La visibilidad se determinó en cada salida con ayuda de disco de Secchi (Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001), midiendo la atenuación vertical de la luz, expresada como la profundidad (m) a la que ya no era posible distinguir el disco de Secchi.

## 2.2 TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

Los análisis estadísticos y la obtención de los índices ecológicos se realizaron mediante el programa estadístico Statgraphics Plus versión 4.0 y el programa Biodiversity 2.0

### 2.2.1 Censos visuales

De la matriz de censos visuales ([Anexo B](#)), se organizaron los valores de abundancia relativa total (CPUE) por unidad muestral de seis minutos y así se insertaron los 10 valores de abundancia relativa para cada AA en cada día de censo en el programa estadístico. El test de normalidad realizado para los valores de abundancia relativa mostró un valor P menor a 0.01 en el test Kolmogorov-Smirnoff, por tal razón se rechazó la hipótesis nula de una distribución normal con un 99% de confianza. Para tratar de conseguir la distribución normal, los datos fueron transformados con logaritmo y raíz cuadrada, mejorando el valor P y la distribución, pero sin alcanzar el objetivo. Debido a que los datos no eran normales, ni se pudieron normalizar, se utilizó estadística no paramétrica para los análisis posteriores.

**Análisis univariados:** Debido al tipo de distribución que tuvieron los datos se realizó análisis de varianza no paramétrico de dos factores por una extensión del test de Kruskal-Wallis para un solo

factor (Zar, 1974). Los factores eran los AAs y cada día de censo. Las variables eran abundancia relativa y riqueza de especies. Se evaluaron tres hipótesis nulas: (1) no existieron diferencias en la abundancia relativa y riqueza de especies en los dos AAs (2) no hubo diferencias de abundancia relativa y riqueza de especies entre los días de censo, y (3) no hubo interacción de los AAs y días de censo en la abundancia relativa y riqueza de especies. Este análisis se realizó para la abundancia relativa total y para las abundancias relativas de las especies residentes en común de los dos AAs. La exclusión de las especies visitantes y transitorias se hizo para disminuir los sesgos ocasionados por su variabilidad y así observar si las diferencias fueron ocasionadas por estas especies (Herazo y Torres, 1998; Muñoz y Obregón, 1994; Bohnsack *et al.*, 1994).

Se obtuvo el índice de diversidad de Shannon y Weaver ( $H'$ ) y de uniformidad de Pielou ( $J'$ ) (Ludwig y Reynolds, 1988) a partir de los valores de abundancia relativa por especies en cada día de censo. Los datos resultantes de los índices ecológicos se organizaron en matrices tipo Q, por AA y día de censo, para hacer análisis de varianza no paramétrico de dos factores (Zar, 1974) y evaluar las siguientes hipótesis nulas, (1) no hubo diferencias en los valores del índice de diversidad y uniformidad entre los dos AAs, (2) no hubo diferencias en los valores del índice de diversidad y uniformidad entre los días de censo y (3) no existió interacción de los factores AAs y días de censo en los valores del índice de diversidad y uniformidad. Los índices se obtuvieron de la siguiente expresión:

Índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ):

$$H' = - \sum_{i=1}^S [(n_i/n) \ln (n_i/n)]$$

donde  $n_i$  es el número de individuos pertenecientes al  $i$ th de S especies en el muestreo y  $n$  es el número total de individuos en el muestreo.

Índice de uniformidad ( $J'$ )

$$E1 = H' / \ln (S) = \ln (N1) / \ln (N0)$$

Este es la uniformidad ( $J'$ ) de Pielou, que expresa diversidad ( $H'$ ) relativa al máximo valor que ( $H'$ ) puede obtener cuando todas las especies en el muestreo están perfectamente distribuidas con un individuo por especie.  $N_1$  mide el número de especies abundantes en el muestreo y  $N_0$  es el número de todas las especies en el muestreo independiente de sus abundancias (Ludwig y Reynolds, 1988)

**Análisis de clasificación:** Se utilizaron técnicas multivariadas de clasificación o análisis *cluster* con índices de afinidad para delimitar o representar diferentes etapas y semejanzas en la dinámica de la asociación íctica con respecto a los arrecifes y días de censo. Para efecto de análisis, los valores de abundancia relativa por días de censo se promediaron en semanas. Los dendrogramas representaron los cálculos obtenidos del análisis de clasificación cuantitativo por el índice de similitud de Bray-Curtis, con la estrategia de construcción de grupo promedio, obtenidos de matrices tipo Q en semanas de censo. Los resultados provenían de la siguiente expresión:

Similaridad de Bray-Curtis:

$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^S (X_{ij} - X_{jk})}{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{jk})}$$

$D_{jk}$  = disimilaridad entre estaciones j y k

$X_{ij}$  = abundancia de la especie i en la semana j

$X_{ik}$  = abundancia de la especie i en la semana k

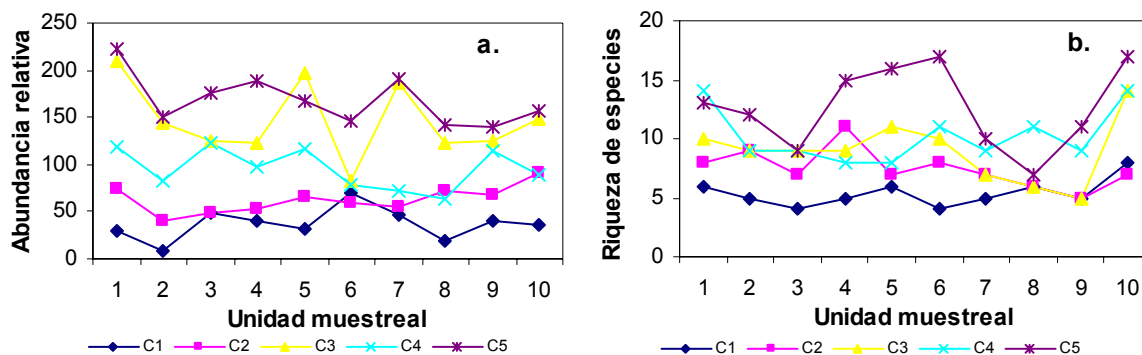
S = número de especies que se comparan

**Consistencia de los censos:** se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (Zar, 1996) para detectar la coherencia entre los buzos en las estimaciones de abundancia relativa y riqueza de especies durante cada día de censo. También se utilizó este coeficiente para determinar que cada unidad muestral de seis minutos estimaba la misma estructura íctica. Se

observó una correlación alta para los valores de abundancia relativa y riqueza de especies entre cada buzo y entre las unidades muestrales durante todo el estudio (Tabla 3). De esta forma

**Tabla 3.** Índice de correlación por rangos de Spearman ( $r_s$ ) para la relación de los valores de abundancia relativa (AR) y riqueza de especies en los censos visuales entre los buzos (Buzo 1 y Buzo 2) y entre las unidades muestrales (\*= significativo al 99%).

Correlaciones de Spearman			
Variables vs. Factores	n	$r_s$	Valor P
AR-Buzo 1 vs. AR-Buzo 2	88	0,7734*	0,00
Riqueza-Buzo 1 vs. Riqueza-Buzo 2	88	0,6862*	0,00
AR entre Unidades muestrales	704	0,5656*	0,00
Riqueza entre Unidades muestrales	704	0,5376*	0,00



**Figura 5.** Relación de los valores de abundancia relativa (a) y riqueza de especies (b) con el orden de las unidades muestrales en diferentes días de censo durante el estudio tomados al azar (C= Días de censo).

se detectó alta coherencia en las estimaciones de los buzos y cada unidad muestral registró la misma estructura íctica ya que los valores fueron consistentes entre sí. Sin embargo, se observó que la estimación de estos valores presentaba variaciones constantes entre cada unidad muestral sin mostrar una tendencia marcada a aumentar o disminuir (Figura 5).

### 2.2.2 Evaluación pesquera

La unidad de análisis utilizada para estimar el desempeño de los AAs fue la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), medida en kilogramos de pesca capturado en horas. Es decir, el tiempo que gastaba cada pescador en cada faena de pesca desde el zarpe a los AAs hasta el retorno al puerto de desembarco (D'Cruz *et al.*, 1994; Solonsky, 1985; Buchanan *et al.*, 1974).

La matriz de pesca ([Anexo C](#)) proporcionó los datos de CPUE por cada día de muestreo en los dos AAs y las replicas fueron la CPUE por pescador. Se obtuvo el promedio general y desviación estándar para los datos. El test de normalidad de Kolmogorov-Smirnoff mostró un valor P menor a 0.01, por tal razón se rechazó la hipótesis nula de una distribución normal con un 99% de confianza. Los valores fueron transformados con logaritmo y raíz cuadrada, para alcanzar a cumplir el supuesto, mejorar el valor P y la distribución. Los datos no alcanzaron la normalidad con las transformaciones, por esta razón los análisis posteriores se hicieron con estadística no paramétrica.

**Análisis univariados:** debido a la distribución de los datos de la variable CPUE se realizó análisis de varianza no paramétrico de dos factores (AAs y días de pesca) por una extensión del test de Kruskal-Wallis (Zar, 1974) con las mismas réplicas del test de normalidad, para evaluar las siguientes hipótesis nulas, (1) no se encontraron diferencias en los valores de CPUE entre los dos AAs, (2) no se observaron diferencias en la CPUE durante los días de pesca y (3) no se encontró un efecto de interacción de los AAs y los días de pesca en la CPUE.

**Análisis de clasificación:** se utilizó el análisis multivariado de clasificación mediante el índice cuantitativo de similaridad de Bray-Curtis, para los valores de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por día y especie. Para visualizar y analizar la relación de los agrupamientos en cada período, fue necesario promediar los valores por semanas de muestreo. El dendrograma de clasificación fue construido y obtenido de la misma forma que en los censos visuales.

**2.2.3 Relación con los factores abióticos:** los datos obtenidos no presentaban distribución normal, de esta forma se realizaron correlaciones por rangos de las medidas de cada variable, mediante el coeficiente de correlación de rangos de Spearman (Zar, 1996) para establecer que factores abióticos presentaban asociación con las variables bióticas, con la siguiente expresión

$$r_s = 1 - 6 \sum_{i=1}^n d_i^2 / n^3 - n$$

$r_s$  = coeficiente de correlación de Spearman

$d_i$  = rango de  $X_i$  menos rango de  $Y_i$

$n$  = número de muestras

De esta forma se obtuvieron las correlaciones de los valores de temperatura, salinidad, visibilidad, hora de censo, días de vida del arrecife contra abundancia relativa, riqueza, diversidad, uniformidad de especies y CPUE.

#### **2.2.4 Correspondencia entre los censos visuales y las capturas**

Se estimó la consistencia de las especies mediante la comparación de abundancias de los listados taxonómicos obtenidos en los censos visuales y las capturas, utilizados para conocer la estructura y composición de la asociación íctica.

Para determinar el impacto de la pesca sobre la estructura íctica de los AAs, los estados de vida de las especies en común en el listado taxonómico para los censos y las capturas con mayor incidencia y abundancia, se graficaron durante el tiempo de estudio. Además se estimó la talla promedio de los peces capturados para observar el efecto de la pesca.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN ÍCTICA DE LOS AAs

##### 3.1.1 Censos visuales

**Composición de la asociación íctica:** se consignaron un total de 62 especies pertenecientes a 28 familias observadas en 88 días de censo (Día de censo = 60 minutos / dos investigadores) en los dos AAs durante el periodo de estudio (Anexo D). La familia Carangidae obtuvo la mayoría de especies registradas (14,5%), seguida por Lutjanidae y Serranidae (11,3%) y Haemulidae (9,7%). El resto de familias de peces estaban representadas por un máximo de 3 especies. Se encontraron 49 especies en Punta de Piedra (PP) y 52 en Tolú (T), con 39 especies en común.

**Abundancia relativa y Riqueza de especies:** El total acumulado de abundancia relativa obtenido en cada AA y por especie se muestra en la [Tabla 4](#). En PP se encontró una abundancia total de 7088,8 individuos y en T 5523,8. Los valores de abundancia relativa oscilaron en un rango de 34,7 a 448,3 individuos por día de censo, con promedios de 161,65 y 125,52 para PP y T, respectivamente ([Figura 6](#)). La abundancia relativa presentó variaciones durante todo el estudio, con un aumento importante en los últimos días de censos. Se observó una leve estacionalidad en los valores de la variable, con algunas tendencias de aumento y disminución entre los días 313 a 404 (agosto a noviembre), 411 a 470 (diciembre a enero) y 570 a 678 (mayo a agosto).

Las especies que presentaron la mayor abundancia durante el estudio fueron: *Anchoa* sp. (27,9%) en PP y *Ophistonema oglinum* (28,8%) en T. Otras especies que exhibieron altos valores de abundancia relativa fueron: *Chaetodipterus faber* (14,26%, PP, 12,07%,T), *Gerres cinereus* (13,55%, PP, 8,53%, T), *Ophistonema oglinum* (12,97%, PP), *Haemulon aurolineatum* (10,96% PP, 8,26% T), *Chloroscombrus chrysurus* (5,81% PP, 10,94% T), *Caranx crysos* (3,42% PP, 7,66% T) y *Abudefduf saxatilis* (2.66% PP, 6,43% T).

**Tabla 4.** Abundancia relativa acumulada(AR) de las especies determinadas en los censos durante el estudio en el AA de Punta de Piedra (PP) y Tolú (T), con porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%FO) y patrón de residencia (PR): residentes en todos los estados (R), residentes en estado juvenil (RJ), estado intermedio (RI), estado adulto (RA), visitantes habituales (Vh), visitantes ocasionales (Vo), transitorios (T).

ESPECIES	AR-PP	%FO-PP	PR	ESPECIES	AR-T	%FO-T	PR
<i>Abudefduf saxatilis</i>	189,6	100	R	<i>Abudefduf saxatilis</i>	355,2	100	R
<i>Acanthurus chirurgus</i>	75,8	100	R	<i>Acanthurus chirurgus</i>	29	58,1	Vh
<i>Aluterus</i> sp.	0,2	2,3	T	<i>Aluterus schoepfi</i>	0,3	2,3	T
<i>Anchoa</i> sp.	1986,1	51	Vh	<i>Anchoa</i> sp.	217	27,9	Vo
<i>Anisotremus surinamensis</i>	7,6	28	Vo	<i>Anisotremus virginicus</i>	0,6	4,6	Vo
<i>Anisotremus virginicus</i>	14,7	44	Vh	<i>Apogon</i> sp.	1,8	16,3	Vo
<i>Apogon</i> sp.	0,4	7	Vo	<i>Aulostomus maculatus</i>	0,5	4,6	Vo
<i>Balistes capriscus</i>	0,7	2,3	T	<i>Balistes capriscus</i>	12,7	27,9	Vo
<i>Canthigaster rostrata</i>	0,7	4,7	Vo	<i>Caranx crysos</i>	423,5	100	RJI, VhA
<i>Caranx crysos</i>	243,5	91	RJI, VhA	<i>Caranx hippos</i>	0,4	4,6	Vo
<i>Caranx latus</i>	1,3	7	Vo	<i>Caranx latus</i>	9,7	34,9	Vh
<i>Caranx ruber</i>	6,5	21	Vo	<i>Caranx ruber</i>	18,9	32,5	Vo
<i>Chaetodipterus faber</i>	1014,8	100	R	<i>Cathorops spixii</i>	0,4	2,3	T
<i>Chaetodon ocellatus</i>	10,9	65	Vh	<i>Chaetodipterus faber</i>	666,9	97,7	R
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	413,9	100	R	<i>Chaetodon ocellatus</i>	9,6	60,5	Vh
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	4,4	16	Vo	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	604,4	97,7	R
<i>Decapterus punctatus</i>	0,2	2,3	T	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	3,6	14	Vo
<i>Echeneis naucrates</i>	1,7	9,3	Vo	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0,7	2,3	T
<i>Echeneis neucratoides</i>	1,3	7	Vo	<i>Echeneis naucrates</i>	1	14	Vo
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0,8	2,3	T	<i>Echeneis neucratoides</i>	0,8	7	Vo
<i>Dermatolepis inermis</i>	0,1	2,3	T	<i>Elagatis bipinnulata</i>	3,1	25,6	Vo
<i>Epinephelus itajara</i>	0,6	2,3	T	<i>Gerres cinereus</i>	445,6	69,8	RJI
<i>Gerres cinereus</i>	964	93	RJI	<i>Haemulon aurolineatum</i>	431,8	97,7	R
<i>Gymnothorax funebris</i>	0,2	2,3	T	<i>Haemulon macrostomun</i>	0,2	2,3	T
<i>Haemulon aurolineatum</i>	780,2	100	R	<i>Haemulon plumieri</i>	1,4	11,6	Vo

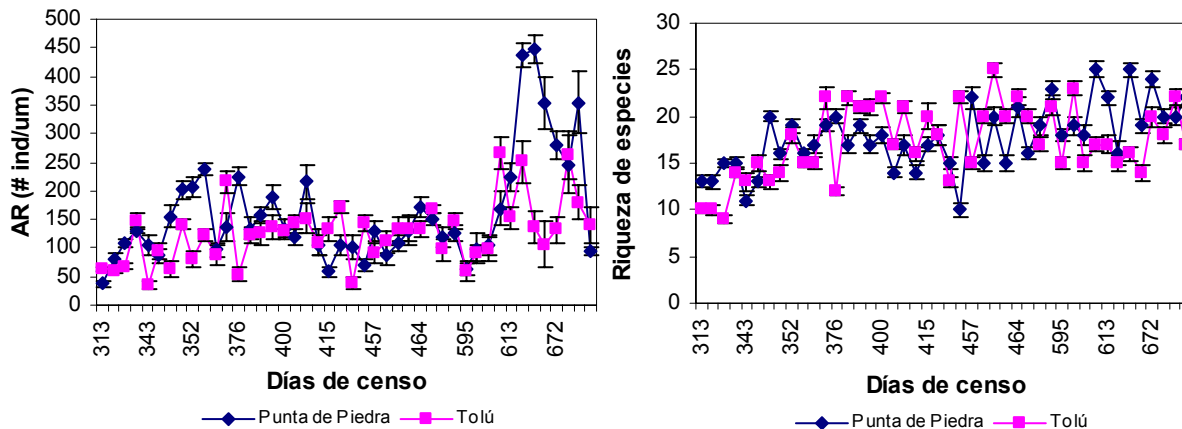
Tabla 4. (Continuación).

<i>Haemulon plumieri</i>	1,1	9,3	Vo	<i>Haemulon steindachneri</i>	2,1	14	Vo
<i>Haemulon steindachneri</i>	64,5	98	R	<i>Halichoeres bivittatus</i>	3,4	37,2	Vh
<i>Halichoeres bivittatus</i>	6,9	48	Vh	<i>Harengula clupeiola</i>	60,7	9,3	Vo
<i>Harengula clupeiola</i>	45,5	12	Vo	<i>Holacanthus ciliaris</i>	4,9	16,3	Vo
<i>Hypoplectrus nigricans</i>	0,5	4,7	Vo	<i>Hypoplectrus puella</i>	3,4	32,6	Vh
<i>Hypoplectrus puella</i>	1,8	12	Vo	<i>Kyphosus incisor</i>	5	28	Vh
<i>Kyphosus incisor</i>	1,5	14	Vo	<i>Lobotes surinamensis</i>	0,2	2,3	T
<i>Lutjanus analis</i>	4,1	23	Vo	<i>Lutjanus analis</i>	4,1	7	Vo
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	2	14	Vo	<i>Lutjanus apodus</i>	0,1	2,3	T
<i>Lutjanus griseus</i>	18,5	47	Vh	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	2,5	16,3	Vo
<i>Lutjanus jocu</i>	12,3	56	Vh	<i>Lutjanus griseus</i>	9	41,9	Vh
<i>Lutjanus synagris</i>	17,1	51	Vh	<i>Lutjanus jocu</i>	8,6	37,2	Vh
<i>Ocyurus chrysurus</i>	5,2	23	Vo	<i>Lutjanus synagris</i>	6,8	32,6	Vo
<i>Oligoplites saurus</i>	21	2,3	T	<i>Mycteroperca venenosa</i>	1,8	7	Vo
<i>Ophistonema oglinum</i>	923,1	88	RIA, VoJ	<i>Ocyurus chrysurus</i>	13,9	28	Vo
<i>Pomacanthus arcuatus</i>	10,7	28	Vo	<i>Oligoplites saurus</i>	28,7	28	Vo
<i>Scartella cristata</i>	0,5	2,3	T	<i>Ophistonema oglinum</i>	1593,3	86	RIA, VoJ
<i>Scarus croicensis</i>	5,1	47	Vh	<i>Rypticus sp.</i>	0,7	9,3	Vo
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	58,9	56	Vh	<i>Sarda sarda</i>	0,1	2,3	T
<i>Serranus flaviventris</i>	138,2	100	R	<i>Scartella cristata</i>	9,3	67,4	RIA
<i>Sparisoma rubripinne</i>	6,6	30	Vo	<i>Scarus croicensis</i>	75,6	90,7	R
<i>Sparisoma sp.</i>	0,7	2,3	T	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	65,8	51,2	Vh
<i>Sphyraena barracuda</i>	1	9,3	Vo	<i>Serranus flaviventris</i>	149,2	100	R
<i>Sphyraena guachancho</i>	45,8	23	Vo	<i>Sparisoma rubripinne</i>	1,6	18,6	Vo
				<i>Sphyraena barracuda</i>	4,7	34,9	Vh
				<i>Sphyraena guachancho</i>	87,5	18,6	Vo
				<i>Trachinotus falcatus</i>	0,1	2,3	T
<b>TOTAL</b>	<b>7088,8</b>				<b>5523,3</b>		

La riqueza de especies mostró una ligera tendencia a aumentar a lo largo del estudio con valores en un rango de 9 a 25 especies y un promedio aproximado de 17 especies por día de censo en los dos AAs (Figura 6). En enero y junio del 2002 se alcanzó el máximo número de especies en T y PP respectivamente. La riqueza presentó algunas fluctuaciones durante los censos, sin exceder de diez el número de especies que aparecían o desaparecían en censos consecutivos.

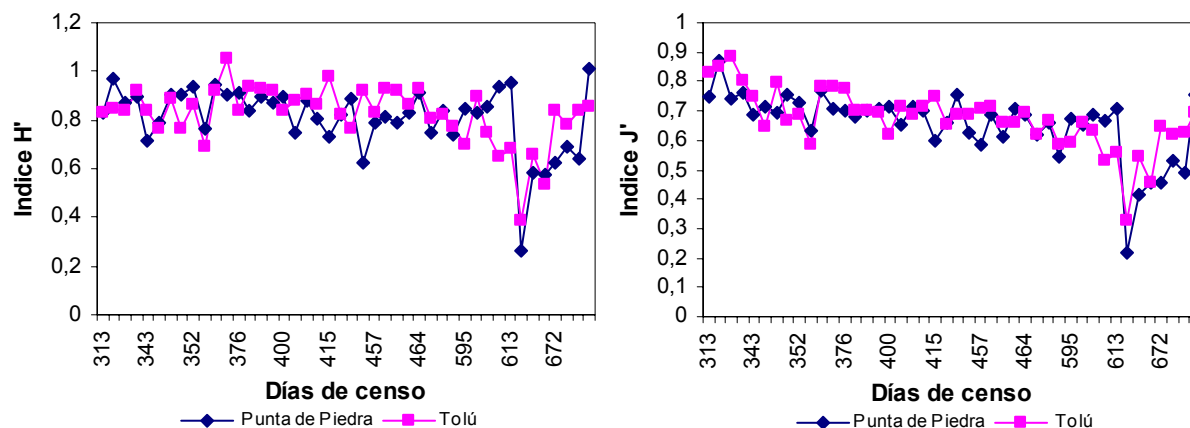
**Indices ecológicos:** El índice de diversidad de Shannon y Weaver (H') presentó valores similares en los dos AAs con un promedio aproximado de 0,81 por día de censo (+/- 0,118 PP y +/- 0,138 T). La diversidad fluctuó en un rango de 0,26 a 1,1 durante el estudio, sin mostrar una estacionalidad

marcada aunque se observó una notoria disminución en la última época de censos. El índice de uniformidad de Pielou (J') exhibió un promedio aproximado de 0,66 por día de censo en los dos



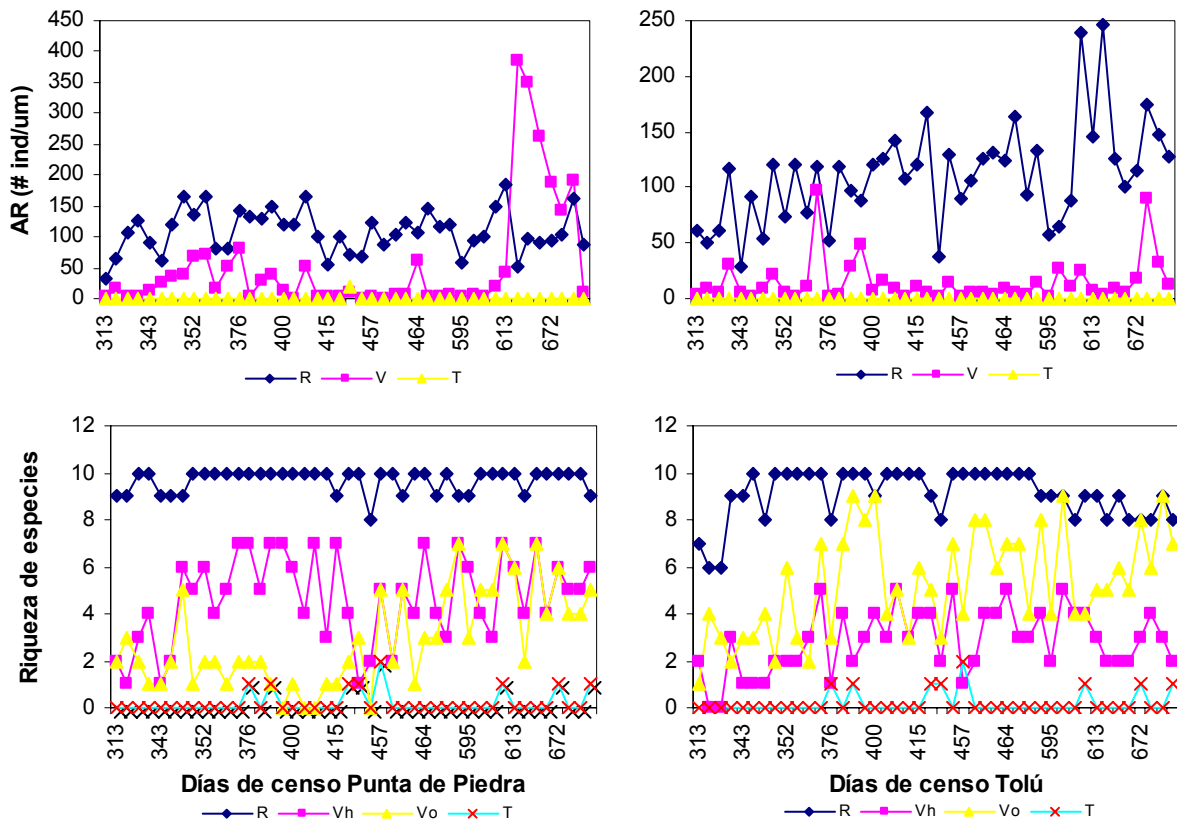
**Figura 6.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) y riqueza de especies de peces observadas en el AA de Punta de Piedra y Tolú, con el error estándar en cada día de censo visual contado desde la disposición de las estructuras.

AAs (+/- 0,113 PP y +/- 0,103 T), con valores similares durante el estudio. Los mayores valores se encontraron al principio del monitoreo con una tendencia a disminuir con el paso del tiempo y un evidente descenso de los valores en el último mes de estudio. El índice varió en un rango de 0,88 a 0,22 (Figura 7).



**Figura 7.** Índice de diversidad de Shannon (H') e índice de uniformidad de Pielou (J') en el AA de Punta de Piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras.

**Patrón de residencia, comportamiento y nivel tráfico:** por su frecuencia de aparición y su comportamiento, siete especies se consideraron residentes en PP y seis en T en los tres estados de vida (Tabla 4). Dos especies fueron residentes en estado juvenil e intermedio en los dos AAs. En PP se encontró una especie residente en estado intermedio y adulto y en T dos. Los residentes representaron el 14% de las especies censadas, su abundancia relativa fue la más alta y mostró fluctuaciones durante todo el estudio con valores en un rango de 32,9 a 183 en PP y de 30 a 246 en T. El número de especies residentes permaneció constante en los AAs, aunque se observaron pequeñas variaciones (Figura 8). En T *Scartella cristata* (Blenniidae) presentó 67% de frecuencia de aparición, debido a su comportamiento críptico y que en la mayoría de los censos se



**Figura 8.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) y riqueza de especies por patrón de residencia en el AA de Punta de Piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (R= residente en cada estado de vida y en todos los estados, V= visitante, Vh= visitante habitual, Vo= visitante ocasional, T= transitorio).

encontraba en un tubo pequeño de la estructura se consideró que era también residente. Siete especies consideradas residentes en T, se presentaron desde el primer censo visual. *Scarus croicensis* y *Gerres cinereus*, fueron vistas quince días después, en estados juveniles y después de 20 días se observó al blénido. En PP *Gerres cinereus* apareció en estado juvenil una semana después de dar inicio al monitoreo, las demás especies permanecieron durante todo el estudio.

Las especies residentes encontradas en los AAs presentaron los tres tipos de ubicación en la estructura. *Gerres cinereus* y *Serranus flaviventris* fueron tipo A asociados a la estructura en donde la abundancia de esponjas erectas y octocorales era mayor. *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon steindachneri*, *Scarus croicensis*, *Acanthurus chirurgus* y *Abudefduf saxatilis* fueron especies tipo B con cierta dependencia de la estructura por alimentación, refugio y orientación. Las residentes tipo C (*Ophistonema oglinum*, *Chaetodipterus faber*, *Chloroscombrus chrysurus* y *Caranx crysos*) nadaban en la columna de agua en busca de alimento y algunos individuos se alimentaban de organismos adheridos o asociados a la estructura.

Las especies visitantes fueron 29 (59,2%) en PP y 34 (65,7%) en T ([Tabla 4](#)), se destacaron por ocupar el mayor porcentaje de especies vistas, aunque su abundancia relativa no mostró altos valores, excepto en los últimos días, donde aumentó considerablemente en PP. Las visitantes habituales fueron 9 en PP y 6 en T y las visitantes ocasionales fueron 20 en PP y 28 en T. De las especies residentes, *Caranx crysos* fue habitual en estado adulto y *Chloroscombrus chrysurus* y *Ophistonema oglinum* fueron ocasionales como juveniles en los dos AAs. Las dos categorías de visitantes presentaron alta variación con importante afluencia todo el tiempo ([Figura 8](#)). Dentro de la categoría habitual se encontraron especies tipo C como *Scomberomorus brasiliensis*, *Sphyraena barracuda*, *Caranx latus* y *Anchoa* sp. Otras fueron tipo A y B entre las que se encontraron *Lutjanus synagris*, *Lutjanus jocu*, *Lutjanus analis*, *Halichoeres bivittatus* y *Chaetodon ocellatus*. Entre las visitantes ocasionales se observaron algunas tipo C como *Sphyraena guachancho*, *Caranx ruber*, *Elagatis bipinnulata* y *Harengula clupeiola*. Algunas con considerable importancia comercial fueron tipo A y B como *Mycteroperca venenosa*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus cyanopterus*,

*Ocyurus chrysurus* y se encontraron algunas especies con el mismo tipo de ubicación, características de arrecifes coralinos como *Apogon* sp., *Aulostomus maculatus*, *Canthigaster rotrata* y representantes de la familia Haemulidae, Pomacanthidae, Scaridae, Serranidae y Labridae.

En la categoría de transitorias se encontraron 10 especies (20,4%) en PP de las cuales cuatro no aparecieron en el otro AA, mientras que en T se observaron 8 (15,4%) que no fueron censadas en PP ([Tabla 4](#)). Estas especies no tuvieron valores de abundancia y riqueza significativos. Algunas especies transitorias como *Aluterus* sp., *Sparisoma* sp., *Epinephelus itajara* y *Gymnothorax funebris* tuvieron comportamiento críptico, pues estas fueron vistas escondidas entre tubos y octocorales que hay en la estructura

La composición de especies en los dos AAs fue similar con diferencias en 14 especies transitorias y 9 visitantes. El ensamblaje de las especies residentes era idéntico con dos especies diferentes en cada AA.

Las categorías tróficas de cada especie en sus diferentes estados de vida se observan en el anexo D, y su proporción con respecto a la abundancia y número de especies total se observa en la tabla 5. La distribución en la proporción de las categorías en los dos arrecifes fue similar, aunque en PP los planctívoros tuvieron mayor número de especies, seguido de invertívoros y herbívoros, mientras que en T los piscívoros presentaron más especies, luego los planctívoros y después los invertívoros. En cuanto a la proporción de la abundancia hubo mayor similitud, con mayor proporción de planctívoros e invertívoros en los dos AAs, y con menor abundancia de piscívoros en PP.

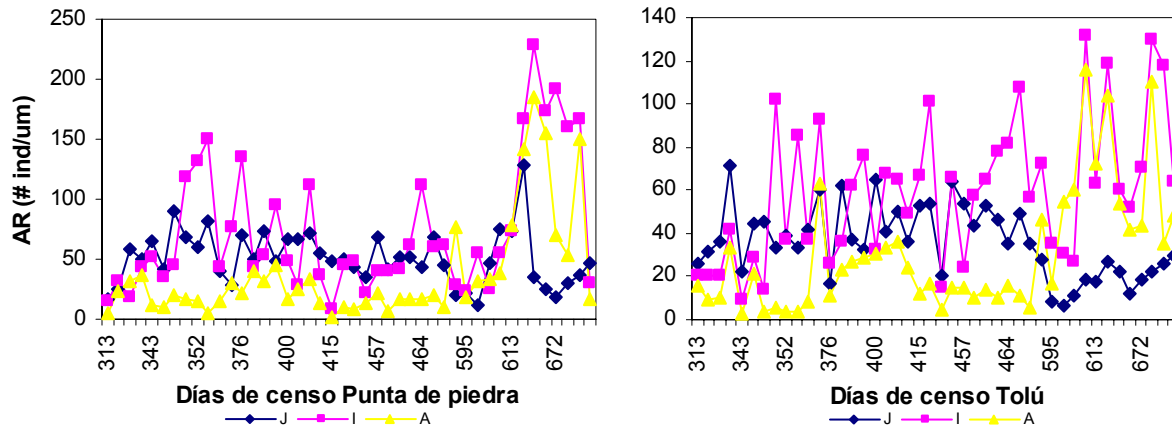
**Tabla 5.** Proporción de las categorías tróficas con respecto a la abundancia relativa (%AR) y riqueza total (%Sp.) de especies en el AA de Punta de Piedra (PP) y Tolú (T).

Categoría trófica	AA-PP		AA-T	
	%AR	%Sp.	%AR	%Sp.
Planctívoro	50,3	22,44	53	19,2
Invertívoro	28,5	18,36	21,2	17,3
Planctívoro-Invertívoro	12	6,1	8,2	7,7
Piscívoro	5	14,3	11,5	21,5
Omnívoro	2,1	6,12	2,9	3,6
Herbívoro	1,3	16,36	2,3	13,4
Invertívoro-Piscívoro	0,8	16,32	0,9	17,3

**Estados de vida de los peces:** en el [anexo D](#) se ilustran los intervalos de talla utilizados para estimar el estado de vida de cada especie. En el estudio se observó mayor abundancia de individuos en estados juvenil e intermedio, mientras que los adultos mantuvieron menor abundancia hasta la última época de censo, donde incrementaron significativamente ([Figura 9](#)). El porcentaje de abundancia de juveniles fue de 31,5% en PP y 28,5% en T, representado en su mayoría por las especies *Caranx crysos*, *Gerres cinereus*, *Chaetodipterus faber* ([Figura 10](#)), *Haemulon aurolineatum*, *Abudefduf saxatilis* y *Scarus croicensis*. En menor proporción se observó *Caranx ruber*, *Elagatis bipinnulata*, *Halichoeres bivittatus*, *Holocanthus ciliaris*, *Kipphosus incisor* y *Lutjanus synagris*.

El porcentaje de abundancia relativa que ocuparon los intermedios fue de 45,4% en PP y 47,3% en T. Las especies intermedias con mayor abundancia en orden descendente fueron *Anchoa* sp., *Ophistonema oglinum*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Serranus flaviventris*, *Coryphopterus glaucofraenum*, *Balistes capriscus*, *Lutjanus jocu*, *Lutjanus griseus*, *Lutjanus analis*,

*Scomberomorus brasiliensis*, *Sphyaena guachancho*, en su mayoría visitantes y algunos residentes.

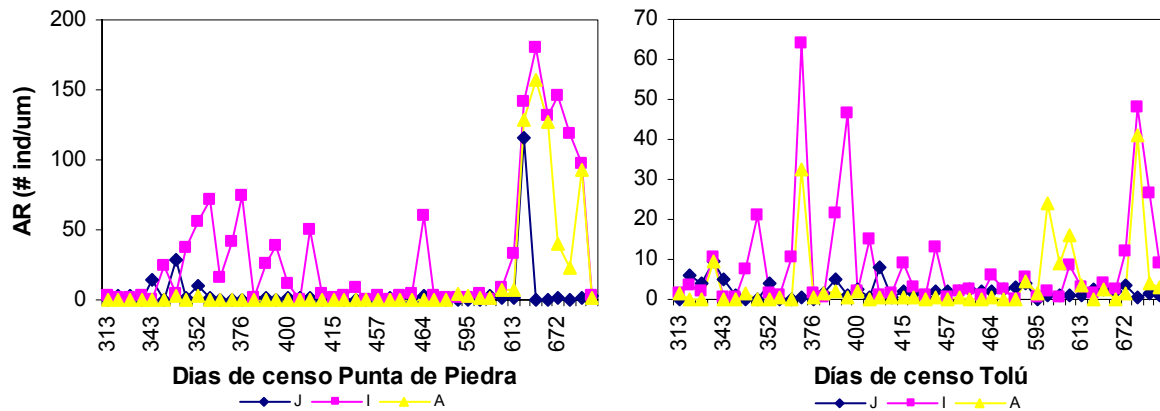


**Figura 9.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) de los diferentes estados de vida de peces en el AA de Punta de Piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto).

Los adultos obtuvieron el menor porcentaje de abundancia con 23% en PP y 24% en T, representados por las especies residentes en su mayoría y algunas visitantes como *Sphyaena barracuda* y *Lutjanus cyanopterus* y transitorias como *Epinephelus itajara*.



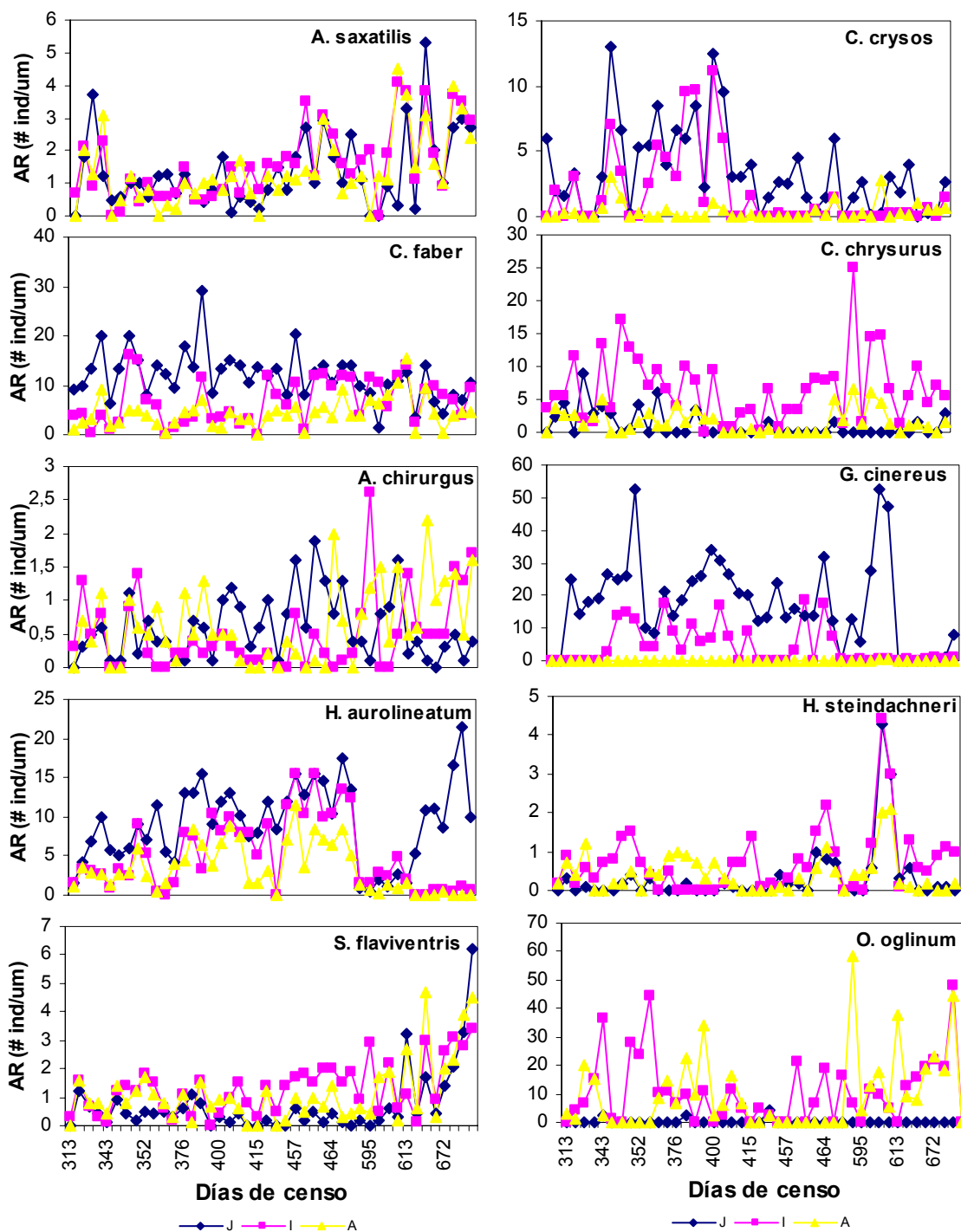
**Figura 10.** Juveniles de palometas (*Chaetodipterus faber*) asociados a los arrecifes artificiales.



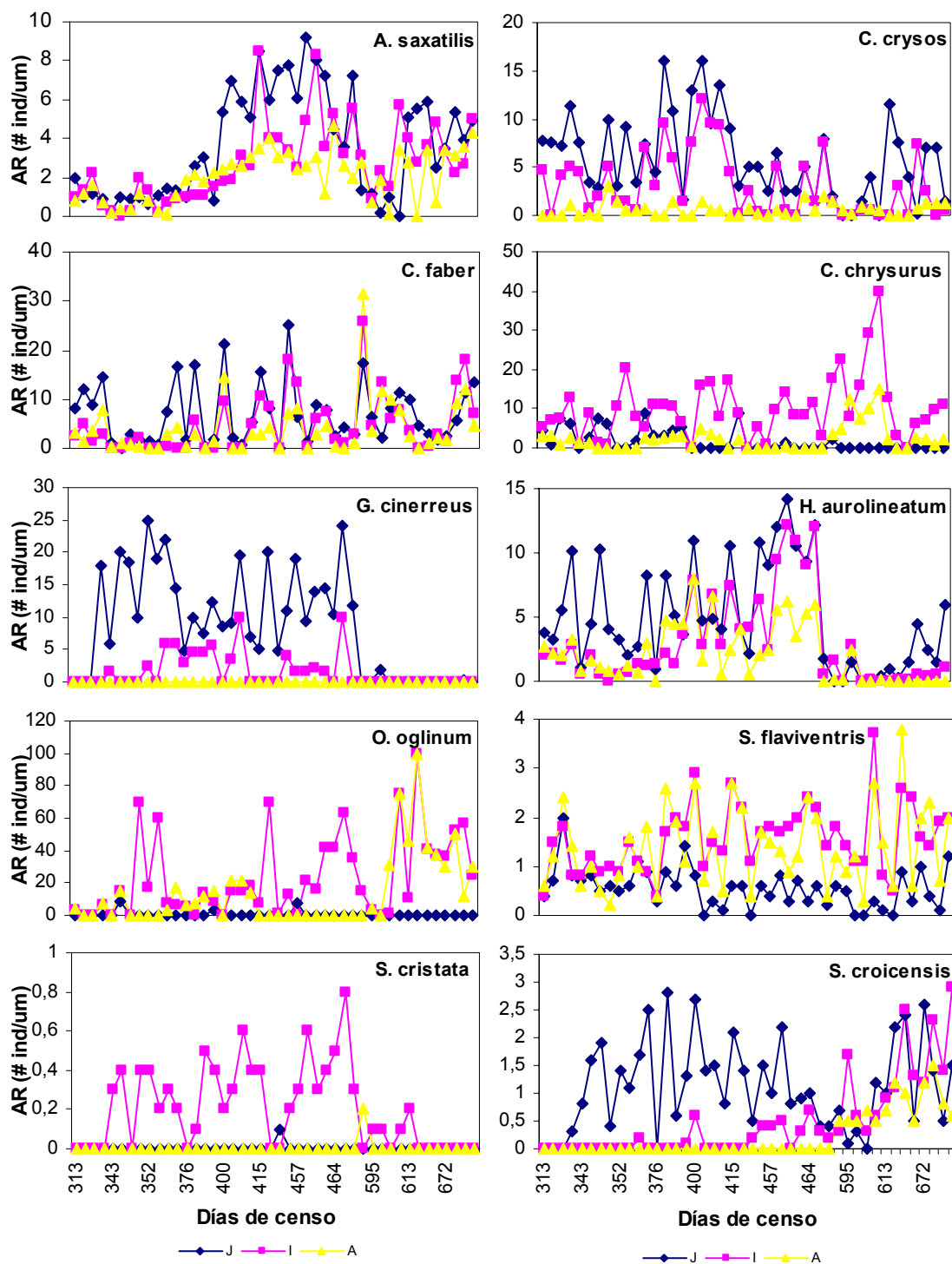
**Figura 11.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) de los diferentes estados de vida de peces visitantes en el AA de Punta de Piedra y Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto).

La abundancia relativa de los diferentes estados de vida de las especies visitantes ([Figura 11](#)), mostró que los mayores valores eran para intermedios y adultos, con poca incidencia de las formas juveniles en los dos AAs.

Las [Figuras 12](#) y [13](#) muestran las abundancias relativas de cada una de las especies residentes en los AAs. Se observó que las especies *Abudefduf saxatilis*, *Chaetodipterus faber*, *Acanthurus chirurgus*, *Haemulon aurolineatum* y en menor medida *Serranus flaviventris* estuvieron representadas por todos los estados de vida, con constante suministro de juveniles y permanencia de intermedios y adultos. La especie *Haemulon aurolineatum* mostró un descenso en la abundancia de todos sus estados de vida en la última época de estudio en los dos arrecifes, y *Abudefduf saxatilis* presentó un pico de abundancia de juveniles a mediados del estudio en el AA de Tolú. *Haemulon steindachneri* se consideró residente en todas sus etapas de desarrollo a pesar que los juveniles tuvieron una frecuencia menor que los demás estados de vida. *Scarus croicensis* se observó en desarrollo desde juvenil a adulto, con persistencia de todos los estados. Especies como *Chloroscombrus chrysurus* y *Ophistonema oglinum* fueron considerados residentes solo en



**Figura 12.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) de los estados de vida de las especies residentes en el AA de Punta de Piedra en cada día de censo contado desde la disposición de la estructura (J= juveniles, I= intermedios, A= adultos).



**Figura 13.** Abundancia relativa (AR) medida en número de individuos por unidad muestral (#ind/um) de los estados de vida de las especies residentes en el AA de Tolú en cada día de censo contado desde la disposición de la estructura (J= juveniles, I= intermedios, A= adultos).

estado intermedio y adulto en donde presentaron las mayores abundancias y mayor ocurrencia, los juveniles fueron reducidos y con una frecuencia ocasional. *Caranx crysos* fue residente solo en estado intermedio y juvenil, mientras que los adultos tuvieron una frecuencia ocasional. *Gerres cinereus* apareció en estado juvenil e intermedio, *Scartella cristata* se encontró en estado intermedio, por tanto, se consideraron residentes solo en esos estados de vida.

**Análisis univariados:** El análisis de varianza no paramétrico de dos factores ([Tabla 6](#)) reveló diferencias significativas de las variables abundancia relativa y riqueza de especies entre los dos arrecifes y entre los días de censo, además se evidenció un efecto interactivo de los AAs y los días sobre la abundancia y riqueza de especies. Las ocho especies residentes que tuvieron en común los dos arrecifes se sometieron al mismo análisis y se observaron diferencias de las abundancias relativas entre los arrecifes y días de censo, con una interacción de estos dos factores en la variable.

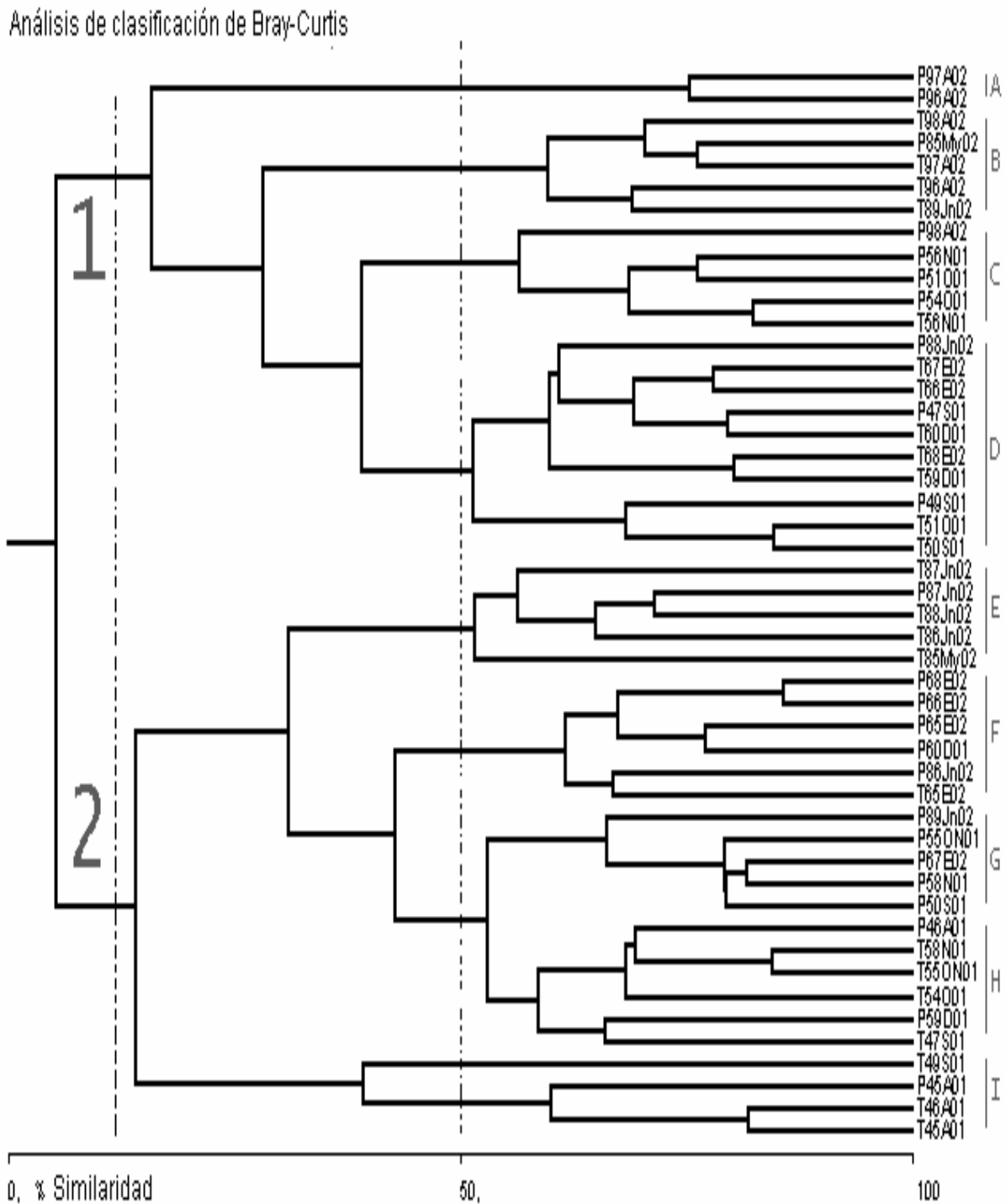
El análisis de varianza no paramétrico de dos factores para el índice de diversidad ( $H'$ ) y uniformidad ( $J'$ ), evidenció que no hubo diferencias significativas de estas variables entre los AAs y los días de censo, además no se encontró un efecto interactivo de estos factores sobre los índices ecológicos ([Tabla 6](#)).

**Agrupamiento de los censos:** en la [Figura 14](#) se muestra el dendrograma basado en composición y abundancia relativa de las especies por semanas de muestreo en el tiempo de estudio. Al 10% de similaridad se formaron dos grupos segregados principalmente por la mayor abundancia y riqueza de especies encontrada en el Grupo uno durante las semanas de agosto del 2002 en los dos AAs y el menor valor de estas variables en el Grupo dos durante las semanas de agosto del 2001 para los dos AAs, sin embargo no se percibió una división en los dos años de

**Tabla 6.** Análisis de varianza no paramétrico de dos factores para las variables abundancia relativa (AR), riqueza de especies, diversidad (H') y uniformidad (J') en el período de estudio en los AAs (\* P < 0,001; \*\* 0.001 < P < 0,005).

<b>ANOVA</b>					
<b>Variable</b>	<b>Fuente de variación</b>	<b>SC</b>	<b>GL</b>	<b>H</b>	<b>X<sup>2</sup><sub>0,05</sub></b>
Abundancia relativa (AR)	Factor A (AAs)	1171504,164	1	<b>18,133*</b>	3,84
	Factor B (Días)	18169531,7	43	<b>281,241*</b>	59,304
	Factor AxB	9152563,386	43	<b>141,670*</b>	59,304
	Total	28493599,25	87		
Riqueza de especies (# sp.)	Factor A (AAs)	1428796,228	1	<b>22,451*</b>	3,84
	Factor B (Días)	18041025,75	43	<b>283,486*</b>	59,304
	Factor AxB	7405969,202	43	<b>116,373*</b>	59,304
	Total	26875791,18	87		
AR sp. Residentes	Factor A (AAs)	32222024,38	1	<b>8,518**</b>	3,84
	Factor B (Días)	1114301440	43	<b>294,599*</b>	59,304
	Factor AxB	589277975,6	43	<b>155,793*</b>	59,304
	Total	1735801440	87		
Diversidad (H')	Factor (AAs)	125,284	1	0,0014	3,84
	Factor (Días)	34285,75	43	0,3977	59,304
	Factor AxB	22364,466	43	0,2594	59,304
	Total	56775,5	87		
Uniformidad (J')	Factor (AAs)	18,1818	1	0,00021	3,84
	Factor (Días)	44406	43	0,5155	59,304
	Factor AxB	12349,3182	43	0,1433	59,304
	Total	56773,5	87		

estudio, los meses y los AAs ya que el resto de semanas se relacionaron sin un patrón diferenciable. Al comparar las variables biológicas, cada grupo formado al 10% presentó asociaciones o subgrupos al 50% de similitud representados por letras, que se relacionaron por encontrarse en el mismo rango de abundancia relativa y riqueza de especies.



**Figura 14.** Dendrograma de similitud de Bray-Curtis basado en la composición y abundancia relativa de los peces por semana de muestreo en los AAs. (P= Punta de Piedra, T= Tolú).

### 3.1.2 Censos pesqueros

**Composición de las capturas:** la [Tabla 7](#) ilustra los resultados obtenidos de la pesca en los AAs durante el período comprendido entre Agosto 2001 a Enero 2002 y Abril 2002 a Agosto 2002. Se encontró un total de 610 individuos capturados en PP y 7517 en T, representados en 39 especies de 24 familias. En PP solo se registraron 19 especies de 15 familias y en T se registraron 36 especies de 22 familias, con 16 especies en común. PP mostró tres especies diferentes a las capturadas en T, mientras que este tuvo veinte especies más que PP. La familia más representativa fue Carangidae con siete especies (18%), Scianidae con cinco especies (12,8%) y el resto de familias estuvieron representadas por un máximo de tres especies como Lutjanidae, Scombridae, Serranidae y Aridae entre otras. Se registró un total en peso de 146,725 Kg en PP y 1467,567 Kg en T y se observó que en el AA de T los pescadores generalmente no pescaban un día de la semana, por lo tanto en un año de utilización de las estructuras se estimó un total de 4820 Kg en T y 1907 Kg en PP, teniendo en cuenta el esfuerzo ejercido en cada AAs. Las familias con mayor representatividad en el peso de las capturas en los dos AAs fueron Scombridae (50%), Sphyaenidae (16,2%) y Carangidae (12.32%).

**Tabla 7.** Composición de la pesca registrada en el AA de Punta de piedra (PP) y Tolú (T) en el año de estudio. Familia, especies, kilogramos (Kg), número de individuos (#I) y porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%FO).

FAMILIA	ESPECIES CAPTURADAS	Kg-PP	#I-PP	FO%-PP	Kg-T	#I-T	FO%-T
Aridae	<i>Arius</i> sp.	0	0	0	1,25	2	2,12%
Aridae	<i>Cathorops spixii</i>	1,8	6	4,25%	11,1	36	20,20%
Balistidae	<i>Balistes capricus</i>	0	0	0	0,4	1	1,10%
Belonidae	<i>Tylosurus crocodilus</i>	0,25	1	4,16%	33,2	120	46,80%
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	6,4	50	41,66%	167,025	1099	80,90%
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	0	0	0	5,025	12	5,30%
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0,275	2	2,12%

Tabla 7. Continuación

FAMILIA	ESPECIES CAPTURADAS	Kg-PP	#I-PP	FO%-PP	Kg-T	#I-T	FO%-T
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,675	9	20,83%	10,9	193	40,42%
Carangidae	<i>Elagatis bipinnulata</i>	0	0	0	2,35	37	1,10%
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	0	0	0	6,475	109	25,53%
Carangidae	<i>Selene vomer</i>	0	0	0	0,425	11	5,31%
Centropomidae	<i>Centropomus pectinatus</i>	0	0	0	0,625	5	4,25%
Clupeidae	<i>Ophistonema oglinum</i>	0,15	6	4,16%	24,325	659	42,55%
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1	4,16%	12,5	19	9,57%
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	0	0	0	7	2	2,12%
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	0	0	0	1,2	2	2,12%
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0,475	3	8,33%	0	0	0
Exocoetidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0	0	0	1,475	20	3,19%
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,375	9	12,50%	1,735	23	8,50%
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,125	1	4,16%	2,4725	50	15,95%
Kiphosidae	<i>Kiphusus incisor</i>	0	0	0	0,125	1	1,10%
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0,1	1	1,10%
Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	0	0	0	0,4	1	1,10%
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	6,1	58	50%	24,875	239	54,25%
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	0,625	3	12,50%	0,5	3	2,12%
Pomacentridae	<i>Abudefduf taurus</i>	0	0	0	0,05	1	1,10%
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i>	0	0	0	0,75	1	1,10%
Scianidae	<i>Bairdiella rhonchus</i>	1,875	22	16,66%	3,525	29	8,50%
Scianidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	6,975	140	33,33%	25,185	549	47,90%
Scianidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0	0	0	2	4	4,25%
Scianidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	0,25	1	4,16%	0	0	0
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	7,65	16	20,83%	78,325	143	35,10%
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	87,25	189	79,16%	406,15	1181	59,57%
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i>	12,25	14	12,50%	303,825	410	53,19%
Serranidae	<i>Epinephelus itajara</i>	0	0	0	70	1	1,10%
Serranidae	<i>Mycteroperca venenosa</i>	0	0	0	11	2	2,12%
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>	12	80	62,50%	250,175	2546	81,91%
Sphyrnidae	<i>Sphyrna</i> sp.	0,5	1	4,16%	0	0	0
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	0	0,825	3	3,19%
Total general		146,725	610		1467,567	7517	

El porcentaje de frecuencia de ocurrencia evidenció que las dos especies con mayor frecuencia en las capturas obtenidas en Tolú fueron *Caranx crysos* y *Sphyraena guachancho* seguidas por *Scomberomorus brasiliensis*, *Lutjanus synagris*, *Scomberomorus cavalla*, *Ctenosciaena*

*gracilicirrus*, *Tylosurus crocodilus*, *Ophistonema oglinum*, *Chloroscombrus chrysurus* y *Sarda sarda* (Figura 15). En Punta de piedra las especies con mayor frecuencia en las capturas fueron *Scomberomorus brasiliensis* y *Sphyraena guachancho*. Otras especies pescadas constantemente fueron *Lutjanus synagris* y *Caranx crysos* (Tabla 7).

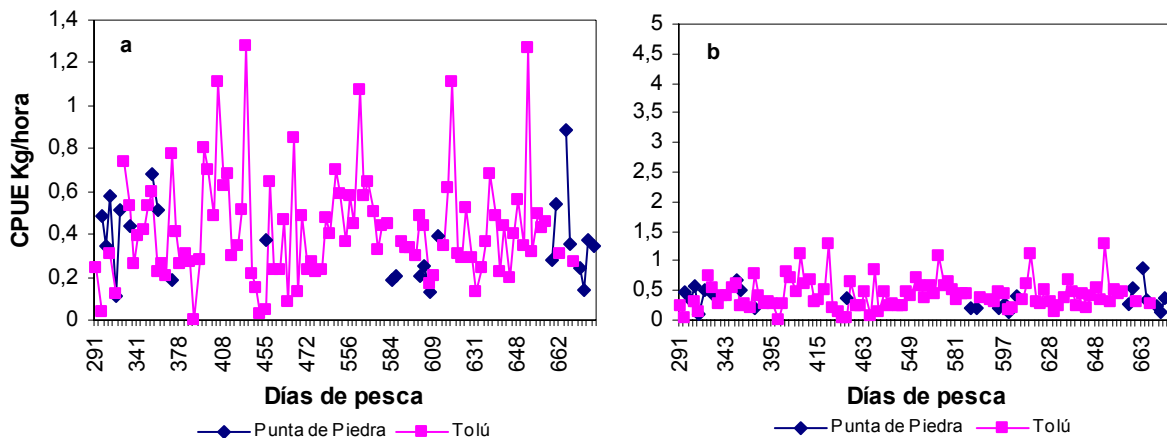
**Desempeño pesquero:** En la figura 16 se observan los valores de CPUE para los dos AAs. En promedio se obtuvo una CPUE de 0,4057 Kg/hora en PP (+/-0,2321 Kg/hora) y rango de 0,13 a 1,07. El promedio de CPUE en T fue de 0,4722 Kg/hora (+/-0,4931 Kg/hora) y rango de 0 a 4,5468, esto incluyendo el último registro en que se capturó un *Epinephelus itajara* de 70 kilogramos. Sin este dato el valor promedio de CPUE en T fue de 0,4248 Kg/hora.



**Figura 15.** Especies pescadas en los arrecifes artificiales con alta frecuencia de ocurrencia, sierra (*Scomberomorus brasiliensis*), carito (*Scomberomorus cavalla*), bonito (*Sarda sarda*) y cojinua (*Caranx crysos*).

Se estimó que 34 canoas utilizaban el AA de PP. En el transcurso del estudio se registraron en total 64 canoas que fueron al AA, con promedio de tres y rango de 1 a 8. En T se estimaron 26 canoas que utilizaban el AA. En total se censaron 333 canoas, con promedio de cuatro y rango de 1 a 12. En total se ejerció un esfuerzo de 440,22 horas y 129 pescadores en PP. En T se gastaron 3414,24 horas y 592 pescadores (Figura 17). La presión de pesca ejercida en el AA de PP fue notablemente menor que en T. Los valores de CPUE presentaron continua variación durante todo

el estudio, sin embargo, el análisis de varianza no paramétrico mostró que no existían diferencias en la CPUE entre los AAs y los días de pesca, además no fue evidente la interacción de estos dos factores ([Tabla 8](#)).



**Figura 16.** Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en el AA de Punta de Piedra y Tolu, en los días de recolección de datos de pesca contados desde la disposición de las estructuras (a= sin el último registro de pesca, b= con el último registro de pesca).

**Tabla 8.** Análisis de varianza no paramétrico de dos factores para los valores de CPUE en el período de estudio en los AAs.

ANOVA					
Variable	Fuente de variación	SC	GL	H	X <sup>2</sup> 0.05
CPUE	Factor A (AAs)	99,041	1	0,50114	3,841
	Factor B (Días)	5068,75	23	25,647	35,172
	Factor A x B	4120,709	23	20,85	35,172
	Total	9288,5	47		

**Asociación de las capturas:** el dendrograma de clasificación basado en la composición y CPUE de las especies ([Figura 18](#)), organizado por las semanas de muestreo mostró una asociación variable de los datos independiente de la semana de estudio y el AA. Sin embargo, con una similaridad entre el 40% y 50% se pudieron distinguir algunas agrupaciones. Del grupo uno al cinco

se asociaron semanas para el AA de T exclusivamente, lo que constituyó la única segregación evidente por el factor AA. Estos grupos se asociaron por la similitud en el rango de sus valores de CPUE y las especies capturadas *Caranx crysos* y *Sphyraena guachancho*. A pesar de esta evidente segregación por AA, los demás grupos (6 al 15), estuvieron conformados por diferentes semanas en los dos AAs entre las que se encontraron algunos meses similares a los del grupo exclusivo para T. Todos estos grupos basaron su asociación por coincidencia en el rango de CPUE de las especies capturadas que generalmente presentaban en común como *Lutjanus synagris*, *Caranx crysos*, *Scomberomorus brasiliensis*, *Scomberomorus cavalla*, *Tylosurus crocodilus*, *Sarda sarda* y *Sphyraena guachancho*.

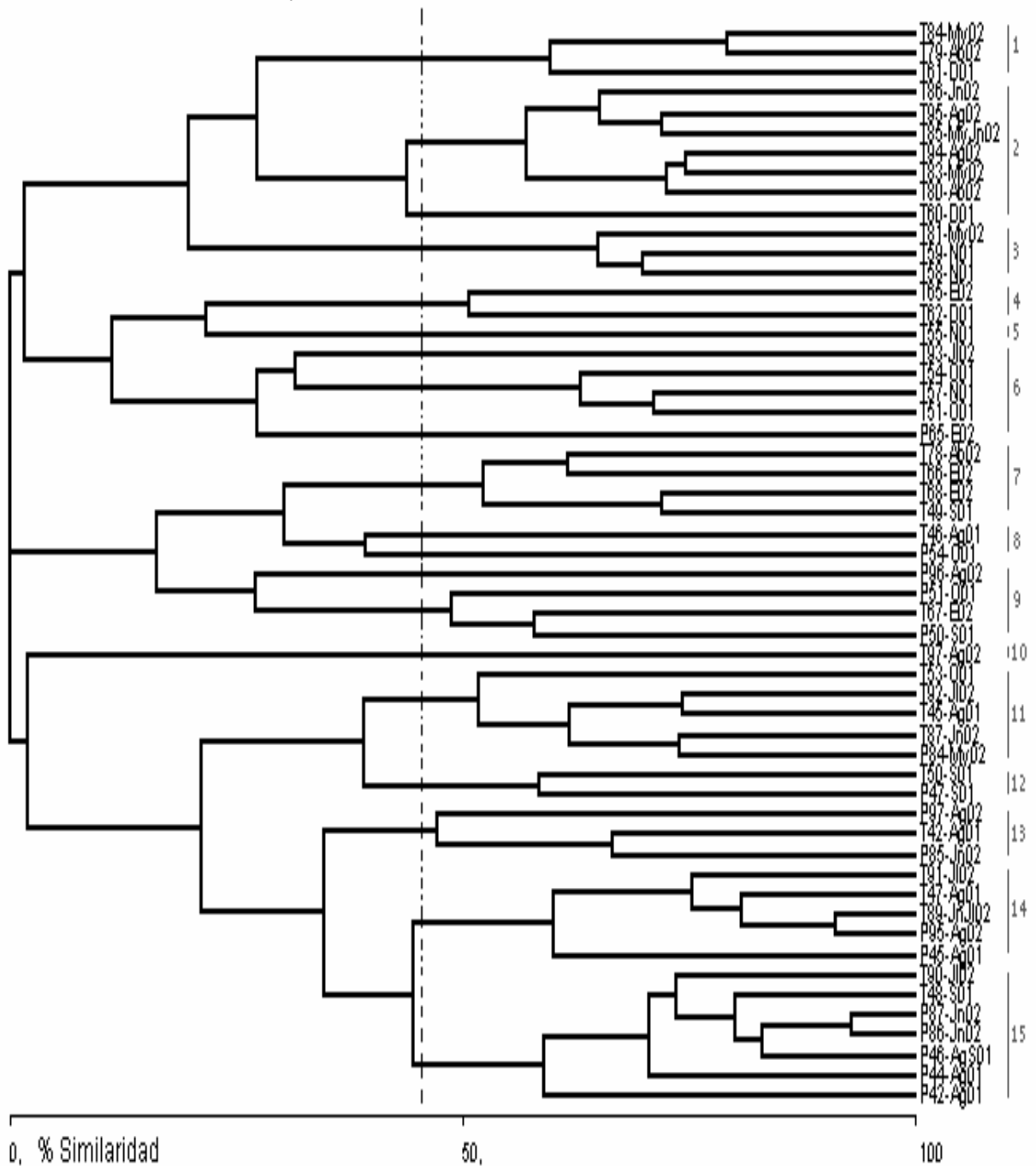


**Figura 17.** Pescadores en su faena de pesca amarrados a la boya de las estructuras.

### 3.1.3 Ambiente físico

La temperatura y salinidad tuvieron el comportamiento característico de las aguas del golfo de Morrosquillo para la época del monitoreo ([figura 19](#)). El promedio de temperatura fue de 29,5°C con rango de 27,5°C a 32°C para los dos arrecifes con ligeras variaciones (+/- 1,09°C Tolú y 1,02°C Punta de Piedra). Se observaron mayores temperaturas de agosto a noviembre de 2001, un descenso de diciembre 2001 a mayo 2002 y un leve aumento de junio a agosto de 2002.

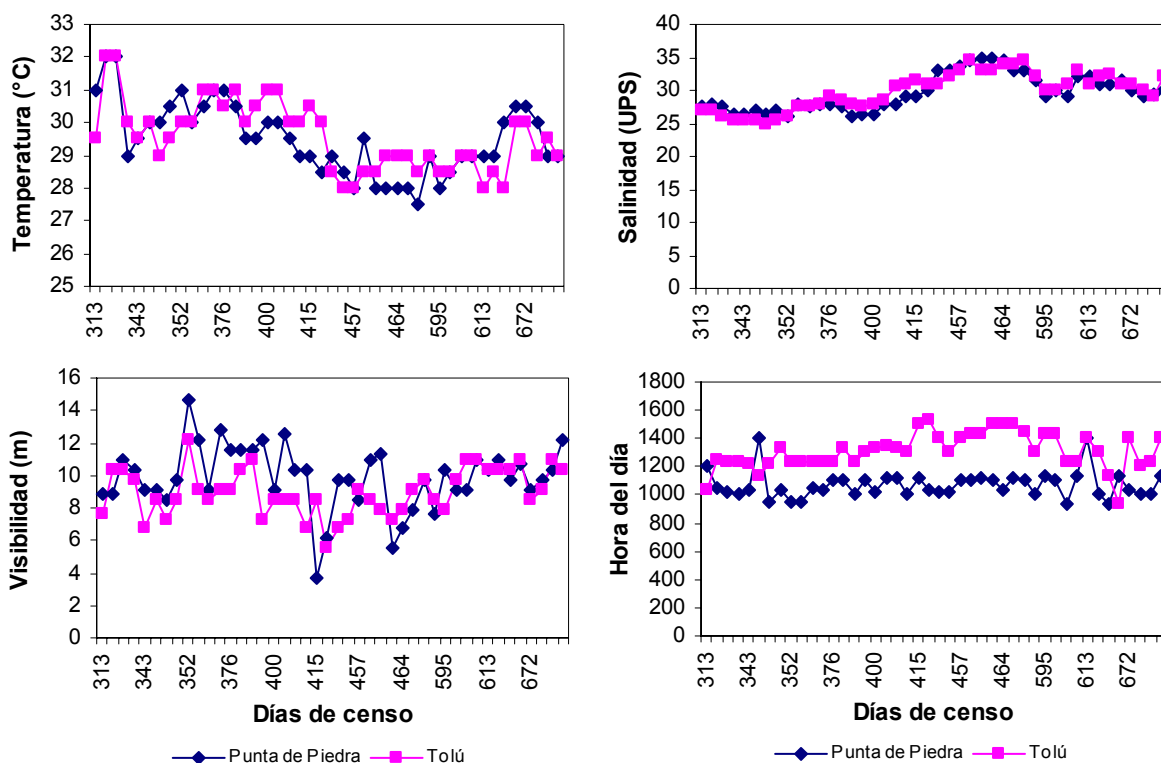
Análisis de clasificación de Bray-Curtis



**Figura 18.** Dendrograma de similitud de Bray-Curtis, basado en la composición y CPUE en las semanas de muestreo en los AA (P= Punta de Piedra, T= Tolú).

La salinidad tuvo un promedio aproximado de 30 UPS con rangos de 25 a 35 en los AAs. La salinidad presentó una dinámica inversa a la temperatura en los diferentes periodos del estudio con variación leve de sus valores a través del tiempo (+/- 2,67 UPS Punta de Piedra y 2,78 UPS Tolú).

Los valores de visibilidad para el tiempo de estudio tuvieron promedios de 10m en PP y 9m en T. Se observó alta tendencia a variar durante el monitoreo (+/- 2,0m PP y 1,45m T). La hora del día en que se realizó el censo estuvo asociada al clima y el estado del mar, el rango fue entre las 9:00 am a 15:30 pm tiempo local.



**Figura 19.** Valores de temperatura (°C), salinidad (UPS), visibilidad (m) y hora del día en cada día de censo contado desde la disposición de las estructuras en el AA de Punta de Piedra y Tolú.

**Relación de las variables bióticas con los factores abióticos:** la [Tabla 9](#) ilustra los resultados del coeficiente de correlación no paramétrico por rangos de Spearman entre los atributos de la asociación íctica y los factores abióticos. En el AA de Punta de piedra las variables abundancia

relativa y riqueza de especies no mostraron correlación con la temperatura y salinidad. La riqueza no correlacionó con la visibilidad y la hora del censo, sin embargo, la abundancia presentó leve correlación positiva con la visibilidad y negativa con la hora del censo. La abundancia relativa no mostró relación con los días de vida del AA. Se encontró una ligera correlación negativa entre la diversidad y los días del AA y entre los valores de uniformidad y abundancia relativa. La correlación negativa entre los días del AA y los valores de riqueza y uniformidad fueron las más altas y con mayor significancia para este AA.

**Tabla 9.** Correlaciones por rangos de Spearman, entre los factores abióticos y la estructura de la asociación íctica (\*P<0,05; \*\* P<0,01; \*\*\* P<0,001)

<b>Correlaciones de Spearman</b>				
<b>Factores</b>	<b>Punta de Piedra</b>		<b>Tolú</b>	
	$r_s$	Valor P	$r_s$	Valor P
Temperatura - Abundancia rel.	0,2029	0,1835	-0,122	0,4236
Temperatura - Riqueza	-0,1449	0,3421	-0,088	0,5639
Salinidad - Abundancia rel.	-0,0439	0,7736	<b>0,3259</b>	<b>0,0326*</b>
Salinidad - Riqueza	0,2861	0,0606	<b>0,3886</b>	<b>0,0108*</b>
Visibilidad - Abundancia rel.	<b>0,3025</b>	<b>0,0473*</b>	0,1501	0,3249
Visibilidad - Riqueza	0,0476	0,7548	-0,0236	0,8772
Hora censo - Abundancia rel.	<b>-0,3231</b>	<b>0,034*</b>	0,1679	0,2708
Hora censo - Riqueza	-0,0582	0,7027	<b>0,4516</b>	<b>0,003**</b>
Día del AA - Abundancia rel.	0,2829	0,0636	<b>0,4458</b>	<b>0,0035**</b>
Día del AA - Riqueza	<b>0,5935</b>	<b>0,000***</b>	<b>0,3782</b>	<b>0,0*</b>
Día del AA - Diversidad	<b>-0,3518</b>	<b>0,021*</b>	<b>-0,3469</b>	<b>0,0229*</b>
Día del AA - Uniformidad	<b>-0,6352</b>	<b>0***</b>	<b>-0,7158</b>	<b>0***</b>
Abundancia rel. - Diversidad	-0,1296	0,3954	-0,0379	0,804
Abundancia rel. - Uniformidad	<b>-0,3447</b>	<b>0,0238*</b>	<b>-0,4392</b>	<b>0,004**</b>
Temperatura - CPUE	0,0741	0,76	0,2521	0,2371
Salinidad - CPUE	0,0394	0,8709	-0,3779	0,0763
Visibilidad - CPUE	0,3588	0,139	-0,0865	0,6851
Día del AA - CPUE	-0,1739	0,4042	0,1053	0,31

En el AA de Tolú no se encontró correlación de ningún atributo de la asociación con la temperatura y visibilidad. La abundancia y riqueza tuvo correlación ligeramente positiva con la salinidad. La abundancia no correlacionó con la hora de censo, pero mostró significativa relación positiva con la

riqueza de especies. Se encontró correlación positiva entre los días del AA con los valores de abundancia y riqueza de especies. Los días del AA presentaron leve correlación negativa con la diversidad y la mayor correlación con los valores de uniformidad. La abundancia relativa no correlacionó con la diversidad, pero mostró correlación negativa significativa con los valores de uniformidad.

Los valores de CPUE para los dos AA no presentaron correlación con los factores temperatura, salinidad, visibilidad y días del AA.

#### **3.1.4 Correspondencia entre los censos visuales y las capturas**

La [Tabla 10](#) muestra la abundancia de las especies en común o consistentes para los censos visuales y las capturas utilizados para evaluar la asociación íctica en este estudio. Se encontraron siete especies en PP y 18 en T. Se detectó alta similitud para los dos arrecifes a pesar de sus diferencias en número de especies debido a que seis de las siete especies consistentes en PP fueron las que presentaron mayor consistencia en T.

En la [figura 20](#) se observan los estados de vida de las especies consistentes en PP. *Caranx crysos*, *Chaetodipterus faber*, *Chloroscombrus chrysurus* y *Ophistonema oglinum* se observaron en todos los meses en la mayoría de sus estados de vida. La pesca sobre estas especies no tuvo mayor incidencia a pesar de su mayor abundancia en los censos visuales ([Tabla 10](#)). Sin embargo *Caranx crysos* se pescó principalmente en estado juvenil e intermedio. *Lutjanus synagris*, *Scomberomorus brasiliensis* y *Sphyaena guachancho* no presentaron altas abundancias en los censos visuales. La pesca se centró principalmente en estas especies con un impacto importante sobre la estructura íctica, especialmente *Lutjanus synagris* y *Scomberomorus brasiliensis* que se observaron habitualmente en las estructuras y se pescaron en estado intermedio con poca

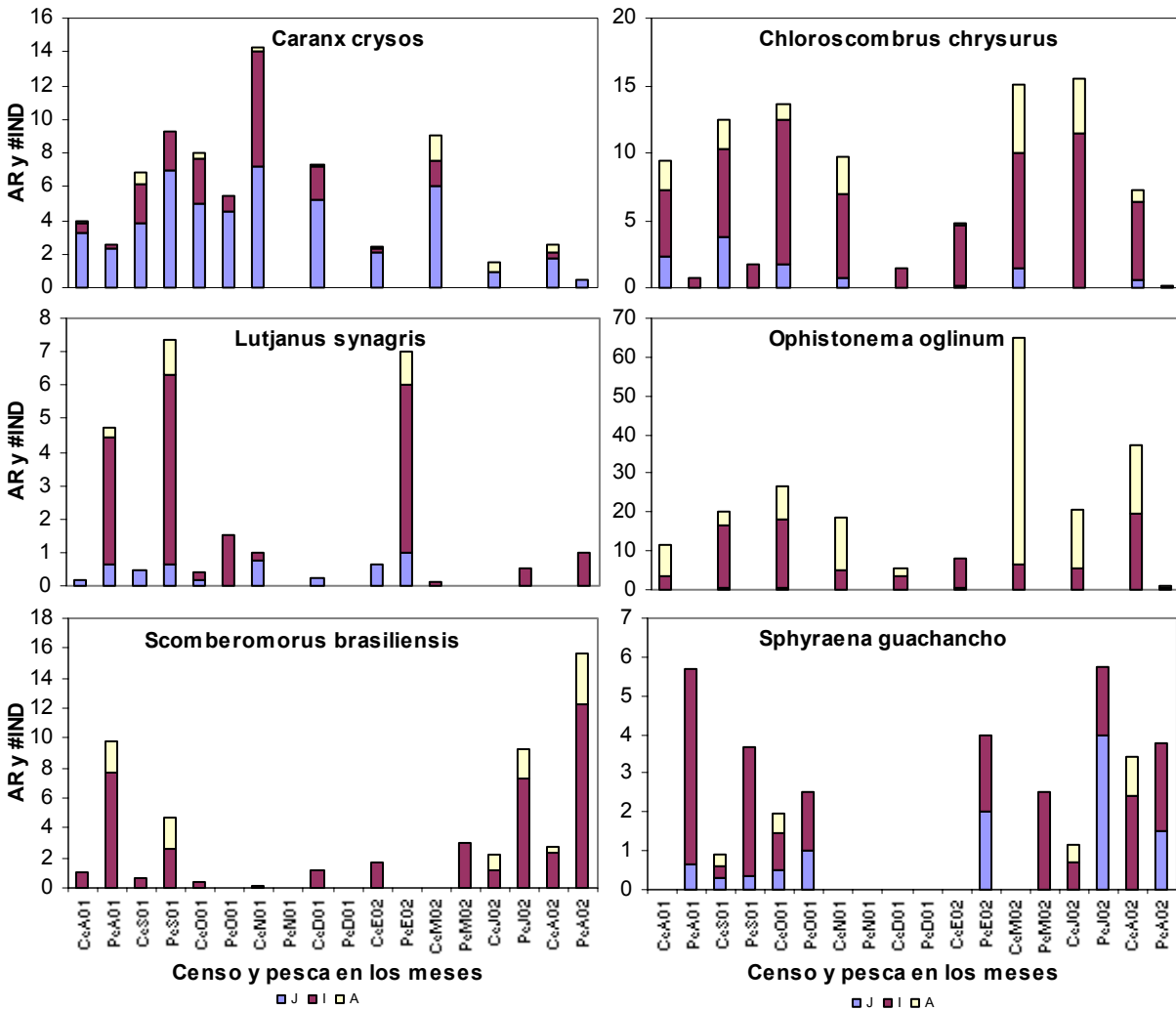
incidencia de juveniles y adultos. *Sphyraena guachancho* tuvo un carácter ocasional en los censos visuales pero en las capturas apareció con mayor constancia en estado juvenil e intermedio.

**Tabla 10.** Valores de abundancia relativa total (AR) y número de individuos (NI) de las especies en común o consistentes para los censos visuales y censos pesqueros en el AA de Tolú y Punta de Piedra.

Especies Tolú	AR	NI	Especies Punta de Piedra	AR	NI
<i>Ophistonema oglinum</i>	693,3	659	<i>Chaetodipterus faber</i>	14,8	3
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	604,4	193	<i>Ophistonema oglinum</i>	923,1	6
<i>Caranx crysos</i>	423,5	1099	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	413,9	9
<i>Sphyraena guachancho</i>	87,5	2546	<i>Caranx crysos</i>	243,5	50
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	65,8	1181	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	58,9	119
<i>Oligoplites saurus</i>	28,7	109	<i>Sphyraena guachancho</i>	45,8	80
<i>Balistes capriscus</i>	12,7	1	<i>Lutjanus synagris</i>	17,1	58
<i>Caranx latus</i>	9,7	2			
<i>Lutjanus synagris</i>	6,8	239			
<i>Kyphosus incisor</i>	5	1			
<i>Lutjanus analis</i>	4,1	1			
<i>Elagatis bipinnulata</i>	3,1	37			
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	2,5	1			
<i>Mycteroperca venenosa</i>	18	2			
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0,7	549			
<i>Cathorops spixii</i>	0,4	36			
<i>Caranx hippos</i>	0,4	12			
<i>Sarda sarda</i>	0,1	143			

En la [figura 21](#) se observan los estados de vida de las especies consistentes en censos y capturas en T. Las especies *Caranx crysos*, *Chloroscombrus chrysurus* y *Ophistonema oglinum* se observaron y se capturaron durante todo el estudio. La pesca tuvo un impacto significativo sobre estas especies, en especial *Caranx crysos* que se observó como juvenil e intermedio y se capturó en estado juvenil principalmente, las otras especies se capturaron como intermedios y adultos. *Scomberomorus brasiliensis* y *Sphyraena guachancho* tuvieron una incidencia habitual en los censos visuales con abundancias relativamente bajas. En la pesca presentaron las mayores

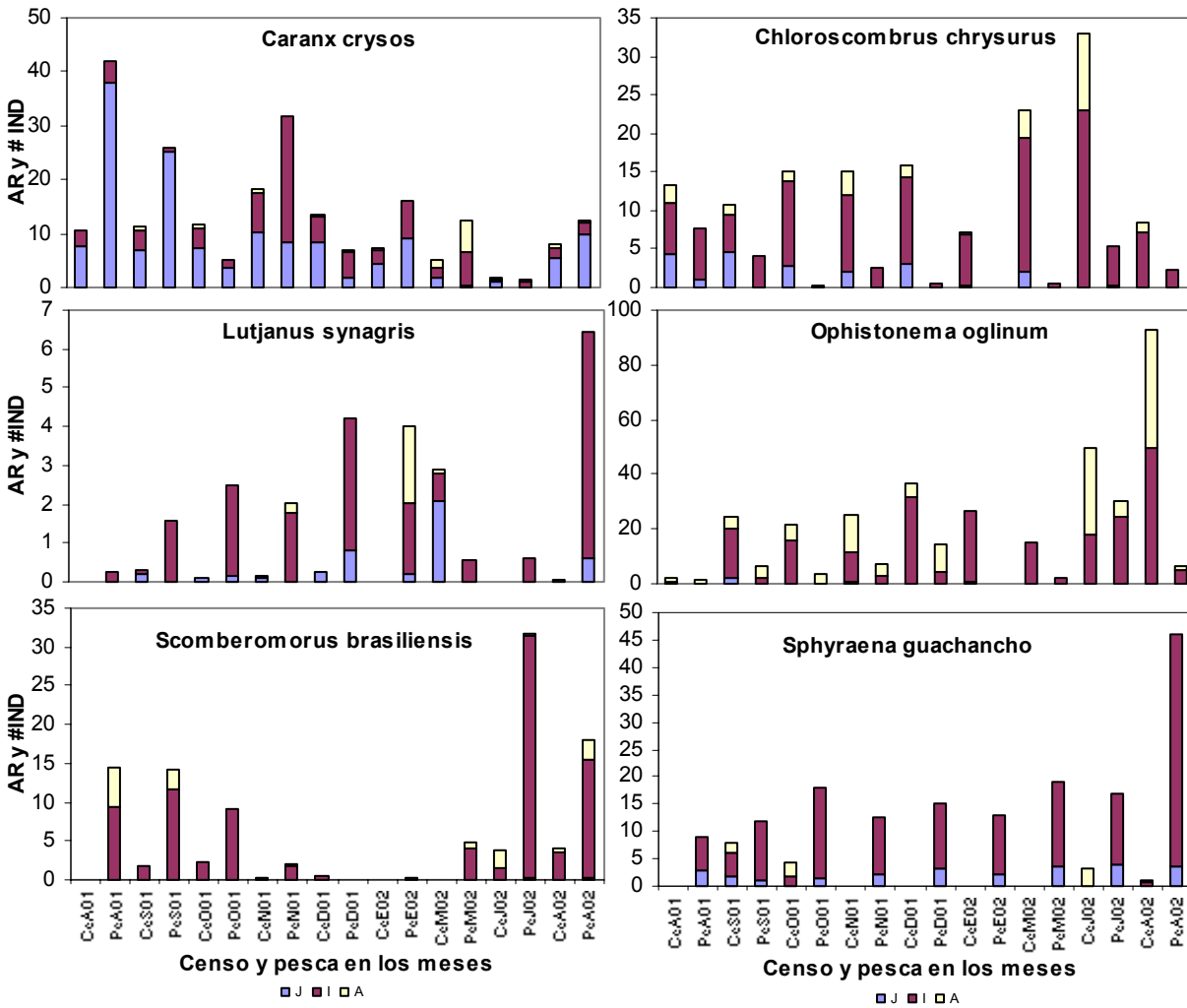
abundancias y se capturaron constantemente en estado intermedio. *Lutjanus synagris* se observó ocasionalmente en los censos y se capturó con relativa constancia en estado intermedio.



**Figura 20.** Relación de los diferentes estados de vida (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) en cuanto a la abundancia relativa (AR) obtenidas de los censos visuales (Ce) y el número de individuos (# IND) obtenidos en la pesca (Pe) para las especies con mayor consistencia durante el tiempo de estudio en el AA de Punta de Piedra.

Otras especies como *Ctenosciaena gracilicirrus* y *Sarda sarda* presentaron abundancias relativamente altas en las capturas pero en los censos visuales tuvieron una incidencia mínima.

*Oligoplites saurus* se observó ocasionalmente en los censos y en las capturas. Las demás especies presentaron bajas abundancias tanto en los censos como en la pesca (Tabla 10).



**Figura 21.** Relación de los diferentes estados de vida (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) en cuanto a la abundancia relativa (AR) obtenidas de los censos visuales (Ce) y el número de individuos (# IND) obtenidos en la pesca (Pe) para las especies con mayor consistencia durante el tiempo de estudio en el AA de Tolú.

En el anexo E se muestran los promedios de tallas para las especies capturadas en los AAs, algunas de las cuales no se observaron en los censos visuales. Las especies que presentaron los mayores promedios de tallas en PP fueron *Coryphaena hippurus* (45cm), *Scomberomorus cavalla*

(43cm), *Sphyrna sp.* (40cm), *Scomberomorus brasiliensis* (35cm) y *Sarda sarda* (29cm). En T las especies que tuvieron los mayores promedios de tallas fueron *Mycteroperca venenosa* (66cm), *Dasyatis guttata* (53cm), *Tylosurus crocodilus* (48cm), *Trichiurus lepturus* (40cm), *Scomberomorus cavalla* (40cm), *Coryphaena hippurus* (38cm) y *Scomberomorus brasiliensis* (32cm).

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1 EVALUACIÓN DE LA ASOCIACIÓN ICTICA

**Censos visuales:** Después de 9 meses de la instalación de los AAs y durante el estudio, se encontraron las estructuras colonizadas por la asociación íctica. La composición fue similar en los dos arrecifes y a otros trabajos realizados en el sector (Patiño y Flórez, 1993; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001), pero el número de especies consignadas por AA y en conjunto, superó los valores reportados para dos AAs de llantas y ocho dispositivos agregadores de peces (DAP's) colocados en la zona. Esto fue posible debido a que los arrecifes ocupaban un área y un volumen más grande, su complejidad estructural fue mayor, además el tipo de material, forma de la estructura y su disposición en el agua son condiciones que elevan el atractivo de los arrecifes, lo que mejoró y aumentó la capacidad de carga del ambiente, reflejado en un incremento del promedio de individuos y riqueza de peces, que generalmente se encuentran limitados en alta proporción por la disponibilidad de hábitat y por esto, el refugio ofrecido por los AAs fue decisivo para el asentamiento y reducción de la predación para los nuevos reclutas y colonizadores (Helvey y Smith, 1985; Bohnsack *et al.*, 1994; Pickering y Whitmarsh, 1997). Además el material artificial proporciona superficie que promueve la adhesión de productores primarios y secundarios que transfieren energía a través de ítems consumibles para los peces, lo que está directamente relacionado a las poblaciones de estos, aunque con menor importancia que el refugio inicialmente. Finalmente los AAs adquieren la apariencia de un arrecife natural (Frazer y Lindberg, 1994; Bortone *et al.*, 2000;). Sin embargo, las comparaciones entre los diferentes estudios se

encontraron sujetas a los sesgos producidos por las diferentes metodologías (Tabla 11) debido a que estas miden la asociación de diferentes formas y el esfuerzo realizado en la toma de los datos varía bastante entre estudios (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991; Sale, 1991; Sale, 1996).

**Tabla 11.** Referencias de trabajos realizados con estructuras artificiales en diferentes partes del mundo, con el nombre del autor, metodología, localidad, esfuerzo y resultados de las variables abundancia relativa de individuos y riqueza de especies.

<b>Autor y Metodología</b>	<b>Localidad</b>	<b>Esfuerzo</b>	<b>Variables</b>
Burchmore <i>et al.</i> , 1985 Censo visual con transecto (Brock, 1954)	New South Wales, Australia	Censos 92 Período (1/12/77 - 31/10/79)	Abundancia 10786 Riqueza 59
Chandler <i>et al.</i> , 1985 Censo visual con transecto (Brock, 1954)	Panama City, Florida	Período (8/9/79 - 1/9/80)	Riqueza 45
Bayle-Sempere <i>et al.</i> , 1994 Técnica de censo visual (Harmelin-Vivien <i>et al.</i> , 1985)	Tabarca, España	Período (1/2/90 - 28/2/91)	Riqueza 21
Bohnsack <i>et al.</i> , 1994 Censo visual estacionario (Bohnsack y Bannerot, 1986)	Key Biscayne, Florida	Días 55 Censos 467 Período (9/7/87 - 22/3/89)	Abundancia 107,168 Riqueza 127
Cummings, 1994 Técnica de censo visual (Bohnsack y Talbot, 1980)	Boca Ratón, Florida	Días 20 Período (1/5/88 - 31/7/90)	Riqueza 80
Muñoz y Obregón, 1994 Método de censo visual (Sale y Douglas, 1981)	Islas del Rosario, Colombia	Censos 116 Período (1/4/91 - 31/12/91)	Riqueza 40
Herazo y Torres, 1998 Técnica de censo visual (Bohnsack y Talbot, 1980)	Golfo de Morrosquillo, Colombia	Censos 8 Período (1/7/95 - 31/5/96)	Riqueza 37
Gámez y Sáenz, 2001 Censo visual estacionario (Bohnsack y Bannerot, 1986)	Golfo de Morrosquillo, Colombia	Días 30 Censos 60 Período (1/9/00 - 31/1/01)	Abundancia 6631 Riqueza 30
<b>Delgadillo, 2003</b> Censo visual rápido (modificado) (Sale, 1997; Jones y Thompson, 1978)	Golfo de Morrosquillo, Colombia	Días 44 Censos 176 Período (1/8/01 - 31/8/02)	Abundancia 7088 y 5523 Riqueza 49 y 52

Es importante saber que algunas de las especies reportadas en este estudio, no se encontraron en otros registros de estudios visuales en la zona (Patiño y Flórez, 1993; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001; Báez *et al.*, 2002). Entre estas especies se observaron algunas consignadas en el Archipiélago de San Bernardo como *Anisotremus surinamensis*, *Aulostomus maculatus*, *Haemulon aurolineatum*, *Halichoeres bivittatus*, *Hypoplectrus nigricans* y *Lutjanus cyanopterus*. Algunas no han sido reportadas para el golfo de Morrosquillo y el Archipiélago de San Bernardo como *Canthigaster rostrata*, *Decapterus punctatus*, *Echeneis neucratoides*, *Dermatolepis inermis*, *Scartella cristata*, *Sarda sarda* y *Ctenosciaena gracilicirrhus*. Estos registros soportaron la idea de que los AAs incrementaban el espacio para el asentamiento de individuos y diversificaban el área de influencia, ya que la mayoría de estos peces son de hábitats rocosos y coralinos, y los AAs fueron instalados en fondo arenoso, dando como resultado una mezcla de asociaciones de diferentes hábitats (Bohnsack *et al.*, 1994; Bombace *et al.*, 1994). Además, las especies generalmente en su estado larval exceden el número de las que son hábiles para asentarse sobre un arrecife (Sale, 1996) y por esto los AAs son exitosos en el asentamiento y reclutamiento de especies limitadas por el hábitat.

Los análisis estadísticos revelaron diferencias en cuanto a abundancia relativa y riqueza de especies entre los dos AAs y también para la abundancia de especies residentes en la totalidad de los valores de estas variables. Esta desigualdad estuvo relacionada principalmente con diferencias de tamaño, volumen y complejidad estructural, además de leves variaciones en cuanto a profundidad y distancia de la costa, ya que en dirección de la costa generalmente la diversidad y abundancia se ve reducida debido a la mayor influencia de los cambios ambientales de corto término inducidos por el clima, niveles de polución y distribución de algunas especies. A pesar de estas razones, el AA de T tuvo mayor número de especies que PP relacionado con la hora a la que se hizo el censo y su correlación positiva con esta variable, debido a que el AA de T presentaba menor profundidad y se observaba después del otro arrecife por razones de buceo (Bohnsack y Sutherland, 1985; Pickering y Whitmarsh, 1997; Bortone *et al.*, 2000). Sin embargo, el efecto interactivo de los factores observado en el ANOVA fue evidencia de una dinámica temporal de

corto plazo en cada arrecife con un flujo constante y substanciales cambios en las variables, lo que permitió encontrar en algunas ocasiones mayor abundancia y riqueza en uno u otro AA independiente de las diferencias antes mencionadas, como una posible respuesta a las características ambientales y biológicas particulares, en la vecindad de cada AA (Bohnsack, 1989; Sale, 1991, 1996; Bortone *et al.*, 2000). La ampliación que tuvieron las estructuras en el segundo mes de monitoreo influyó el valor de abundancia incrementándolo, debido a que la eficiencia de los AAs como atractores es mayor en una estructura completa que cuando se dispone en piezas o módulos, además se ha observado una relación inversa entre la dispersión del material y el número y tamaño de peces residentes (Brock y Norris, 1989; Moffitt *et al.*, 1989; Bombace *et al.*, 1994; Pratt, 1994), lo que ocurrió especialmente en PP donde el nuevo material tuvo mayor volumen, se ubicó a cinco metros de la estructura principal y fue posible observarlo en cada jornada de censos, mientras que en T, se dispuso a 25 metros, convirtiéndose en otro AA, impidiendo su observación y determinar su posible efecto en la abundancia. Ogawa (1982, En: Bohnsack y Sutherland, 1985) demostró que un aumento en el área disponible para peces y los diferentes tipos de materiales hacen superior al arrecife, lo que pudo enmarcar algunas diferencias en abundancia entre los AAs. El AA de PP presentó mayor complejidad estructural en el tipo de material y su disposición (obs. pers.), ofreciendo mas aberturas, huecos, grietas, ranuras, espacios vacíos y sombreados que están directamente relacionados a la abundancia y riqueza de especies (Bortone *et al.*, 2000), además, se observó mayor abundancia de invertebrados móviles (obs. pers.) que sirven para atraer peces, puesto que en estudios de contenido estomacal y de comportamiento, se ha probado que estos organismos son fuente de alimento para cierta porción de la asociación íctica (Buckley y Hueckel, 1985; Johnson *et al.*, 1994). A pesar de estas razones, los individuos residentes presentaron abundancias casi idénticas, ya que los residentes se estabilizan su número muy rápido en el tiempo (Bayle-Sempere *et al.*, 1994), aunque las diferencias en los residentes fueron por la distribución de las abundancias dentro de las especies, por las dos especies distintas en cada AA y por las características particulares de cada AA. Esto sugirió que la mayor discrepancia de abundancia entre los AAs pudo darse por la dinámica de las especies que tienen la tendencia a agregarse en grandes cardúmenes como *Anchoa* sp. y

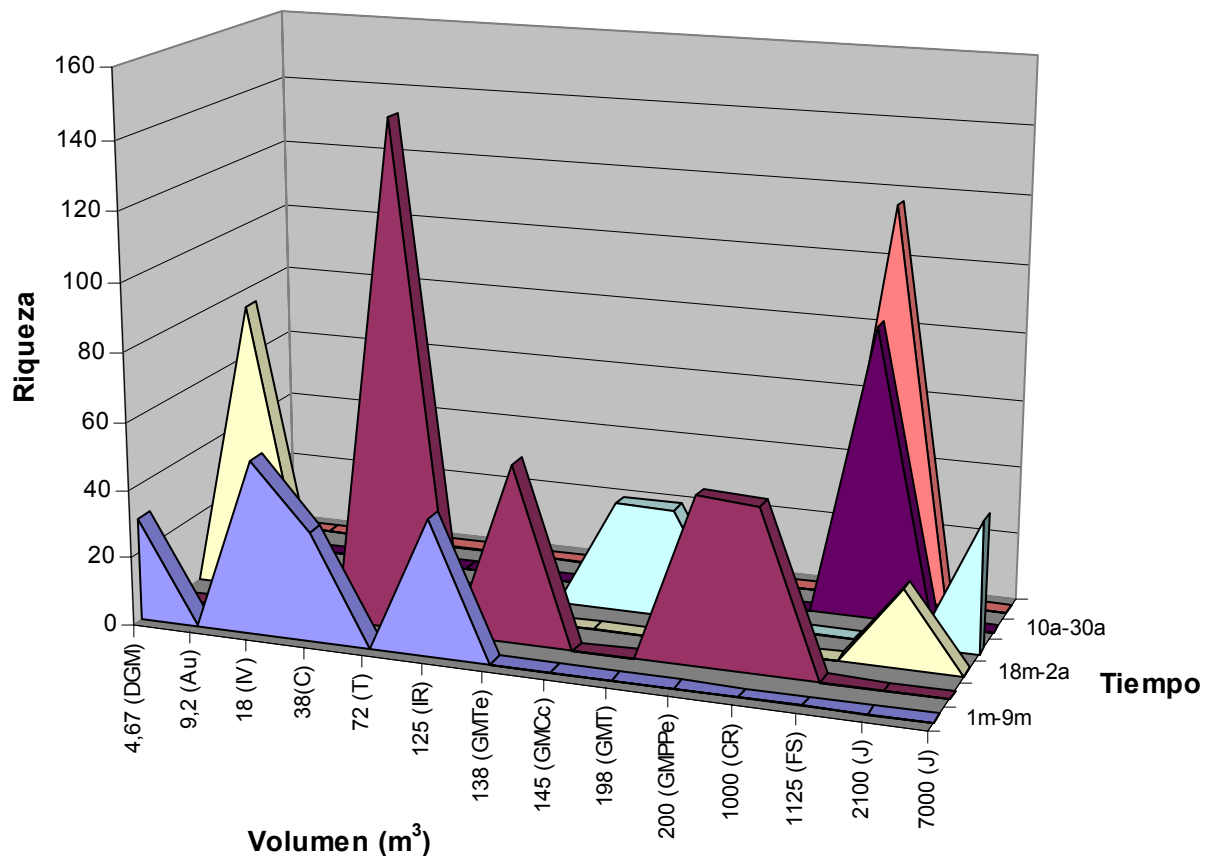
*Ophistonema oglinum*, o por la variación de las especies visitantes. Sin embargo, al remover estas dos especies que tenían las mayores abundancias se encontró que PP mantenía mayores abundancias que T.

Debido a que en el AA de T la presión pesquera fue superior que en PP y por tanto la cantidad de individuos capturados fue más alta, posiblemente la falta de similitud en abundancias estuvo relacionada a ese factor (Solonsky, 1985; Bohnsack, 1989; Polovina, 1991; Bayle-Sempere *et al.*, 1994). Sin embargo, las abundancias relativas obtenidas de los censos visuales para las especies más afectadas en la pesca (*C. crysos*, *C. chrysurus* y *O. oglinum*, entre otras), presentaron mayores valores en el AA donde más se pescaron, en consistencia con otros estudios donde se observó que las especies mayormente pescadas repoblaron rápidamente las estructuras (Buckley y Hueckel, 1985), indicio que gran cantidad de estas especies son ambulantes en el ambiente y que activamente están buscando hábitats vacíos. Además, al existir mayor presión de pesca quedan vacantes disponibles para nuevos reclutas y por tanto estas especies se mantuvieron constantes en los AAs, debido principalmente a que estas han presentado altas abundancias en otros estudios del sector, lo que probablemente justificó su mayor incidencia en los AAs (Matthews, 1985; Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000; Gámez y Sáenz, 2001). De esta manera se removió este factor como posible causa de las discrepancias, aunque la pesca provino solo de pescadores con carnada viva, sin conocer la influencia de la pesca con carnada muerta y la pesca ilegal con trasmayo y arrastre. También es posible que el módulo dispuesto en T a 25 metros del arrecife principal tuviera dos efectos en este; durante los primeros días o meses luego de la disposición hubo una reducción de la abundancia en el AA principal debido a emigración de individuos al nuevo módulo o redistribución de la abundancia, ya que los peces nadan libremente entre arrecifes separados hasta más de 500 m (Alevizon y Gorham, 1989; Cummings, 1994), y después, debido a las vacantes de espacio en el AA principal probablemente este volvió a alcanzar su abundancia original y el nuevo módulo posiblemente después de un tiempo le estuviera suministrando individuos, ya que en AAs de menor tamaño se ha observado mayor densidad de peces y mayor radio de atracción relativo a arrecifes grandes, además se observó por medio de

marcación, que en un AA donde no se pescaba suministraba individuos a otro arrecife con alta presión de pesca ubicado a 650 m de este (Solonsky, 1985; Ambrose y Swarbrick, 1989; Bohnsack *et al.*, 1994; Pickering y Whitmarsh, 1997), manteniendo de esta forma la abundancia de las especies que tuvieron alta presión de pesca en la estructura principal. Otro factor que probablemente influyó las diferentes abundancias en los dos AAs fue la mayor afluencia de piscívoros en el AA de T, lo que está relacionado con el número de individuos presentes, ya que la predación es uno de los factores que tiene alta influencia en la tasa de mortalidad de las especies y se corroboró que efectivamente en lugares con mayor cantidad de predadores la abundancia de individuos era menor, por tanto las diferencias en los dos AAs posiblemente tuvieron relación con este factor, aunque este evento predatorio no se observó directamente en el estudio (Hixon, 1991; Eklund, 1997; Doherty, 2002).

Los AAs presentaron algunas relaciones en cuanto a composición y abundancias con respecto a los AAs de otros lugares del Caribe y arrecifes instalados en la franja tropical en el Indopacífico en los que se encontraron algunos géneros y especies similares. A pesar que las comparaciones de abundancias son difíciles de hacer teniendo en cuenta la metodología utilizada (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991; Sale, 1997) se utilizó la riqueza de especies para estos fines. La figura 21 muestra la relación que existe entre el volumen de los arrecifes y su tiempo aproximado de vida, con respecto a los valores de riqueza. En general los valores de riqueza encontrados en los demás estudios del caribe (Botero *et al.*, 1979, 1981; Beets, 1989; Muñoz y Obregón, 1994; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001) fueron menores a los reportados en esta investigación, principalmente por el menor volumen, complejidad estructural, profundidad y distancia de la costa de estas estructuras (Helvey y Smith, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991). Algunos AAs con mayor volumen y tiempo de disposición en el caribe y pacífico occidental (Campos y Gamboa, 1989; Haughton y Aiken, 1989) presentaron bajos valores de riqueza debido a la reducida altura de estas estructuras, ya que la altura de los AAs en este estudio, sumado a la influencia de la boya y la cadena que los conectaban a la superficie (función similar a los DAP's), ejercieron mayor atracción al ser un punto de referencia visual para las especies procedentes de distancias

lejanas y peces bénticos que estaban mejor habilitados para visualizar indirectamente los AAs debido al incremento en el perfil vertical, lo que les permitió encontrar un punto de referencia o un lugar de refugio mas rápido (Beets, 1989; Stephan y Lindquist, 1989; Kellison y Sedberry, 1998). Así mismo, los sonidos emitidos por la cadena al golpearse con la estructura también causaban



**Figura 21.** Relación entre volumen (m<sup>3</sup>) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de riqueza, en diferentes localidades del mundo dentro de la franja tropical. (DGM): Dispositivos agregadores de peces golfo de Morrosquillo, (Au): AA en Australia, (IV): AA y DAP's en las Islas Vírgenes, (C): AA en Cartagena, (T): AA en Taiwan, (IR): AA en Islas del Rosario, (GMTe): AA en golfo de Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMCC): AA de llantas en

golfo de Morrosquillo, ciénaga Caimanera, (GMT): AA de llantas en golfo de Morrosquillo, Tolú, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de piedra, presente estudio, (CR): AA en Costa Rica, (FS): AA al sur de Florida, (J): AA en Jamaica.

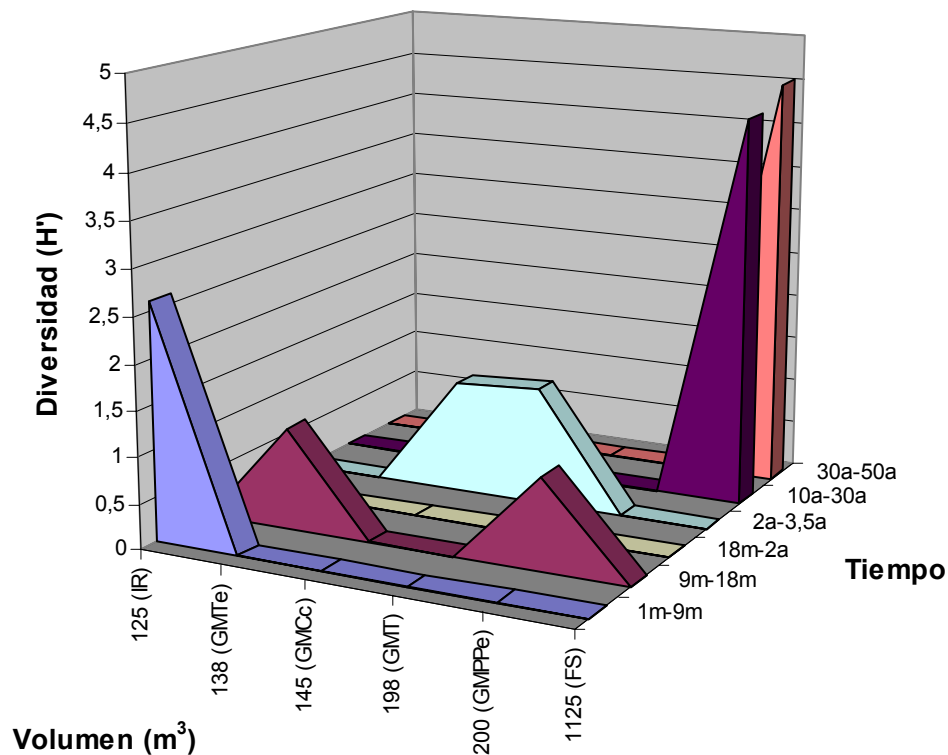
atracción de peces, además se ha observado mayor tasa de reclutamiento en instalaciones verticales en comparación con las horizontales debido a que en las partes altas de los arrecifes hay mayor flujo de plancton y movimiento de agua (Nakamura, 1985; Kellison y Sedberry, 1998; Rilov y Benahayu, 2002).

Los valores de riqueza en los AAs localizados en Australia (Russell, 1974) y Taiwan (Chang, 1985) con similar tiempo de vida ([Figura 21](#)), mostraron amplias diferencias con respecto a los del estudio a pesar de su menor volumen, debido a que la abundancia y diversidad de especies presenta una gran diferencia entre los ecosistemas arrecifales del Pacífico oriental y la región Atlántica (Sale, 1996. Goldman y Talbot, 1976), además el elevado valor de riqueza que presentó el AA de Taiwan se debe a que corresponde a seis (6) estructuras de 12m<sup>3</sup> ubicadas en diferentes localidades de la isla.

En comparación con dos barcos hundidos en el sur de la Florida (Jones y Thompson, 1978) la riqueza fue menor en esta investigación debido al mayor volumen y tiempo de disposición de los barcos, además de su mayor complejidad y su relativa cercanía a arrecifes naturales (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack *et al.*, 1991; Bohnsack *et al.*, 1994; Pickering y Whitmarsh, 1997). En general fue posible observar que los AAs en este estudio presentaron una riqueza alta, relativa a otros estudios en aguas del Caribe.

El análisis de varianza mostró que los valores del índice de diversidad y uniformidad no presentaron diferencias entre los AAs y durante el tiempo de estudio, a pesar de su marcado descenso hacia la última temporada. Además, el efecto de interacción entre AA y días del estudio en las variables abundancia y riqueza, aparentemente no afectó la estructura de dominancia en los AAs. Esto sugirió que la dinámica en los procesos de reclutamiento, asentamiento y mortalidad

mantuvieron patrones similares entre AAs y durante el estudio, además de no ser evidente la influencia de las condiciones climáticas sobre el valor de los índices, es decir, una estructura de la comunidad relativamente estable pero dinámica, debido a la homogeneidad en las condiciones climáticas y oceanográficas del sector, además de las características similares de los AAs (Bohnsack *et al.*, 1991; Tupper y Hunte, 1998; CIOH, 2001). La diversidad y uniformidad mostraron valores relativamente bajos y una tendencia disminuir, a causa de que las especies más abundantes ocuparon entre el 89,3% y 95,8% de la abundancia relativa total, ya que cuando las especies presentan una distribución equivalente de las abundancias, estos índices aumentan su valor. Esto evidenció una gran dominancia de los residentes a pesar de que solo representaron el 20% de todas las especies vistas en los censos visuales (Ludwig y Reynolds, 1988; Valiela, 1995).



**Figura 22.** Relación entre volumen ( $m^3$ ) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de diversidad en diferentes arrecifes en el Caribe. (IR): AA Islas del Rosario, (GMTe): AA en golfo de Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMCC): AA golfo de Morrosquillo, ciénaga Caimanera, (GMT): AA golfo de Morrosquillo, Tolú, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de Piedra, presente estudio, (FS): AA al sur de Florida.

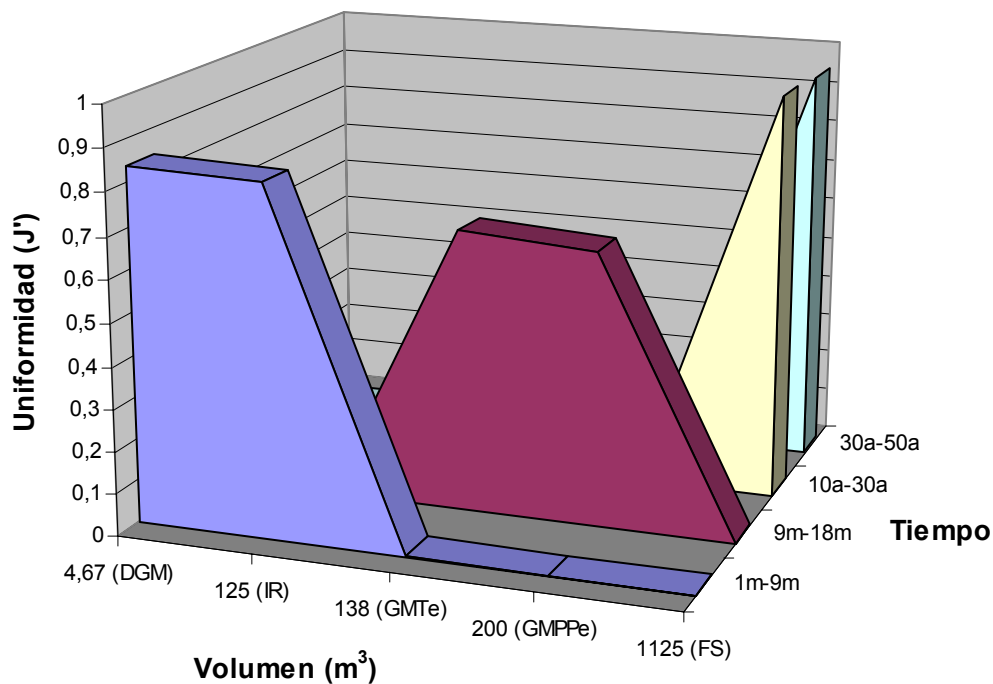
En la [figura 22](#) y [23](#) se observó que la diversidad y uniformidad en esta investigación tuvieron menores promedios que en otros estudios debido a la dominancia de las especies residentes en cuanto a su abundancia, lo que fue consistente a las predicciones hechas acerca de su mayor permanencia en AAs de volúmenes relativamente altos (Pickering y Whitmarsh, 1997), y a la afluencia de cardúmenes de *Anchoa* sp. y *Ophistonema oglinum* principalmente. Estas especies dominantes dificultaron la exitosa colonización y reclutamiento de otras especies disponibles en el ambiente debido a la competencia y predación que probablemente ejercieron sobre ellas, con un impacto significativo en la estructura de la asociación íctica (Bohnsack *et al.*, 1991; Valiela, 1995). También presentaron diferentes tipos de asociación a la estructura de acuerdo a sus requerimientos específicos, y así disminuyeron el hábitat disponible para otras especies con las mismas necesidades.

La mayoría de los AAs en comparación se encontraron próximos a parches y arrecifes coralinos lo que incrementó la oferta de colonizadores y atracción de diferentes especies a las estructuras (Alevizon *et al.*, 1985; Bombace *et al.*, 1994; Muñoz y Obregón, 1994; Pratt, 1994; Herazo y Torres, 1998). Además, en el caso de los DAP's, las asociaciones generalmente tienen la tendencia a ser pelágicas y muy efímeras debido a que estos no proporcionan directamente alimento y limitan la persistencia de las especies (Bohnsack *et al.*, 1991; Gámez y Sáenz, 2001).

La mayor diferencia en diversidad y uniformidad se presentó con los barcos hundidos de la Florida dadas las diferencias en tamaño y tiempo de disposición de estos, ya que la complejidad y heterogeneidad del hábitat al aumentar con el tiempo, proporciona mayor cantidad de nichos y

microhábitats disponibles para diferentes especies (Stephan y Lindquist, 1989; Pickering y Whitmarsh, 1997).

El porcentaje de especies residentes fue reducido en comparación con otros AAs en donde se encontraron por encima del 60% (Bayle-Sempere *et al.* 1994; Bohnsack *et al.* 1994; Muñoz y Obregón, 1994; Herazo y Torres, 1998). La similar composición de residentes en los dos AAs fue indicio de que presentaban numerosos individuos en el ambiente y que estaban limitados por la disponibilidad de hábitats dadas las características del golfo, debido a que algunas se observaron



**Figura 23.** Relación entre volumen (m<sup>3</sup>) del arrecife, tiempo de vida de los arrecifes en meses (m) y años (a) y valores de uniformidad (J') en diferentes arrecifes en el Caribe. (DGM): Dispositivos agregadores, golfo de Morrosquillo, (IR): AA Islas del Rosario, Tolú, (GMTe): AA en golfo de

Morrosquillo, Tolú, presente estudio, (GMPPe): AA en golfo de Morrosquillo, Punta de piedra, presente estudio, (FS): AA al sur de Florida.

en grandes abundancias en otros estudios de la zona (Gámez y Sáenz, 2001; Herazo y Torres, 1998; Bohnsack, 1989). Sin embargo, los AAs a pesar de su volumen y complejidad estructural, no presentaron una heterogeneidad de microhábitats más diversa o una disponibilidad adecuada de sitios de refugio, lo que pudo incrementar la competencia y predación conducida por los residentes e impedir el asentamiento y persistencia de más especies (Bohnsack *et al.*, 1991; Pratt, 1994). Las especies residentes tuvieron una distribución diferente en las estructuras, desde las bénticas con directa asociación a la estructura, las bénticas con menor dependencia al sustrato o nectobénticas y las pelágicas o de media agua, que indicaba una amplia utilización del espacio y que posiblemente los AAs incrementaron la población de algunas especies dependiendo de sus requerimientos y las características de complejidad en la estructura (Alevizon y Gorham, 1989). Sin embargo, es importante saber que en los diferentes trabajos las estimaciones de residencia fueron subjetivas debido a la interpretación del comportamiento de las especies y los parámetros utilizados por los investigadores para determinarla, ya que en la mayoría de los estudios estos parámetros eran muy flexibles y dejaban de lado factores como la incidencia de los estados de vida de las especies y su evolución en las estructuras, dando un amplio rango a estas estimaciones de residencia.

En contraste con las especies residentes y diferente a otras investigaciones, el porcentaje de visitantes con respecto al número total de especies en el estudio fue considerablemente alto entre 59% y 65%, mientras que en otras investigaciones se encontró menor al 30% (Herazo y Torres, 1998; Bayle-Sempere *et al.*, 1994; Bohnsack *et al.*, 1994; Muñoz y Obregón, 1994). Las visitantes mostraron alta variación durante el estudio, aunque entre estas se encontraron muchas especies de importancia comercial con características sedentarias y de alta fidelidad al arrecife (Bohnsack, 1989) como representantes de las familias Lutjanidae y Serranidae entre otras, que no tuvieron ese comportamiento en este estudio, porque aparentemente no presentaron alta dependencia a la

estructura, debido a la falta de características estructurales óptimas en los AAs para su establecimiento permanente, ya que el diseño de las cavidades en el arrecife y el diseño completo depende de las especies de interés en los estudios y sus atributos biológicos particulares, además, los peces prefieren objetos o estructuras con muchas aberturas y un fluido libre de agua (Beets y Hixon, 1994; Pickering y Whitmarsh, 1997). Este patrón no se observó en los AAs pues la mayoría de tubos no presentaban abertura en los dos extremos, ni en las partes laterales o se encontraban obstruidos (obs. pers.). Por tanto, es posible que las especies visitantes de carácter predatorio fueran oportunistas y se acercaran a las estructuras principalmente por la oferta de alimento más que por refugio, ya que la abundancia de predadores está correlacionada con la disponibilidad de presas y los predadores suelen dejar un arrecife cuando la energía producida por las fuentes de alimento es reducida a cierto nivel, lo que estuvo relacionado a la variable permanencia de la mayoría de estas especies en los AAs. Así mismo, la predación y competencia por espacio probablemente tuvo un efecto negativo sobre otra fracción de los peces que utilizaban los arrecifes que no tuvieron alta permanencia (Bohnsack, 1989; Bohnsack *et al.*, 1994; Eklund, 1997; Doherty, 2002).

El porcentaje de la categoría transitoria fue similar a otros estudios, sin embargo, las diferencias encontradas en los dos AAs tuvieron relación con la presencia de otras estructuras artificiales cerca de los AAs y principalmente a la influencia de las corrientes en el golfo, que afectaban a los dos AAs de diferentes formas debido a su ubicación, ya que el AA de T se encontraba más influenciado por la corriente que proviene del archipiélago de San Bernardo y que recorre toda la costa norte del golfo hasta confluir en el centro con la corriente que proviene del sur, mientras que PP recibió mayor influencia de la corriente que entra por el sur del golfo. Aunque las corrientes provenían del mismo archipiélago, las diferencias en su recorrido probablemente ofrecieron diferentes especies, además, los transitorios no son comunes y abundantes en el golfo (Herazo y Torres, 1998; CIOH, 2001; Gámez y Sáenz, 2001).

Las proporciones obtenidas de los niveles tróficos para las especies encontradas en los AAs siguieron el patrón observado en estructuras artificiales y en arrecifes naturales, en donde generalmente los planctívoros e invertívoros presentaban las mayores abundancias (Bohnsack *et al.*, 1994; Polunin, 1996; Mejía y Garzón-Ferreira, 2000), con relación al perfil vertical de los AAs y a su influencia en la creación de una región de estela con remolinos, turbulencia, corriente ascendente y sedimentos/nutrientes que pueden beneficiar a muchas especies pelágicas y planctívoras en el lado protegido del arrecife (Sheng, 2000). También a la disponibilidad de alimento en la columna de agua en los sectores cercanos a los AAs, a la presencia de diferentes invertebrados móviles y a la elevada cobertura de organismos sésiles en las estructuras (Johnson *et al.*, 1994; Bortone *et al.*, 2000; Rilov y Benahayu, 2002). La proporción de herbívoros fue baja a pesar que la cobertura de algas sobre las estructuras fue relativamente alta, aunque no diversa (obs. pers.). La presencia de piscívoros fue alta en cuanto al número de especies observadas en los censos, aunque su contribución en abundancia fue reducida debido principalmente a las fuentes de alimento, pues estas especies se agregan y permanecen en lugares con alta remuneración de energía (Ferreira *et al.*, 2001; Doherty, 2002). El 50% de las especies capturadas que no se observaron en los censos visuales eran piscívoras, evidencia de la capacidad del arrecife para proporcionar fuente de alimento a niveles tróficos superiores, aunque, posiblemente no se alimentaban directamente de los individuos con mayor asociación a las estructuras, sino a las presas que se distribuían en la zona de alimentación o halos de concentración alrededor de los arrecifes (Pattengill *et al.*, 1997; Bortone *et al.*, 2000).

En diferentes estudios de arrecifes artificiales del trópico se observó que la mayoría de especies se presentaban en estados juveniles e intermedios (Beets, 1989; Gorham y Alevizon, 1989; Hixon y Beets, 1989; Cummings, 1994) en concordancia con los AAs en estudio donde el mayor porcentaje de abundancia fue para intermedios y juveniles. De igual forma otros estudios reportaron la presencia de adultos (Bohnsack *et al.*, 1994; Muñoz y Obregón, 1994; Alevizon *et al.*, 1985). En el transcurso del tiempo la mayoría de especies observadas correspondieron a estados juveniles e intermedios, sin embargo, en la última época del estudio se observó un aumento considerable en la

abundancia de adultos e intermedios y un aparente descenso en la abundancia de juveniles especialmente en T. La altura de los AAs, sumado al efecto de la cadena y boya, posiblemente influenciaron la mayor abundancia de intermedios y juveniles generalmente planctívoros que probablemente tienen preferencia de asentarse o ubicarse en las porciones altas de los AAs porque encuentran un alto movimiento de agua y flujo de plancton, además algunas de estas especies luego se desarrollaron hasta adultos como es reportado en otras investigaciones y probablemente ocurrió en este estudio (Kellison y Sedberry, 1998; Gámez y Sáenz, 2001; Rilov y Benahayu, 2002). Debido a que el golfo está influenciado por el agua proveniente del río Sinú, de los diferentes arroyos y ecosistemas de manglar a lo largo de la costa, las bocas de las ciénagas y las descargas provenientes de los asentamientos humanos, es probable que la constante afluencia de individuos juveniles en este estudio tuviera relación con la presencia de plumas superficiales provenientes de este tipo de descargas, ya que se han observado altas densidades de peces en las plumas, principalmente por la concentración de nutrientes, la abundancia de presas y por la presencia de objetos flotantes que atraen a individuos juveniles por refugio, además los lugares con mayor concentración de nutrientes se encuentran en la zona donde se ubicaron los AAs enfrente de Tolú y Coveñas (Borrero y Ramírez, 1992; ECOPETROL, 1993; Gray, 1996).

En general, los valores más elevados de abundancia corresponden al estado intermedio o preadulto, representado principalmente por los forrajeros planctívoros que tuvieron la tendencia a agruparse en cardúmenes y permanecer en derredor de las estructuras. Estas especies generalmente se observaron en arrecifes artificiales de forma estacional o se acercaron por algún proceso migratorio o por oferta de alimento, este fenómeno se reportó en diferentes estudios en aguas de altas latitudes y para AAs con similar estructura, en su mayoría con alto perfil vertical (Stephan y Lindquist, 1989; Bayle-Sempere *et al.*, 1994; Bohnsack *et al.*, 1994) y también se observó en las aguas costeras del golfo de Morrosquillo (Gámez y Sáenz, 2001). Estas especies son pelágicas, buenas nadadoras, gregarias, filtradoras de plancton y los mayores forrajeros de la cadena trófica, ecológicamente son importantes porque atraen numerosas especies pelágicas de importancia comercial debido a que estas son su principal alimento; su presencia está relacionada

con alta productividad primaria en el área aprovechando estas condiciones para alimentarse, son predadores de huevos de peces y larvas o compiten por fuentes de alimento planctónicas, por su abundancia constituyen uno de los eslabones básicos de la trama trófica del ambiente pelágico porque son el medio más común de canalizar la fuente de energía flotante en la columna de agua entre la comunidad arrecifal, lo que tiene un creciente impacto sobre la asociación de peces en el AA, además son utilizadas como carnada por pescadores de la zona (Cervigón, 1991; Ebeling y Hixon, 1991; Cervigón *et al.*, 1992; Bohnsack *et al.*, 1994; Herazo y Torres, 1998).

En diferentes estudios la gran afluencia de especies en la columna de agua se relacionó a AAs de alto perfil vertical como se mencionó anteriormente, sin embargo en un estudio se encontró que algunas especies de las familias Pomacentridae, Haemulidae y Carangidae no respondían a diferentes tipos de hábitats (alto y bajo perfil vertical) y que esto no era un requerimiento ecológico esencial para acomodar estas especies (Helvey y Smith, 1985). En los resultados obtenidos en este estudio, comparados con otros estudios del sector, es probable la influencia del perfil vertical en atraer estas especies; aunque este diseño no influyó su riqueza, si tuvo relación con la abundancia, ya que esta variable presentó proporcionalmente menores valores en los AAs de llantas que tenían menor perfil vertical que los DAP's instalados a una profundidad similar y a los AAs de este estudio, además se observó que los peces béticos tuvieron mayor abundancia en los AAs de llantas, que el resto de especies, en concordancia a lo reportado para AAs de bajo perfil vertical (Haughton y Aiken, 1989; Campos y Gamboa, 1989; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001).

Los adultos presentaron la proporción de estados más baja en el arrecife, vistas en tamaños grandes y por tanto con un importante valor económico. Su menor abundancia está relacionada a factores como el tipo de hábitat, especialmente el tamaño de los refugios, ya que los peces grandes están limitados por la cantidad de huecos con tamaño similar a su cuerpo. Además, los individuos grandes tienen la preponderante inclinación a ir de arrecife en arrecife y recorrer amplias distancias, reflejo de que ocupan un extenso rango de residencias relacionado al descenso en la

disponibilidad de alimento con incremento en el tamaño del cuerpo (Hixon y Beets, 1989; Bohnsack *et al.*, 1994). Debido a que el incremento en piscívoros de grandes tallas está relacionado con la pérdida de juveniles y/o peces pequeños, sugirió que la gran afluencia de individuos juveniles e intermedios en este estudio estuvo relacionada a la poca incidencia de especies adultas, (Hixon y Beets, 1989; Ebeling y Hixon, 1991; Eklund, 1997).

La relación entre las categorías de residencia, los estados de vida y algunas especies y familias mostró que la mayoría de especies residentes presentaron los tres estados de vida, a excepción de *Gerres cinereus*, *Scartella cristata* y *Caranx crysos*. Los juveniles de esta especie tuvieron un comportamiento de nado en la columna de agua consistente con lo reportado en dispositivos agregadores para la misma especie y algunas de ese género (Beets, 1989; Gámez y Sáenz, 2001). Los individuos adultos de *Caranx crysos* fueron escasos y ocasionales, como lo reportado para diferentes especies de carángidos, ya que una vez los individuos alcanzan mayores rangos de tallas tienden a migrar a aguas más oceánicas y profundas, además la mayor abundancia de juveniles estuvo relacionada a su reclutamiento y agrupación en aguas costeras, y porque se asocian a objetos flotantes como la boya, para evitar la luz y como un importante mecanismo antipredatorio (Masuda y Tsukamoto, 1999). *Haemulon aurolineatum*, *Abudefduf saxatilis* y *Chaetodipterus faber* se observaron en los tres estados con mayoría de juveniles similar a lo observado en diferentes estudios en donde fueron colonizadores y en grandes abundancias, especialmente asociados a AAs de alto perfil vertical, como los de este estudio y es probable que se hallan desarrollado en las estructuras ya que se ha observado que cambian sus rangos de tallas en otros AAs, como también sucedió con *Scarus croicensis* y *Serranus flaviventris* pero en menor proporción (Stone *et al.*, 1979; Campos y Gamboa, 1989; Stephan y Lindquist, 1989; Bohnsack *et al.*, 1994; Cummings, 1994; Kellison y Sedberry, 1998; Gámez y Sáenz, 2001). Además, es posible que *Abudefduf saxatilis* se halla reproducido en la estructura ya que se encontró un grupo de varios juveniles luego de observar en algunas ocasiones al macho de color azul cuidando los huevos que estaban adheridos a algunos tubos de la estructura (obs. pers.), como ha sido

reportado en algunos estudios de altas latitudes para otra especie donde se observó un evento de reproducción (Laufle y Pauley, 1985),

*Chloroscombrus chrysurus* se observó como juvenil únicamente al principio del estudio, durante el resto de tiempo estuvo en formas intermedias y adultas, como también sucedió con *Ophistonema oglinum*. Este comportamiento fue observado en otras estructuras del sector y del mundo, debido a que la mayoría de estas especies pelágicas planctívoras están asociadas a estructuras con alto perfil vertical, además la poca afluencia de juveniles de estas especies pudo relacionarse a que algunos se reclutan en ecosistemas adyacentes o que recibían alta predación por parte de los piscívoros (Doherty, 2002; Rilov y Benahayu, 2002; Gámez y Sáenz, 2001; Roberts, 1996; Bohnsack *et al.*, 1994).

La presencia de los tres estados de vida en casi todas las especies residentes y la incidencia de ejemplares adultos que generalmente tenían las mismas tallas, sugirió que estas especies se asentaron o llegaron como reclutas en época similar o al mismo tiempo y crecieron más allá de las primeras fases como observó Brock y Kam (1994).

En general, los visitantes presentaron a sus especies en estados intermedios y adultos, entre estos se encontraron diferentes piscívoros de importancia comercial de la familia Lutjanidae, Scombridae, Serranidae y Sphyraenidae. Las especies de la familia Lutjanidae se han observado en formas adultas en AAs, similar a este estudio pero como especies residentes (Alevizon *et al.*, 1985; Alevizon y Gorham, 1989). En estudios de AAs de alto perfil se observó la presencia de scómbridos pero en estados juveniles únicamente, lo que contrastó con los de estos AAs que generalmente eran especies en estados intermedios y adultos (Rilov y Benahayu, 2002). Otras especies que se encontraron en estados intermedios y adultos generalmente visitantes, fueron características de arrecifes coralinos como algunos representantes de la familia Chaetodontidae, Pomacanthidae, Haemulidae, Scaridae y Labridae. Diferentes autores afirman que la presencia de diferentes peces bénticos está relacionada al incremento del perfil vertical debido a la presencia de

la comunidad pelágica que indirectamente afecta la comunidad béntica por incremento de su productividad y flujo de energía en forma de material orgánico que cae al AA, aumenta el suministro de nutrientes y desarrolla la fauna béntica que así mismo puede mantener diferentes peces que se alimentan del bentos (Haughton y Aiken, 1989; Ebeling y Hixon, 1991; Herazo y Torres, 1998; Kellison y Sedberry, 1998).

Otras especies con menores abundancias fueron observadas en estados juveniles todas visitantes, algunas de ellas de tipo C como *Caranx ruber*, *Elagatis bipinnulata* y *Kipphosus incisor*, principalmente asociados a la cadena y la boya del arrecife, aunque algunas de tipo A y B como *Lutjanus synagris*, *Hypoplectrus puella* y *Halichoeres bivittatus* entre otras. Además, su incidencia estacional pudo relacionarse a movimientos migratorios (Stephan y Lindquist, 1989; Gámez y Sáenz, 2001).

La mayoría de adultos fueron residentes, aunque también se encontraron algunas visitantes y transitorias de hábitos crípticos como *Epinephelus itajara* y *Lutjanus cyanopterus* y otras pelágicas como *Sphyraena barracuda* pero con poca permanencia, principalmente porque los AAs no presentaban refugios de gran tamaño y la remuneración energética no llenaba las necesidades de los individuos (Pickering y Whitmarsh, 1997; Jones y McCormick, 2002).

El dendrograma de la figura 14 mostró dos asociaciones principales conformadas por diferentes semanas del estudio en los dos AAs. Las diferencias en cuanto a abundancia relativa, riqueza de especies, diversidad y composición en los meses de agosto del 2001 y 2002 causaron esta segregación, pero no fue una fuerte evidencia para sugerir que los AAs en el lapso de un año incrementaron su capacidad de carga por un aumento en las variables abundancia y riqueza, debido a que las asociaciones que se formaron fueron variables y mostraron relaciones entre los dos AAs y diferentes épocas. Este comportamiento fue congruente con otras investigaciones donde se observó que la estructura de la asociación íctica después de la colonización tiende a volverse más similar con el tiempo, especialmente en AAs de mayor tamaño, ya que entre más especies de un grupo o *pool* dado de especies atraigan los AAs, mayor será la similaridad entre

asociaciones, además la analogía en el diseño y localización de las estructuras tuvo influencia en la similitud entre AAs (Helvey y Smith, 1985; Stephan y Lindquist, 1989; Tupper y Hunte, 1998). La afinidad en las características y localización de los AAs, la falta de correlaciones entre los factores abióticos y las variables biológicas, y la similitud de los índices ecológicos entre AAs y épocas, dio indicios para suponer que la estructura de la asociación íctica estaba regulada en mayor proporción por procesos biológicos que por las condiciones ambientales, aunque no todas fueron medidas (Bohnsack, *et al.*, 1991; Sale, 1996). Las analogías en la composición de residentes y en general de la asociación íctica, a pesar de las diferencias estadísticas en la abundancia y riqueza de especies, condujo a pensar que la similitud de las asociaciones fue el resultado de un estado adelantado de sucesión en el que se alcanzó un aparente equilibrio dinámico en la salida y entrada de especies en donde probablemente las interacciones biológicas regulaban la estructura y composición de la asociación íctica, lo que corroboró en parte que los sistemas arrecifales son abiertos y no equilibrados, o con un equilibrio dinámico de la asociación (MacArthur y Wilson, 1967, En: Bohnsack *et al.*, 1991; Goldman y Talbot, 1976; Sale, 1991, 1996; Pratt, 1994; Tupper y Hunte, 1998).

La temperatura registrada en los arrecifes siguió el régimen climático de la zona en sus diferentes épocas. Aunque el AA de T se encontró más cerca de la costa, no se presentaron diferencias notables de temperatura entre los dos, a pesar que la principal característica de la temperatura superficial del mar en el golfo es aumentar en dirección a la costa, además las aguas más cálidas se encuentran en la zona noreste, entre Tolú y Punta San Bernardo. En general el golfo es dominado por una isoterma de valor medio de superficie de 28,5°C en época seca y 29,6°C en época húmeda, con una gran uniformidad determinada por las pocas profundidades y dimensiones del área (CIOH, 2001), esto justificó la falta de correlación de este factor con los valores de abundancia y riqueza en los dos AAs, ya que el ambiente físico a pequeña escala en la vecindad inmediata del arrecife es influenciado por el clima local, procesos físicos de gran escala, y la interacción de la estructura con el agua adyacente y la columna de sedimentos (Sheng, 2000). Sin embargo, no siguió el patrón de los DAP's del golfo en donde se encontró leve correlación de

estas variables con la temperatura posiblemente por su cercanía a la costa y de algunos arrecifes en la Florida, en que se observó una marcada estacionalidad por la mayor latitud en donde el aumento en temperatura coincidió con el incremento en abundancias (Sanders *et al.*, 1985; Gámez y Sáenz, 2001).

La salinidad igualmente siguió la dinámica de la zona de forma inversa a la temperatura, sin una marcada variación en el estudio y una leve diferencia entre los dos AAs, debido posiblemente a la influencia del régimen climático que sectoriza al golfo en dos áreas con una interfase a la altura de Tolu con mayor salinidad al norte y menor al sur (Molina *et al.* 1994, CIOH, 2001). A pesar que la diferencia de salinidades en los dos AAs no fue muy marcada, esta correlacionó positivamente con la abundancia y riqueza en el AA de T posiblemente porque la zona donde se ubicó es de convergencia de aguas de los dos sectores del golfo y presenta salinidades variables (CIOH, 2001), sin embargo, la correlación fue tenue y de significancia baja, similar a los DAP's (Gámez y Sáenz, 2001), sin definir claramente los cambios en abundancia y riqueza debido a este factor. Además, las mayores diferencias en cuanto a asociaciones de peces a causa de este factor se observaron en ambientes con altos cambios de salinidad como estuarios y aguas templadas (Bortone *et al.*, 2000), en contraste con el ambiente del golfo de Morrosquillo, donde este factor se mantiene relativamente estable.

La visibilidad correlacionó levemente de forma positiva con la abundancia en PP, donde en promedio fue mayor que en Tolu, a pesar que la turbidez en la mayor parte del golfo se presenta en los primeros metros y se hace mas débil con la profundidad y distancia de la costa (Molina *et al.*, 1994). El AA de T no presentó correlación con la visibilidad porque superficialmente la mayor concentración de sólidos en suspensión se presenta en la zona media del golfo en cercanías de Tolu, conformando una pluma de dirección este-oeste (CIOH, 2001), haciéndola mas constante durante el año. La correlación con la visibilidad en PP aunque significativa fue débil y mostró valores muy variables, pues a mayor visibilidad se observaron altas y bajas abundancias, igualmente cuando la visibilidad fue mínima, algunas veces se pudo observar altas abundancias.

En consecuencia, este tipo de medida posiblemente no es la adecuada para estudios visuales debido a su variación y en este caso la visibilidad horizontal puede ser mas útil (Bortone *et al.*, 2000), por tanto esta variable no era un factor determinante que explicara las diferencias en abundancias entre los arrecifes y los cambios en el tiempo, consistente con estudios donde no se encontraron sesgos en la estimación de abundancia y riqueza por la reducida visibilidad (Stephan y Lindquist, 1989; Bohnsack y Bannerot, 1986) y en contraste a lo reportado en otros estudios en donde la visibilidad presentó una relación positiva con la abundancia aunque no con la riqueza de especies y se observó mayor número de peces pelágicos en AAs de alto perfil en días con agua clara que con agua turbia (Gámez y Sáenz, 2001; Sanders *et al.*, 1985). Sin embargo en este estudio se observó que cuando el agua era clara se reducía el número y cantidad de especies pelágicas, especialmente *Anchoa sp.*, *Ophistonema oglinum* (planctívoros), *Scomberomorus brasiliensis* y *Sphyræna guachancho* (predadores), lo que parece estar relacionado a la disponibilidad de alimento (plancton y peces) que atraen a diferentes especies (Ebeling y Hixon, 1991).

Las correlaciones con la hora de censos no coincidieron con lo reportado por Sanders *et al.*, (1985), en donde no se observó ningún tipo de relación, aunque algunos autores creen que la variación diurna fue debida al comportamiento que hace a los peces más o menos visibles a ciertas horas del día, moviéndose dentro o fuera del arrecife por diferentes razones como conservar energía reduciendo el nado, evitar predación o para alimentarse (Jones, 1991; Harmelin-Vivien, 2002; Jones y McCormick, 2002).

Las correlaciones de los días de vida de los AAs con la abundancia, riqueza, diversidad y uniformidad presentan concordancia con los modelos de colonización y sucesión establecidos en la ecología. Una vez un hábitat es dispuesto en algún lugar, se encuentra sujeto a la colonización por los organismos que estén disponibles a hacerlo, en un proceso de saturación y acumulación, hasta que la tasa de colonización decrece y mantiene un equilibrio aproximado con la tasa de extinción (Valiela, 1995; Pickering y Whitmarsh, 1997). La sucesión presenta una tendencia al aumento en la

abundancia y número de especies en relación al incremento de la complejidad estructural del hábitat, por tanto la correlación positiva de los días del AA con estas variables (Russell *et al.*, 1974; Bohnsack *et al.*, 1991; Pratt, 1994). La estabilidad de los índices ecológicos durante el estudio y la correlación negativa con el tiempo de disposición del AA es el resultado de un estado avanzado de sucesión en la asociación de peces y en las estructuras para un ambiente con disturbios infrecuentes, en donde el posible incremento de las interacciones biológicas fue lo suficiente para que las especies dominantes aumentaran en número y desplazaran, excluyeran o redujeran las abundancias de las demás (Connell, 1978; Bohnsack *et al.*, 1991; Valiela, 1995) lo que explicó la correlación negativa de la uniformidad con los días del arrecife, relacionado al aumento de la abundancia y una probable reducción en la diversidad.

**Censos pesqueros:** La composición de peces capturada en los dos arrecifes tuvo diferencias principalmente por el esfuerzo ejercido en cada uno. Sin embargo, tuvieron en común las mismas especies con alta frecuencia en las capturas, lo que estuvo relacionado a la abundancia de estas en el sector (Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000; Gámez y Sáenz, 2001). En comparación con otros trabajos pesqueros realizados en el golfo de Morrosquillo se observó que la mayoría de las especies capturadas en los AAs eran las mismas, aunque se registraron peces que no se habían registrado anteriormente en capturas como *Balistes capriscus*, *Elagatis bipinnulata*, *Eucinostomus melanopterus*, *Haemulon flavolineatum*, *Kipphosus incisor*, *Lutjanus cyanopterus*, *Abudefduf taurus*, *Mycteroperca venenosa* y *Sphyrna sp.* lo que implicó que los AAs permiten la llegada de nuevas especies a la zona por orientación, oferta de alimento y hábitat, principalmente, ya que tuvieron una frecuencia de ocurrencia máxima de 15% y algunas de las que se observaron en los censos visuales tuvieron también un carácter ocasional (Bohnsack, 1991; Ramírez *et al.*, 1994; Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000; Gámez y Sáenz, 2001).

Los valores de CPUE no mostraron el desempeño total de los arrecifes debido a que los datos obtenidos fueron únicamente de los pescadores que utilizaban línea de mano con carnada viva, ya que otra parte de la comunidad de pescadores usaban carnada muerta, otros pescaban en horas

de la noche, además de existir pesca de arrastre ilegal en los AAs que pudo afectar en gran magnitud los valores de las capturas, como lo ocurrido en otro estudio de la zona (Herazo y Torres, 1998). Debido a que la pesca se restringió a la utilización de cordel y carnada viva, y como el objetivo principal de las capturas estaba enfocado a las especies pelágicas y algunas demersales, los pescadores se ubicaban en la zona de alimentación en derredor del arrecife, por tanto era probable que los peces con mayor dependencia a las estructuras, benthicos y que no son comedores agresivos se encontraban subrepresentados en las capturas, lo que influyó los datos obtenidos de CPUE, posiblemente subvalorando la captura en los AAs, patrón apreciable en otros estudios del tema (Feigenbaum *et al.*, 1989; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001).

A pesar de las evidentes diferencias en cuanto al esfuerzo total ejercido en los arrecifes y al número de especies registradas, el análisis de varianza evidenció alta similitud en los valores de CPUE entre los arrecifes posiblemente debido a factores relacionados con: (1) las mismas características de ubicación e influencia de los factores ambientales, (2) la atracción de especies pelágicas que tuvo la estructura debido a su altura y a su relación con la oferta de presas, (3) la posición de los pescadores en la superficie en relación al AA, su enfoque hacia las especies pelágicas y al mismo tiempo promedio ejercido en cada faena durante la misma fracción del día y (4) porque la línea de mano selecciona principalmente especies predatoras, ya que estas reciben un alto impacto por las pesquerías debido a su valor económico y su importancia para la alimentación (Longhurst y Pauly, 1987; Russ, 1991; Dalzell, 1996), además, en otros estudios del sector y en otros lugares del mundo donde se hicieron comparaciones entre arrecifes de la misma localidad, se encontraron valores de CPUE similares a pesar de que algunos estuvieron sometidos a mayor presión de pesca (Solonsky, 1985; D'Cruz *et al.*, 1994; Herazo y Torres, 1998).

Aunque la pesca se enfocó en las especies pelágicas, migratorias y por tanto variables en la incidencia que tenían en las capturas, no se encontraron diferencias en la CPUE en los días del estudio. Sin embargo, la presencia de diferentes especies de estas características, su dinámica

en el tiempo y la pesca constante de otras especies mantuvo los niveles de CPUE estables durante la investigación (Ramírez *et al.*, 1994; Dalzell, 1996; SEA, 2000).

La mayoría de las especies capturadas en los AAs son características de la pesca en el golfo de Morrosquillo y en diferentes estudios siempre han recibido un mayor impacto por parte de la pesquería, evidencia de su abundancia en el área (Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000). Estas especies generalmente son pelágicas y superficiales, costeras, altamente móviles y migratorias, lo que les permitió recorrer grandes distancias, incrementando la probabilidad de ser pescadas, por tanto su alta capturabilidad, lo que explicó su similar incidencia en los dos AAs, además son de naturaleza predadora y agresiva, generalmente de tallas grandes y son los primeros peces atraídos a líneas de mano y trampas con carnadas vivas o muertas de otros peces, lo que los hace más vulnerables a la pesca (Longhurst y Pauly, 1987; Russ, 1991; FAO, 1994; Robichaud *et al.*, 2000). Sin embargo, las especies de la familia Lutjanidae, Haemulidae y Serranidae no mostraron altos valores de biomasa en los AAs debido posiblemente a que han estado sujetas a una fuerte presión de pesca a lo largo del tiempo por parte de la pesca industrial y artesanal del sector, disminuyendo progresivamente sus abundancias, además de estar más asociadas a la estructura (Ramírez *et al.*, 1994; Dalzell, 1996; Jennings y Lock, 1996).

En comparación con DAP's instalados en el sector, se observaron mayores valores de CPUE en los AAs debido posiblemente a diferencias en ubicación, tamaño, complejidad de la estructura y tipo de especies que atraía, ya que los DAP's se encontraban más cercanos a la costa, recibiendo mayor influencia de los ecosistemas de manglar, considerados áreas nodrizas para peces, lo que explicó la gran incidencia de individuos juveniles y su alta captura, en contraste con las características de los AAs (Roberts, 1996; Gámez y Sáenz, 2001). También se observó gran afluencia de pescadores novatos en los DAP's, lo que está relacionado a una disminución en la captura debido a que la inexperiencia hace gastar mayor tiempo a los pescadores en obtener a sus presas, además la alta intensidad de pesca y la presencia de peces juveniles en las faenas, explicaron las diferencias de CPUE entre los dos estudios (Buchanan *et al.*, 1974; Gámez y Sáenz,

2001). Sin embargo, se encontraron trece especies en común en las dos investigaciones y algunas especies similares con alta incidencia en la pesca como *Caranx crysos* y *Lutjanus synagris*. En los DAP's también se utilizó línea de mano y carnada viva para pescar.

Los valores de CPUE obtenidos en este estudio fueron más bajos que los encontrados en AAs de llantas ubicados en la misma zona y en donde se pescó con el mismo arte de pesca. Debido a que este estudio se realizó siete años después, es probable que se halla incrementado la presión de pesca en el golfo con una consecuente disminución en las capturas o un desplazamiento de estas, a especies con menor importancia y por eso los AAs de llantas tuvieron mayor valor de CPUE (Russ, 1991; Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000). Además, estos arrecifes estaban más cerca a la costa y el número de canoas encontradas en cada día de pesca en promedio fue mayor que las registradas en este estudio, lo que implicó un mayor esfuerzo y probablemente explicó las diferencias en el desempeño pesquero, como también se observó en AAs de Carolina del Sur donde se encontraron mayores capturas en arrecifes más costeros que en AAs alejados de la costa (Buchanan *et al.*, 1974; Herazo y Torres, 1998). A pesar de estas diferencias en CPUE, la composición de peces en este estudio fue mayor que para los arrecifes de llantas, debido a las mismas razones expuestas en los censos visuales de volumen, complejidad estructural y especialmente la distancia de la costa que permitió mayor afluencia de especies con hábitos oceánicos, sin embargo, las especies con mayor importancia económica en la zona fueron las más pescadas en los dos estudios (Bohnsack, 1989; Polovina, 1991; Herazo y Torres, 1998; Bortone *et al.*, 2000).

La CPUE obtenida en los AAs tuvo valores similares a los promedios obtenidos para la pesca con cordel en diferentes sectores del gofo de Morrosquillo que oscilaron entre 0,140 a 1,53 kg/hora, lo que indicó que los AAs son efectivos para la pesca disminuyendo el esfuerzo, debido a que en promedio las faenas duraban seis horas y en los otros estudios se reportó que los pescadores tenían faenas de siete y ocho horas (Ramírez *et al.*, 1994; SEA, 2000). En general la CPUE de los AAs se encontró entre el rango promedio reportado para la pesca con línea de mano en diferentes

hábitats arrecifales del Caribe, Océano Índico y el Pacífico oriental que es de 0,5 y 2 kg/hora, con un valor tope de 4,4 kg/hora, similar al máximo encontrado en este estudio. A pesar que el promedio de CPUE para los AAs fue de 0,42 kg/hora, se estimó que su CPUE fue relativamente alta teniendo en cuenta que fue mayor al rango inferior encontrado en el golfo, al menor esfuerzo ejercido en promedio y a que el volumen era la mitad de lo mínimo reportado para propuestas pesqueras por los japoneses (400m<sup>3</sup>), además estos arrecifes se encontraban en una zona donde se ha ejercido alta presión de pesca (Bohnsack y Sutherland, 1985; Ramírez *et al.*, 1994; Dalzell, 1996; SEA, 2000).

Similar a los censos visuales, en el dendrograma de las capturas se formaron algunos grupos que coincidieron por sus valores de CPUE y composición de especies. Los diferentes meses se asociaron de forma variable sin evidenciar una estacionalidad en la pesca, lo que en parte también corroboró el análisis de varianza al no encontrar diferencias en la captura entre arrecifes y en los diferentes días del estudio, sumado a la asociación entre los dos AAs en las diferentes fechas, implicó cierta uniformidad en la composición de las capturas debido principalmente a las razones anteriormente mencionadas acerca de las especies pelágicas (Robichaud *et al.*, 2000; Dalzell, 1996; Longhurst y Pauly, 1987). La aparente constancia y estabilidad que se observaron en las capturas fue reflejo de que el arrecife se estaba regulando cerca de su capacidad de carga donde el número de individuos tiene una uniforme y progresiva aproximación a esta capacidad y por eso las poblaciones varían alrededor de un valor promedio, en donde la constancia y dominancia de algunas especies muestra el estado de sucesión en el que se encuentran los AAs, lo que es el resultado de un balance entre el grado de disturbancia del ambiente y las ventajas de especialización de estas especies, además se encontraron resultados y comportamientos similares en las capturas de AAs de llantas en la misma zona lo que justificó en parte estos análisis (Bohnsack *et al.*, 1991; Pratt, 1994; Valiela, 1995; Herazo y Torres, 1998).

**Correspondencia entre los censos y las capturas:** De las 39 especies capturadas en total en los dos AAs solo se observaron 20 en los censos visuales ya que la mayoría de especies capturadas

se encontraban en la zona de enriquecimiento de los AAs, que generalmente alcanza un radio de hasta 200 metros para peces pelágicos y 100 metros para demersales, y es en donde los pescadores se ubicaban para capturar a sus presas, pues en esta zona se distribuyen peces asociados a los AAs que utilizan las fuentes alimenticias alrededor del arrecife y su incidencia depende del tamaño y productividad de esta zona de alimentación o “halos de alimentación” (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bortone *et al.*, 2000). Debido a que la distancia de la zona de enriquecimiento donde se distribuyeron estas especies fue muy amplia, los censos visuales no permitieron registrarlas, además en diferentes estudios de AAs se utilizó la pesca para conocer la estructura de los peces asociados a esta zona de enriquecimiento y que no se puede registrar por medio de los censos visuales, dando resultados complementarios de la estructura de la asociación íctica (Fabi y Fiorentini, 1994; Santos y Monteiro, 1997; Herazo y Torres, 1998; Gámez y Sáenz, 2001).

Las especies más consistentes en los censos visuales y las capturas fueron las mismas en los dos AAs, evidencia de la similitud en las asociaciones, a pesar que en T se encontraron once especies más que en PP fundamentalmente por la mayor presión ejercida en T como se explicó anteriormente. En consistencia con otros estudios del sector, estas especies presentaron alta frecuencia de ocurrencia y en la misma época, debido a su abundancia en el ambiente, además durante el tiempo han mantenido una dinámica similar en el sector (Ramírez *et al.*, 1994; Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000; Gámez y Sáenz, 2001), indicio de que a pesar de la fuerte presión de pesca, estas especies han mantenido sus poblaciones probablemente porque la mayoría presentan cortos lapsos de vida y alta tasa de crecimiento poblacional, gastando gran proporción de sus recursos y energía en actividades reproductoras, por tanto responden más rápido a la pesca (Jennings y Lock, 1996), como algunos clupeidos, carángidos, y engraulidos (Godwin y Johnson, 1986, En: Reyes, 1999; Thompson y Munro, 1986), y en menor medida algunos lutjánidos y scómbridos con alta tasa de reproducción (Collete y Naven, 1983; Thompson y Munro, 1986). En general, las tallas promedio de las especies capturadas en este estudio (Anexo E) estuvieron dentro de los rangos reportados en otras investigaciones del sector, aunque normalmente todas se

capturaban abajo de su talla media de madurez sexual, debido a que la presión de pesca tiene un efecto sobre la estructura de tallas porque esta afecta la edad a la que los peces entran en la pesquería asociado a un incremento en la mortalidad, además se ha observado que las tallas son significativamente menores en lugares más fuertemente explotados (Russ, 1991; Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000). Sin embargo, esto puede estar sesgado por factores como la inmigración, emigración, reclutamiento y las variaciones temporales y espaciales en la distribución de tallas específicas de los peces, lo que fue evidente para *Caranx crysos*, donde los individuos adultos generalmente se dirigen a aguas oceánicas y por tanto la gran incidencia de juveniles, aunque la concordancia en el promedio de tallas con respecto a los otros estudios, sugirió que tanto las especies consistentes en censos y capturas, como las que solo fueron pescadas, han mantenido su promedio de tallas constante en el tiempo y por tanto el recurso se ha mantenido en cierto nivel sostenible (Russ, 1991; Ramírez *et al.*, 1994; Jennings y Lock, 1996; SEA, 2000).

#### **4.2 FUNCIÓN DEL ARRECIFE Y CONSIDERACIONES GENERALES**

El funcionamiento de los AAs está relacionado con los factores que regulan la abundancia y distribución de los peces, la capacidad de carga del sistema y las implicaciones ecológicas que resultan de estos aspectos. Es por esto que diversas consideraciones se deben tener en cuenta para emitir un juicio, ya que diferentes procesos actúan de diferentes formas y cada uno tiene influencias indirectas sobre los otros procesos para regular las asociaciones, dependiendo de las características biogeográficas y la escala espacial y temporal de la investigación (Ebeling y Hixon, 1991; Valiela, 1995; Sale, 1996; Jones y McCormick, 2002).

Aunque se encontraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza entre los dos arrecifes, y un cambio substancial de estos valores durante el estudio, la composición y organización de peces en cuanto al patrón de residencia, comportamiento y nivel trófico tuvo una dinámica similar,

posible indicio de que los mismos procesos estaban influenciando las asociaciones debido a la analogía en la aparente constancia y tendencia a aumentar de la abundancia y riqueza que fluctuaron cerca de un valor promedio, además de la visible estabilidad en los índices ecológicos, la similitud entre las asociaciones de los dendrogramas y la falta de correlaciones significativas con los factores abióticos, fue evidencia de que los peces en los AAs se encontraban en un estado de sucesión en donde probablemente los procesos biológicos tenían mayor impacto en la regulación de las asociaciones debido a la estabilidad del ambiente y por tanto la dominancia de algunas especies es el resultado de un ambiente sujeto a pocos disturbios (Connell, 1978; Valiela, 1995; Tupper y Hunte, 1998; Harmelin-Vivien, 2002). Sin embargo, como no todos los factores ambientales fueron medidos, es imposible sustraer la importancia de estos en la regulación de las asociaciones, pues probablemente algunos factores tenían cierto nivel de disturbancia e influencia en esta regulación como la precipitación, los vientos y especialmente las corrientes que están directamente relacionadas con el estado pelágico de los peces y los procesos de reclutamiento que en algunos casos determinan y limitan el funcionamiento de las asociaciones debido a su variabilidad y dinámica (Bohnsack, 1989; Doherty, 1991,2002; Sale, 1991,1996).

Por lo anterior, la organización y dinámica en la estructura de peces fue un indicio para especular acerca de los diferentes mecanismos que regularon o limitaron los patrones de la asociación y por ende que determinaron el funcionamiento de los arrecifes. En este caso, las especies residentes se ajustaron al comportamiento de la hipótesis de producción propuesta por Bohnsack (1989) en la que los arrecifes proveen hábitat adicional que incrementa la capacidad de sustento del ambiente por que proporciona alimento adicional, refugio para evitar predación, hábitat para reclutamiento e incrementa la eficiencia de alimentación. Además, la producción de un AA es más probable en localidades aisladas de arrecifes naturales y para especies de hábitat limitado, territoriales y obligatorias del arrecife, similar al comportamiento de los residentes en este estudio, ya que la mayoría de estas especies probablemente no se encontraban limitadas por el reclutamiento debido a su abundancia en el sector, como fue posible percibir en otros estudios (Herazo y Torres, 1998; SEA, 2000; Gámez y Sáenz, 2001) y por tanto, presentaban cierta limitación por el hábitat debido a

las condiciones del golfo, exhibiendo alta concordancia y analogía entre los dos AAs y entre censo y censo, además de una relativa estabilidad en la variación de su abundancia, lo que corroboró la disponibilidad del hábitat como un factor determinante para estas especies (Sale, 1991; Waltho y Kolasa, 1996). Por esto, fue probable la producción de los AAs debido al incremento de biomasa para las especies residentes que se encontraron en los tres estados de vida, además durante el estudio estas especies siempre recibieron suministro de juveniles que probablemente se asentaban desde larvas en las estructuras en busca de refugio y potencialmente se desarrollaban en el arrecife, ya que gran parte de la población de adultos e intermedios se mantuvo en el tiempo, aunque con menores abundancias pero con similares rangos de talla, indicio de que posiblemente crecieron en el arrecife y su número fue reducido por factores como la predación, dada la alta afluencia de piscívoros que probablemente regulaban las poblaciones de residentes o tuvieron un impacto sobre los procesos energéticos disminuyendo la tasa de crecimiento, la condición y el éxito reproductivo de estos, reduciendo en parte la probabilidad de que algunas especies se desarrollaran completamente en el arrecife (Brock y Kam, 1994; Valiela, 1995; Eklund, 1997; Pickering y Whitmarsh, 1997; Jones y McCormick, 2002).

Las especies visitantes mostraron bajas abundancias, un uso constante de los arrecifes y fluctuación durante todo el tiempo con suministro de individuos en algunas épocas, días, semanas o meses, como resultado de la atracción, que aunque es característico para especies gregarias, migratorias y facultativas del arrecife (Bohnsack, 1989), se encontraron algunos de características sedentarias y alta dependencia a las estructuras. Estas especies generalmente presentan reclutamiento limitado, debido a los inciertos ambientales que tienen las larvas en el plancton, a la competencia por espacio y a la predación, a pesar que el flujo de corrientes en el golfo proporciona un suministro continuo de reclutas de diferentes ecosistemas (Ebeling y Hixon, 1991; Leis, 1991; Sale, 1991; Eklund, 1997; CIOH, 2001). Generalmente estos individuos mantienen el mismo patrón de distribución ente arrecifes y constante variación en su abundancia total, es decir una distribución estocástica, similar a lo percibido en esta investigación (Sale, 1991; Waltho y Kolasa, 1996; Doherty, 2002). El reclutamiento limitado es más probable para especies que han sufrido

mayor presión de pesca, debido a una reducción en la población de reproductores y así su habilidad para producir mayor número de larvas, disminuyendo la posibilidad de un reclutamiento exitoso y por esto la escasa incidencia de juveniles entre las especies visitantes, aunque existen hábitats nodrizas (manglares y pastos) donde los juveniles se reclutan antes de dirigirse a un arrecife. Además, las especies más afectadas por la pesca generalmente son depredadoras y su permanencia depende de la tasa de remuneración energética que reciben del arrecife (Russ, 1991; Jennings y Lock, 1996; Roberts, 1996; Pickering y Whitmarsh, 1997; Doherty, 2002).

Aunque los AAs tuvieron una composición y dinámica de especies aparentemente estable, como es característico del Caribe (Tupper y Hunte, 1998), los cambios percibidos en la abundancia y riqueza durante el tiempo, y la organización de las especies por su residencia, comportamiento y categorías tróficas, son indicios para establecer estas asociaciones como sistemas abiertos, ricos y con gran variación, influenciados tanto por factores estocásticos como determinantes en una mezcla de procesos que decrecen y aumentan en importancia dependiendo de las características de las especies y el ambiente, dando así a los arrecifes la función de atraer y también de producir biomasa, sin ser eventos excluyentes (Bohnsack *et al.*, 1991; Sale, 1991, 1996; Pratt, 1994; Waltho y Kolasa, 1996; Doherty, 2002; Jones y McCormick, 2002). Además, la utilización de los AAs para la pesca posiblemente no tuvo un impacto negativo para las especies de crecimiento rápido, alta mortalidad y elevada tasa de reproducción ya que estas resisten mejor el impacto de la pesca. Sin embargo, el impacto sobre las especies de crecimiento lento y baja tasa de reproducción si pudo ser significativo, debido a que la mayoría fueron capturadas debajo de su talla media de madurez y así disminuir la posibilidad de llegar a la edad reproductiva, por esto la utilización de los arrecifes como caladero de pesca debe ser cautelosa y controlada (Bohnsack *et al.*, 1991; Polovina, 1991; Russ, 1991; Jennings y Lock, 1996; Pickering y Whitmarsh, 1997).

La idea de que los arrecifes incrementaron la capacidad de carga del ambiente y por ende hubo producción, fue probable en este estudio para las especies residentes. Aunque las especies atraídas al arrecife no tuvieron una obvia producción y además estuvieron sujetas a mayor presión

de pesca, no implicó necesariamente que el arrecife tuviera un impacto negativo sobre las poblaciones de peces del sector como se explicó anteriormente, ya que independiente de esto, el arrecife incrementó la disponibilidad de hábitat y por si mismo fue capaz de proporcionar ítems alimenticios para diferentes niveles tróficos, utilizando la energía del ambiente hasta hacerla llegar al ser humano.

## 5. CONCLUSIONES

- Los arrecifes artificiales cumplieron el objetivo principal de su construcción que fue crear un lugar efectivo en donde los pescadores del sector pudieran obtener sus ingresos y alimento con un menor esfuerzo, por un tiempo considerable dependiendo de la estabilidad de la estructura en el lugar de disposición.
- Aunque las estructuras tuvieron características similares de diseño y factores ambientales, las diferencias de volumen, área y complejidad estructural principalmente, además de la profundidad, distancia de la costa, presión de pesca y algunas interacciones biológicas, influyó a cada AA en sus características particulares, aunque la similitud en la composición y organización de los peces en cada AA, y la afinidad de los índices ecológicos y las asociaciones entre los arrecifes y los diferentes días del estudio, fue indicio de un estado avanzado y relativamente estable de sucesión, en donde diferentes procesos están regulando de manera homóloga a las asociaciones de peces en los dos AAs
- Los arrecifes incrementaron la capacidad de carga del ambiente ya que se reportaron especies que anteriormente no se habían observado en el sector, evidencia de su efectividad para aprovechar los recursos disponibles en el medio, además los valores de riqueza encontrados fueron relativamente altos, con relación al volumen y tiempo de disposición de los arrecifes. Sin embargo, la diversidad y uniformidad presentaron menores valores que otros estudios principalmente por la dominancia de algunas especies en cuanto al número de individuos.
- Las diferencias encontradas en cuanto a la proporción de residentes y visitantes en relación con otros estudios, fue el resultado de utilizar diferentes parámetros que se estimaron

importantes para determinar los patrones de residencia, principalmente la permanencia de los tres estados de vida para decidir si una especie era residente.

- La mayor incidencia de juveniles e intermedios en los AAs se le ha atribuido por su función como área nodriza para peces. La cercanía a manglares, la influencia de las plumas superficiales con alta sedimentación y disponibilidad de nutrientes, el refugio proporcionado por los arrecifes y su altura, tuvieron relación con la abundancia de estos estados de vida que generalmente pertenecían a las especies residentes.
- La menor proporción de adultos tuvo relación con la carencia de una mayor complejidad estructural física necesaria para su permanencia, a la predación postasentamiento que pudo reducir la proporción de peces que alcanzaran el estado adulto, y para los predadores, por la carencia de fuentes energéticas.
- La presencia de especies con diferentes requerimientos tróficos fue reflejo de la capacidad de los AAs en proporcionar una diversa gama de ítems alimenticios, producto de la localización estratégica de las estructuras en una zona con alta sedimentación y oferta de plancton, en conjunto con el incremento de hábitat para refugio y la efectividad de los materiales en la adhesión de organismos sésiles, lo que incrementó la complejidad estructural y así la capacidad de mantener diferentes niveles tróficos en el sistema.
- Aunque fue evidente la falta de correlación de los atributos de la asociación íctica con los factores ambientales, se encontró que el tiempo de disposición de las estructuras era un factor que afectaba la abundancia y riqueza de forma positiva debido a un incremento en la complejidad estructural del arrecife y presentaba relación negativa con los índices ecológicos, debido a la aparente estabilidad del ambiente lo que permitió que algunas especies se volvieran dominantes.

- Los AAs fueron efectivos para la pesca con línea de mano, principalmente de peces pelágicos y con alto valor económico, aunque también se capturaron algunos demersales y con asociación al arrecife. Además, se registraron especies que no se habían capturado en el sector con gran importancia en la pesca.
- El desempeño pesquero de los AAs se mantuvo entre los rangos reportados para el sector y otros lugares del mundo en la franja tropical, evidencia de su efectividad para la actividad pesquera, aunque probablemente su desempeño estuvo subestimado debido a diferentes actividades de pesca que no fueron registradas.
- La utilización de los AAs como caladero de pesca puede tener efectos negativos en las poblaciones de peces, especialmente las de crecimiento lento y baja tasa de reproducción, debido a que la mayoría de especies capturadas se encontraban por debajo de su talla media de madurez, aunque los promedios de tallas presentaron los mismos valores encontrados en estudios anteriores.
- Las aproximaciones utilizadas para conocer la estructura y composición de los peces asociados a los AAs presentaron resultados complementarios y estimaron un total de 81 especies pertenecientes a 38 familias.
- La mayoría de las especies observadas en los censos visuales y capturadas por los pescadores son representantes de familias con alta importancia económica como Carangidae, Haemulidae, Lutjanidae, Serranidae, Scombridae, Scianidae y Sphyraenidae.
- El golfo de Morrosquillo presenta algunas condiciones ideales para la construcción de arrecifes artificiales debido a que no presenta arrecifes naturales, es una zona de alta sedimentación sobre un terreno baldío y presenta un sistema de corrientes que proporciona afluencia de larvas e individuos de diferentes ecosistemas como arrecifes coralinos, pastos, manglares,

ciénagas y la influencia de ríos que desembocan en el sector. Sin embargo, el fondo lodoso del golfo no es muy propicio y con el tiempo la estructura puede hundirse.

- El diseño, volumen y complejidad de los AAs fue efectivo para la orientación, atracción y permanencia de peces, además de presentar una aparente estabilidad para las condiciones ambientales del golfo.
- Los AAs tuvieron la capacidad de producir biomasa y de agregar peces, regulados por una mezcla de procesos determinantes y estocásticos dependiendo de las características particulares de cada especie, evidencia de que los AAs aunque estables, son sistemas abiertos con un aparente equilibrio dinámico en la entrada y salida de especies regulada principalmente por los procesos biológicos mas que por los factores abióticos.
- Evidencia de reproducción de peces, la presencia de abundantes juveniles, el aparente desarrollo de algunas especies en las estructuras, el uso del arrecife como refugio y fuente de alimento, podría soportar la idea que estos arrecifes sirven como áreas nodriza para desarrollo de algunas especies y como herramientas de alto potencial para manejo de recursos.

## RECOMENDACIONES

- Los proyectos de arrecifes artificiales no deben reducirse simplemente a la introducción de material en el agua para mejorar la pesca, estos proyectos deberían buscar de una forma consecuente objetivos específicos de investigación, producción y restauración con un plan ordenado de monitoreo que permita observar la evolución y determinar la función de los arrecifes artificiales a largo plazo y estimar su importancia como herramienta para manejo de recursos pesqueros y biológicos.
- La función de AAs en el golfo de Morrosquillo es importante como restauración de hábitats perdidos o dañados. Sin embargo la construcción, instalación y monitoreo deberían ser enfocados a encontrar una estructura con características óptimas de diseño, volumen, área y complejidad estructural que en conjunto cumplan objetivos de incremento en las capturas, en la abundancia, riqueza y diversidad tanto de peces como de invertebrados y plantas, y además que soporten en un mayor lapso de tiempo las condiciones ambientales del sector.
- La utilización de AAs como herramientas para mejorar la pesca de las comunidades costeras debe hacerse de forma cautelosa e inteligente, ya que una utilización desordenada, excesiva e irresponsable de los AAs puede tener graves implicaciones para las poblaciones de peces, contribuyendo a una rápida reducción del recurso y colapso de las pesquerías, por esto es de suma importancia dar un ordenamiento riguroso para la utilización de las estructuras en cuanto a los artes de pesca permitidos y al tamaño de las especies capturadas.

- Es importante apoyar proyectos de construcción, instalación y monitoreo de arrecifes artificiales como herramienta efectiva para propuestas de producción, investigación, restauración, mitigación y manejo de recursos naturales.
  
- Para los nuevos investigadores interesados en el tema, es importante que trabajen en estos proyectos desde el principio, es decir que desarrollen la propuesta del proyecto, determinen el contexto en el que se maneja (i.e. pesquero, ecológico, social, económico, científico), trabajen con los beneficiarios, determinen los posibles lugares de la instalación y el tipo de estructura que debe utilizarse, y organicen un plan de monitoreo que estudie la mayoría de aspectos en el que los AAs influyen .

## BIBLIOGRAFÍA

ALEVIZON W. y GORHAM J. 1989. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 646-661.

\_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_., RICHARDSON R. y McCARTHY S. 1985. Use of man-made reefs to concentrate snapper (lutjanidae) and grunts (Haemulidae) in Bahamian waters. *Bull. Mar. Sci.*, 37 (1): 3-10.

ALIÑO P., GOMEZ E., PAMINTUAN I., y ROLLON R. 1994. Early sucesional patterns of invertebrates in artificial reefs established at clear and silty areas in Bolinao, Pangasinan, Northern Philippines. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 867-877.

AMBROSE , R. y SWARBRICK S. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of Southern California. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (2): 718-733.

ANDERSON T., DeMARTINI E. y ROBERTS D. 1989. The relationship between habitat structure, body size and distribution of fishes at a temperate artificial reef. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (2): 681-697.

BÁEZ D., MÁRQUEZ J. y LÓPEZ-VICTORIA M. 2002. Una salacuna para los peces arrecifales del archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cos.*, 31: 243-246.

BAYLE-SEMPERE J., RAMOS-ESPLÁ A. y GARCIA 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.

BELL S., McCOY E. Y MUSHINSKY H. 1991. Habitat structure, the physical arrangement of objects in space. Population and community biology series 8. Chapman y Hall. Londres. 438 p.

BEETS J. y HIXON M. 1994. Distribution, persistence and growth of groupers (Pisces: serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 470-483.

\_\_\_\_\_. 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. y HULSBECK M. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bull. Mar. Sci.*, Vol 55 (2-3): 796-823.

\_\_\_\_\_, JOHNSON D. y AMBROSE R., 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. En: Seaman y Sprague. Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press. San Diego. p. 61-107.

\_\_\_\_\_, 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. En: Bell, McCoy y Mushinsky. Habitat Structure. The physical arrangement of objects in space. Population and community biology series 8. Chapman and Hall, Londres. p. 412-415.

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

BOHNSACK J. y BANNEROT S. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Tech. Rep. NMFS (41) 15 pp.

\_\_\_\_\_. y SUTHERLAND D. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci.*, 37 (1): 11-39.

BOMBACE G., FABI G., FIORENTINI L. Y 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. Y RAMÍREZ A. 1992. Análisis estadístico de la información oceanográfica del golfo de Morrosquillo. Empresa Colombiana de Petróleos. Distrito Caño Limón – Coveñas. Control Ambiental. 82 p.

BORTONE S., SAMOILYS M. y FRANCOUR P. 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. En: Seamam W. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press. Boca Raton. p. 127-164.

\_\_\_\_\_, BUNDRICK C. Y MARTIN T. 1994. Factors affecting assemblage development on a modular artificial reef in a northern gulf of Mexico estuary. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 319-332.

\_\_\_\_\_, y KIMMEL J. 1991. Environmental assessment and monitoring of artificial habitats. En: Seaman y Sprague. Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press. San Diego. p. 177-236.

BOTERO J., GARZON J. y GUTIERREZ G. 1981. Establecimiento y Desarrollo de la comunidad íctica en un arrecife artificial construido con llantas de desecho. Boletín del museo del mar. No. 10: 63-81.

BOTERO J., GARZON J. Y GUTIERREZ G. 1979. Los peces de la Península de Castillo Grande (Bahía de Cartagena). Parte I: inventario sistemático y apuntes ecológicos. Parte II: establecimiento y desarrollo de la comunidad íctica de un arrecife artificial construido con llantas de desecho. Tesis profesional para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 147 p.

BROCK R. y KAM A. 1994. Focusing the recruitment of juvenile fishes on coral reefs. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 623-630.

\_\_\_\_\_. y NORRIS J. 1989. An analysis of the efficacy of four artificial reefs designs in tropical waters. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 934-941.

BUCHANAN C., STONE R. y PARKER R. 1974. Effects of artificial reefs on a marine sport fishery off South Carolina. *Mar. Fish. Rev.* Vol. 36 (11): 32-36.

BUCKLEY R. Y HUECKEL J. 1989. Analysis of visual transects for fish assessment on artificial reef. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 893-898.

\_\_\_\_\_. Y HUECKEL J. 1985. Biological processes and ecological development on an artificial reef in Puget Sound, Washington. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 50-69.

BURCHMORE J., POLLARD D., BELL J., MIDDLETON M., PEASE B. Y MATTHEWS. 1985. An ecological comparison of artificial and natural rocky reef fish communities in Botany Bay, New South Wales, Australia. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 70-85.

CAMPOS J. y GAMBOA C. 1989. An artificial tire-reef in a tropical marine system: a management tool. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 757-766.

CARICOMP MANUAL DE METODOS NIVEL I. 1994. Centro de manejo de datos CARICOMP. Center for marine sciences. University of the West Indies Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida st. Petesburg Florida U.S.A. 68 p.

CERVIGON F., CIPRIANI R., FISCHER W., GARIBALDI L., HENDRICKX M., LEMUS A., MÁRQUEZ R., POUTIERS M., ROBAINA G. y 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. 513 p.

CERVIGÓN F. 1991. Los peces marinos de Venezuela. Segunda edición. Volumen uno. 425 p.

CHAMP M. Y DUEDALL I. 1991 Artificial Reefs: emerging science and tecnologia. *Oceanus* 34 (1): 94-101.

CHANDLER C., SANDERS R. y LANDRY A. 1985. Effects of three substrate variables on two artificial reefs communities. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 129-142.

CHANG K-H. 1985. Review of artificials reefs in Taiwan: emphasizing site selection and effectiveness. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 143-150.

C.I.O.H. 2001. Caracterización oceanográfica y meteorológica del golfo de Morrosquillo. Centro de investigaciones oceanográficas e hidrológicas. 22 p.

CODY M. y SMALLWOOD J. 1996. Long-Term studies of vertebrate communities. Academic Press. San Diego. 597 p.

COLLETE B. y NAUEN C. 1983. FAO species catalogue. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO fisheries synopsis 125. Vol. 2. 137p.

CONNELL J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.

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

DALZELL P. 1996. Catch rates, selectivity and yields of reef fishing. En: Polunin y Roberts. Reef fisheries. Chapman y Hall. Londres. p. 161-192.

D'CRUZ T., CREECH S. Y FERNANDEZ J. 1994. Comparison of catch rates and species composition from artificial and natural reefs in Kerala, India. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 1029-1037.

DOHERTY P. 2002. Variable replenishment and population dynamics. En: Sale. Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press. San Diego. p. 332-355.

EBELING A. y HIXON M. 1991. Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic press. San Diego. p. 509-563.

ECOPETROL. 1993. Verificación de las condiciones oceanográficas del golfo de Morrosquillo. Empresa Colombiana de Petróleos. Distrito Caño Limón – Coveñas. 105 p.

EKLUND A. 1997. The importance of post-settlement predation and reef resource limitation on the structure of reef fish assemblages. En: Lessios y Macintyre, eds. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Sym.* 2:1139-1142.

FABI G. y FIORENTINI L. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 538-558.

FAO. 1994. Examen de la situación mundial de las especies altamente migratorias y las poblaciones transzonales. FAO Documento técnico de pesca 337. 68 p.

FEIGENBAUM D., BUSHING M., WOODWARD J. y FRIEDLANDER A. 1989. Artificial reefs in Chesapeake Bay and nearby coastal waters. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 734-742.

FERREIRA C., GONCALVES J. y COUTINHO R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Env. Biol. Fish.* 61: 353-369.

FRAZER T. Y LINDBERG W. 1994. Refuge spacing similarly affects reef-associated species from three phyla. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 387-400.

GAMEZ L. y SAENZ-BETANCOURT H. 2001. Evaluación de la sucesión inicial de la ictiofauna asociada a dispositivos agregadores de peces (DAP), en aguas costeras del golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 141 p.

\_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_, y MEJIA L. 2001. Estructura de la ictiofauna asociada a dispositivos agregadores de peces (DAP), en aguas costeras del golfo de Morrosquillo, Caribe, Colombiano. IX Colacmar. Noveno Congreso Latinoamericano sobre ciencias del mar. San Andrés Isla, Colombia. Septiembre 16-20 de 2001. p. 229

GOLDMAN B, y TALBOT F. 1976. Aspects of the ecology of coral reef fishes. En: Jones y Endean. Biology and geology of coral reefs. Vol III: Biology 2 Academic Press. New York. p. 125-154.

GORHAM J. y 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: Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic press. San Diego. p. 265-274.

HAUGHTON M. y AIKEN A. 1989. Biological notes on artificial reefs in Jamaican waters. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 1033-1037.

HELVEY M. y SMITH R. 1985. Influence of habitat structure on the fish assemblages associated with two cooling-water intakes structures in Southern California. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 189-199.

HERAZO D. Y TORRES A. 1998. Evaluación de la efectividad pesquera de dos arrecifes artificiales ubicados en el golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 107 p.

HIXON M. 1991. Predation as a process structuring coral reef fish communities. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic press. San Diego. p. 475-508.

HIXON M. y BEETS J. 1989. Shelter characteristics and caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 666-680.

HUMAN P. Y DELOACH N. 1999. Reef fish identification. Second edition. Fourth printing. New world publications, INC. Jacksonville. 396 p.

JENNINGS S. y LOCK J. 1996. Population and ecosystem effects of reef fishing. En: Polunin y Roberts. Reef fisheries. Chapman y Hall. Londres. p. 193-218.

JOHNSON T., BARNETT A., DeMARTINI E., CRAFT L., AMBROSE R. y PURCELL L. 1994. Fish production and habitat utilization on a southern California artificial reef. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 709-723.

JONES G. y McCORMICK M. 2002. Numerical and energetic processes in the ecology of coral reef fishes. En: Sale. Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic press. San Diego. p. 221-238.

\_\_\_\_\_. 1991. Postrecruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multifactorial perspective. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic press. San Diego. p. 294-328.

JONES, R. y THOMPSON, M. 1978. Comparison of artificial reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bull. Mar. Sci.* 28 (1): 159-172.

KELLINSON G. y 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.

LAUFLE J. y PAULEY B. 1985. Fish colonization and materials comparisons on a Puget Sound artificial reef. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 227-243.

LEIS J., 1991. The pelagic stage of reef fishes. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic press. San Diego. p. 183-230.

LONGHURST A. y PAULY D. 1987. Ecology of tropical oceans. Chapter seven. Pelagic fish of tropical oceans. Academic press. Orlando. p. 184-227.

LUCY J. y BARR C. 1994. Experimental monitoring of Virginia artificial reefs using fishermen's catch data. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 524-537.

LUDWIG J. y REYNOLDS J. 1988. Statistical ecology. A primer on methods and computing. John Wiley and Sons, Inc. 337 p.

McGLENNON D. y BRANDEN K. 1994. Comparison of catch and recreational anglers fishing on artificial reefs and natural seabed in gulf St.. Vincent, south Australia. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 510-523.

MASUDA R. y TSUKAMOTO K. 1999. School formation and concurrent developmental changes in carangid fish with reference to dietary conditions. *Env. Biol. Fish.* 56 (1-2): 243-252.

MATTHEWS K. 1985. Species similarity and movement of fishes on natural and artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 252-270.

MEJIA L. y ACERO A. (Eds.). 2002. Libro rojo de peces marinos en Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. La serie de libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia. 174 p.

\_\_\_\_\_ y GARZÓN-FERREIRA J. 2000. Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del archipiélago del Archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe Sur Occidental). *Rev. Biol. Trop.*, 48(4): 883-896.

MOFFITT R., PARRISH E. Y POLOVINA J. 1989. Community structure, biomass and productivity of deepwater artificial reefs in Hawaii. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 616-630.

MOLINA A., MOLINA C., GIRALDO L., PARRA C. y CHEVILLOT P. 1994. Dinámica marina y sus efectos sobre la geomorfología del golfo de Morrosquillo. Boletín científico C.I.O.H. 14: 93-112.

MUNRO J. 1996. The scope of tropical reef fisheries and their management. En: Polunin y Roberts. Reef fisheries. Chapman y Hall. Londres. p. 1-14.

\_\_\_\_\_. 1986. Caribbean coral reef fishery resources. ICLARM studies and reviews 7. 276 p.

MUÑOZ B. y 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 para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 110 p.

NAKAMURA, M. 1985. Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 271-278.

PATIÑO F. y FLÓREZ F. 1993. Estudio ecológico del golfo de Morrosquillo. Univ. Nal. De Colombia. Fondo FEN. Centro Editorial U.N. Bogotá, Colombia. 110p.

PATTENGILL C., SEMMENS B. Y GITTINGS S. 1997. Reef fish structure at the flower gardens and stetson bank, NW Gulf of Mexico. En: Lessios y Macintyre, eds. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral reef Sym.* Vol 1: 1023-1028.

PICKERING H. Y WHITMARSH D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the “attraction versus production” debate, the influence of desing and its significance for policy. *Fish. Rese.* 31: 39-59.

POLOVINA J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. En: Seaman y Sprague. Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press. San Diego. p. 153-176.

POLUNIN N. 1996. Trophodynamics of reef fisheries productivity. Chapman y Hall. Londres. p. 113-135.

\_\_\_\_\_. y ROBERTS C. 1996. Reef fisheries. Chapman y Hall. Londres. 477 p.

PORTIER K., FABI G. y DARIUS P. 2000. Study design and data analysis issues. En: Seaman W. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC press. Boca Raton. p. 22-45.

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

RAMIREZ A., SANCHEZ O., BORRERO L. y SANCHEZ 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. 161 p.

REYES A. 1999. Hábitos alimenticios y algunos aspectos reproductivos de la cojinoa negra *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) capturada con chinchorro en la bahía de Taganga, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 112p.

RILOV G. y 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 y Roberts. Reef fisheries. Chapman y Hall. Londres. p. 85-112.

ROBICHAUD D., HUNTE W. y CHAPMAN M. 2000. Factors affecting the catchability of reef fishes in antillean fish traps. *Bull. Mar. Sci.* 67(2): 831-834.

RUSS, G. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press. San Diego. p. 601-635.

RUSSELL B, TALBOT F, y DOMM S. 1974. Patterns of colonisation of artificial reefs by coral reef fishes. *Proc. 2<sup>th</sup> Int. Coral Reef Sym.*, 207-215.

SALE P. 2002. Coral reef fishes. Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press. San Diego. 549 p.

\_\_\_\_\_. 1997. Visual census of fishes: how well do we see what is there? En: Lessios y Macintyre, eds. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Sym.* 2: 1435-1440.

\_\_\_\_\_. 1996. Structure and dynamics of reef fish communities. A biogeographical comparison. En: Cody y Smallwood. Long-Term studies of vertebrate communities. Academic Press. San Diego. p. 73-97.

\_\_\_\_\_. 1991. The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press. San Diego. 754 pp.

\_\_\_\_\_. 1991. Reef fish communities: open nonequilibrium systems. En: Sale. The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press. San Diego. p. 564-598.

SALE P. Y DOUGLAS W. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Env. Biol. Fish.* 6(3-4): 333-339.

SANDERS R., CHANDLER C. Y LANDRY A. 1985. Hydrological, diel and lunar factors affecting fishes on artificial reefs off Panama city, Florida. *Bull. Mar. Sci.* 37 (1): 318-328.

SANTOS M. y MONTEIRO C. 1997. The Olhao artificial reef system (south Portugal): Fish assemblages and fishing yield. *Fish. Rese.* Vol. 30: 33-41.

SEA. 2000. Monitoreo de biología pesquera en el Golfo de Morrosquillo. Empresa Colombiana de Petróleos. ECOPETROL. 209 p.

SEAMAN W. 2000. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press. Boca Raton. 246 p.

\_\_\_\_\_. y JENSEN A. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. En: Seaman. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press. Boca Raton. p. 1-17.

\_\_\_\_\_. y SPRAGUE L. 1991. Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic press, inc. San Diego. 285 p.

\_\_\_\_\_. y SPRAGUE L. 1991. Artificial habitats practices in aquatic systems. En: Seaman y Sprague. Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press. San Diego. p. 1-29.

SHENG Y. 2000. Physical characteristics and engineering at reef sites. En: Seaman. Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC Press. Boca Raton. p. 51-94.

SOLONSKY. A. 1985. Fish colonization and the effect of fishing activities on two artificial reefs in Monterrey Bay, California. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1): 336-347.

SPANIER E. TOM N. y PISANTY S. 1985. Enhancement of fish recruitment by artificial enrichment of man-made reefs in the Southeastern Mediterranean. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1): 356-363.

SPARRE P. Y VENEMA S. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1-Manual. FAO Documento técnico de pesca 306/1. Rev. 1: 223-236.

STEPHAN D. Y LINDQUIST D. 1989. A comparative analysis of the fish assemblages associated with old and new shipwrecks and fish aggregating devices in Onslow Bay, North Carolina. *Bull. Mar. Sci.* 44 (2): 698-717.

STONE R., PRATT H., PARKER R. y DAVIS G. 1979. A comparison of fish populations on an artificial and natural reefs in the Florida keys. *Mar. Fish. Rev.* Septiembre. p. 1-11.

THOMPSON R. y MUNRO J. 1986. The biology, ecology and bionomics of the jacks, carangidae. En: Munro. Caribbean coral reef fishery resources. ICLARM studies and reviews 7. p. 82-93.

THOMPSON R. y MUNRO J. 1986. The biology, ecology and bionomics of the snappers, lutjanidae. En: Munro. Caribbean coral reef fishery resources. ICLARM studies and reviews 7. p. 94-109.

THORNE R., HEDGEPEETH J. y CAMPOS J. 1989. Hydroacoustic observations of fish abundance and behavior around an artificial reef in Costa Rica. *Bull. Mar. Sci.* 44(2): 1058-1064.

TUPPER M. y 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. Second edition. Springer-Verlag press. p. 107-131, p. 355-381.

WALTHO N. y KOLASA J. 1996. Stochastic determinants of assemblages patterns in coral reef fishes: a quantification by means of two models. *Env. Bio. Fis.* 47: 255-267.

ZAR J. 1996. Biostatistical analysis. Third Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey. 659 p.

ZAR J. 1974. Biostatistical analysis. First Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey. 645 p.



**ANEXO B.** Formato de matriz utilizado para tabular los datos obtenidos en los censos visuales.

Número de juveniles (#J), intermedios (#I), adultos (#A).

FECHA	AA	FAMILIA	ESPECIES	# J.	# I.	# A.	# J.	# I.	# A.	# J.	# I.	# A.	# J.	# I.	# A.
				Intervalo 1	Intervalo 2	Intervalo 3	Intervalo 4	Intervalo 5							
06-Ago-01	Tolú	Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Balistidae	<i>Balistes capricus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Blenniidae	<i>Scartella cristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Caranx ruber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Elagatis bipinnulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Oligopites saurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Clupeidae	<i>Harengula clupeiola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Clupeidae	<i>Ophistonema oglinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Echeneidae	<i>Echeneis neucratoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Engraulidae	<i>Anchoa sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Haemulon macrostomum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Haemulon plumieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Kyphosidae	<i>Kyphosus incisor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scaridae	<i>Scarus croicensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scianidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Dermatolepis inermis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Epinephelus itajara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Hypoplectrus nigricans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Hypoplectrus puella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Mycteroperca venenosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Rypticus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Serranidae	<i>Serranus flaviventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Sphraenidae	<i>Sphraena barracuda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Sphraenidae	<i>Sphraena guachancho</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Apogonidae	<i>Apogon sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Carangidae	<i>Decapterus punctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Balistidae	<i>Akuterus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Gobiidae	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Balistidae	<i>Akuterus schoepfi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Ago-01	Tolú	Scaridae	<i>Sparisoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**ANEXO C.** Formato de matriz utilizado para tabular los datos recolectados en las capturas. Arrecife artificial (AA), Pescadores por bote (P/B.), tiempo de faena (T.F.), número de individuos (#IND), longitud en centímetros (L) y peso en kilogramos (P).

FECHA	AA	PESCADOR	TIPO BOTE	ARTE	P./B.	T. F.	#IND.	ESPECIE	L (cm)	P (kg)
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Sarda sarda</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Sphyræna guachancho</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Caranx crysos</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Rachycentron canadum</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Bairdiella rhonchus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Ophistonema oglinum</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Tylosurus crocodilus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Lutjanus synagris</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Cathorops spixii</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Sphyrna sp.</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Coryphaena hippurus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Caranx hippos</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Oligoplites saurus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Scomberomorus cavalla</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Selene vomer</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Menticirrus americanus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Dasyatis guttata</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Centropomus pectinatus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Caranx latus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Balistes capriscus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Abudefduf taurus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Elops saurus</i>	0	0
06-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	0	0
07-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Kiphosus incisor</i>	0	0
08-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Mycteroperca venenosa</i>	0	0
09-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Lutjanus analis</i>	0	0
11-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Elagatis bipinnulata</i>	0	0
12-Ago-01	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Arius sp.</i>	0	0
26-Ago-02	A.A	Pescador	Canoa-Vela	Cordel	2	T	0	<i>Epinephelus itajara</i>	0	0

**Anexo D.** Especies registradas en dos AA en el golfo de Morrosquillo. Familia, especie, autor, año, intervalo de talla, estado de vida. (J= juvenil, I= intermedio, A= adulto) y nivel trófico (Bohnsack *et al.*, 1994; Ferreira *et al.*, 2001; Harmelin-Vivien, 2002).

FAMILIA	ESPECIE	INTERVALO TALLA	NIVEL TRÓFICO
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	0-7(J), 8-20(I), +20	Herbívoro
Apogonidae	<i>Apogon</i> sp.	0-5 (J), + 5 (I-A)	Planctívoro
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Carnívoro
Aulostomidae	<i>Aulostomus maculatus</i> (Valenciennes, 1842)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro piscívoro
Balistidae	<i>Aluterus schoepfi</i> (Walbaum, 1792)		Herbívoro
Balistidae	<i>Aluterus</i> sp.		Herbívoro
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i> (Gmelin, 1788)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Carnívoro invertívoro
Blenniidae	<i>Scartella cristata</i>	0-5 (J), 5-10 (I), +10 (A)	Herbívoro
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	0-20 (J), 20-40 (I), + 40 (A)	Carnívoro piscívoro
Carangidae	<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	0-15 (J), 15-30 (I), + 30 (A)	Planctívoro
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro piscívoro
Carangidae	<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro piscívoro
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1758)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Planctívoro
Carangidae	<i>Decapterus punctatus</i> (Cuvier, 1829)	0-7 (J), 7-15 (I), +15 (A)	Planctívoro
Carangidae	<i>Elagatis bipinnulata</i> (Quoy y Gaimard, 1824)	0-30 (J), 30-60 (I), +60 (A)	Planctívoro
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	0-10(J), 10-20 (I), +20 (A)	Carnívoro piscívoro
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)		Carnívoro invertívoro
Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i>	0-5 (J), 5-15 (I-A)	Carnívoro invertívoro
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Planctívoro
Clupeidae	<i>Ophistonema oglinum</i> (LeSueur, 1818)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Planctívoro
Echeneididae	<i>Echeneis naucrates</i> (Linnaeus, 1758)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Planctívoro
Echeneididae	<i>Echeneis neucratoides</i> (Zuiew, 1789)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Planctívoro
Engraulidae	<i>Anchoa</i> sp.	0-5 (J), 6-15 (I-A)	Planctívoro
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	0-25 (J), 25-50 (I), +50 (A)	Carnívoro invertívoro
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Carnívoro invertívoro
Gobiidae	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0-3 (J), 3-6 (I), +6 (A)	Herbívoro
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1829)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Planctívoro, Carnívoro invertívoro
Haemulidae	<i>Haemulon macrostomun</i> (Gunther, 1859)		Planctívoro, Carnívoro invertívoro
Haemulidae	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepede, 1802)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Planctívoro, Carnívoro invertívoro
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Planctívoro, Carnívoro invertívoro
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	0-15 (J), 15-30 (I), +30 (A)	Carnívoro invertívoro
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	0-9 (J), 10-25 (I-A)	Carnívoro invertívoro
Kyphosidae	<i>Kyphosus incisor</i> (Cuvier, 1831)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Herbívoro
Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	0-6 (J), 6-15 (I), +15 (A)	Carnívoro invertívoro
Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)		Carnívoro piscívoro
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	0-15 (J), 15-30 (I), +30 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	0-30 (J), 30-60 (I), +60 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	0-15 (J), 15-30 (I), +30 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro

Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch y Schneider, 1801)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	0-15 (J), 15-30 (I), +30 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i> (Ranzani, 1840)		Carnívoro piscívoro
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)		Omnívoro
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)		Omnívoro
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	0-4(J), 5-10(I), +10(A)	Planctívoro
Scaridae	<i>Scarus croicensis</i> (Bloch, 1790)	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Herbívoro
Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Cuvier y Valenciennes, 1839)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Herbívoro
Scaridae	<i>Sparisoma sp.</i>		Herbívoro
Scianidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	0-7 (J), 7-15 (I), +15 (A)	Carnívoro invertívoro
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette y Russo, 1978)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro piscívoro
Scombridae	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)		Carnívoro piscívoro
Serranidae	<i>Epinephelus inermis</i>		Carnívoro invertívoro, piscívoro
Serranidae	<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)		Carnívoro invertívoro, piscívoro
Serranidae	<i>Hypoplectrus nigricans</i> (Poey, 1852)	0-5 (J), 6-10 (I), +10 (A)	Carnívoro invertívoro
Serranidae	<i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier y Valenciennes, 1828)	0-5 (J), 6-10 (I), +10 (A)	Carnívoro invertívoro
Serranidae	<i>Mycteroperca venenosa</i> (Linnaeus, 1758)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Serranidae	<i>Rypticus sp.</i>	0-10 (J), 10-20 (I), + 20 (A)	Carnívoro invertívoro, piscívoro
Serranidae	<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier y Valenciennes, 1829)	0-5 (J), 5-10 (I), +10 (A)	Omnívoro
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum, 1792)	0-50 (J), 50-100 (I), +100 (A)	Carnívoro piscívoro
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)	0-20 (J), 20-40 (I), +40 (A)	Carnívoro piscívoro
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1782)	0-5 (J), 5-10 (I), +10 (A)	Omnívoro

**ANEXO E.** Promedio de tallas de las especies capturadas en los arrecifes artificiales (DE= desviación estándar, n= número de individuos)

Especies	Promedio de tallas (cm), DE, n	
	Punta de piedra	Tolú
<i>Abudefduf taurus</i>		11 (n=1)
<i>Arius sp.</i>		33,5 (n=2)
<i>Bairdiella rhonchus</i>	15,77(+/-1,68; n=22)	15,37 (+/- 1,98; n=29)
<i>Balistes capriscus</i>		23(n=1)
<i>Caranx crysos</i>	13,72 (+/- 3,80; n=50)	17,22 (+/-6,41; n=1099)
<i>Caranx hippos</i>		23,08 (+/-8,54; n=12)
<i>Caranx latus</i>		16(n=2)
<i>Cathorops spixii</i>	20,83 (+/- 3,06; n=6)	22,44 (+/- 5,40; n=36)
<i>Centropomus pectinatus</i>		16,4 (+/- 2,60; n=5)
<i>Chaetodipterus faber</i>	20,66 (+/-7,50; n=3)	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	13,11 (+/- 1,45; n=9)	14,33 (+/- 2,08; n=193)
<i>Coryphaena hippurus</i>	45(n=1)	38,52(+/- 10,32; n=19)
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	12,75(+/-1,39; n=140)	12,00 (+/-1,74; n=549)
<i>Cynoscion microlepidotus</i>		29,25 (n=1)
<i>Dasyatis guttata</i>		59(n=2)
<i>Elagatis bipinnulata</i>		17,32 (+/-2,21; n=36)
<i>Elops saurus</i>		22,5(n=2)
<i>Epinephelus itajara</i>		167(n=1)
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	10,22 (+/-0,83; n=9)	13 (+/-2,03; n=26)
<i>Haemulon flavolineatum</i>	10 (n=1)	11,92 (+/-1,58; n=50)
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>		24,4 (+/-3,56; n=20)
<i>Kipphosus incisor</i>		16(n=1)
<i>Lutjanus analis</i>		16(n=1)
<i>Lutjanus cyanopterus</i>		20(n=1)
<i>Lutjanus synagris</i>	14,31(+/-3,71; n=58)	14,37(+/-2,61; n=239)
<i>Menticirrus americanus</i>	23	
<i>Mycteroperca venenosa</i>		66(n=2)
<i>Oligoplites saurus</i>		17,68(+/-1,92; n=109)
<i>Ophistonema oglinum</i>	14,16 (+/-0,98; n=6)	13,08 (+/-2,49; n=659)
<i>Polydactylus virginicus</i>	17(+/-1,73; n=3)	18,33 (+/-2,88; n=3)
<i>Rachycentron canadum</i>		38(n=1)
<i>Sarda sarda</i>	29,56 (+/-4,36; n=16)	29,86 (+/-8,37; n=143)
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	35,09 (+/-4,99; n=189)	32,82 (+/-4,46; n=1182)
<i>Scomberomorus cavalla</i>	43,92 (+/-5,23; n=14)	40,56(+/-8,10; n=410)
<i>Selene vomer</i>		10,63 (+/-1,85; n=11)
<i>Sphyraena guachancho</i>	23,36 (+/-3,20; n=81)	23,83 (+/-3,10;n=2546)
<i>Sphyrna sp.</i>	40(n=1)	
<i>Trichiurus lepturus</i>		40,66(+/-21,00; n=3)
<i>Tylosurus crocodilus</i>	27(n=1)	48,62 (+/-13,35; n=120)