



---

*Monitoreo de áreas marinas  
protegidas en el  
Pacífico Sur de Costa Rica*

---

Erick Alexander Ross Salazar

Tutor: José María Lorenzo Nespereira

Tutor: José Mario González Pajuelo

Departamento de Biología

Facultad de Ciencias del Mar

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

## Constancia

---

El Doctor José Mario González Pajuelo, Director del Programa de Doctorado "Ecología y Gestión de los Recursos Vivos Marinos" del Departamento de Biología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria,

### INFORMA:

Que el Trabajo de Investigación que presenta el Licenciado en Biología con Énfasis en Recursos Marinos y Dulceacuícolas, Don Erick Alexander Ross Salazar, para completar el Programa de Doctorado, ha sido realizado en este Departamento, bajo la dirección y tutela del Doctor José María Lorenzo Nespereira y el Doctor José Mario González Pajuelo.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente en Las Palmas de Gran Canaria, a 09 de septiembre del 2011.

Fdo.: José Mario González Pajuelo

---

Erick Alexander Ross Salazar

## Agradecimientos

---

Me gustaría agradecer a mis padres, Jorge Francisco Ross González y María Cecilia Salazar Azofeifa, por darme la oportunidad de estudiar lo que me apasiona y por su incondicional apoyo a través de mi carrera universitaria y vida en general. A mi hermano, Cécil Anthony Ross Salazar, por su apoyo y amistad.

A mis tutores, José María Lorenzo Nespereira y José Mario González Pajuelo, por aceptarme como estudiante y su gran ayuda durante mi Doctorado, la revisión del presente trabajo y las diversas gestiones en la Universidad. De igual manera me gustará agradecer a todos mis profesores del Doctorado por atender mis diversas consultas y ser tan amables en compartir su conocimiento.

Al Consejo Nacional para Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Costa Rica y al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Costa Rica por su invaluable apoyo financiero en la elaboración del presente trabajo y de mi futura tesis Doctoral.

A don Ricardo Soto, don Jorge Álvarez y don Jorge Jiménez Ramón por brindarme la oportunidad de trabajar en Fundación MarViva, creer en mis capacidades profesionales y enseñarme muchas cosas, tanto de la vida como profesionales.

Al Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones y al personal del Parque Nacional Marino Ballena por su amabilidad y atención, en especial al guardaparques Dennis Mora y a Wendy Barrantes Ramírez encargada del Programa de Investigaciones del Área de Conservación Osa.

A Andrea Patricia García Rojas por su gran ayuda en la distancia con las múltiples gestiones ante la Universidad para mis matrículas, dudas y mucho más. Imagino que ya debes estar un poco cansada de tantos correos que envío.

A don Fernando Guerrero y al capitán Eduardo de *Pacific Whales and Kayak Tours* por su amabilidad, apoyo y excelente servicio durante mis giras de monitoreo.

A las compañías de buceo *Mad About Diving* y *Costa Rica Dive and Surf* por su excelente servicio, apoyo y amabilidad.

A mis varios compañeros de buceo, Ana Gloria Guzmán, Andrés Alfaro Nietzen, Jonathan Ross Teixido, Alejandra Umaña, Travis y Courtenay por acompañarme en los monitoreos y ser eslabón de seguridad.

A mi gran amigo Richard Rivera Angulo por su hospitalidad y darme hospedaje cada mes para durante los monitoreos y hacer que las giras fueran más interesantes de lo normal.

A don Marco Castro por su ayuda y paciencia en la elaboración de los mapas adjuntos en el presente documento.

A Emeric Grunebaum por la donación de sus fotografías para el presente proyecto, tomadas durante giras para definir las zonas de monitoreo.

## Resumen

---

Se realizó un monitoreo de las especies de peces de importancia comercial presentes en el Parque Nacional Marino Ballena y en sus alrededores para realizar un estudio de distribución de especies, con el fin de determinar la posibilidad de que exista un efecto de desborde desde el Parque hacia las zonas circundantes. Las principales familias observadas fueron Haemulidae (20,32%), Lutjanidae (15,48%), Chanidae (14,97%) y Labridae (9,89%). El análisis de conglomerados de Bray-Curtis y el análisis de Dominancia-K permitieron observar una alta similitud entre los puntos de monitoreo fuera de los límites del Parque y entre éstos y el Tómbolo de Punta Uvita. Según el Índice de Simpson, la mayor diversidad se observa en dos lugares situados fuera de los límites del Parque (Bajo Negro, con un valor de 0,087, y Bajo Dos Tetas, con 0,084) y uno ubicado dentro de los límites del mismo (el Tómbolo de Punta Uvita, con 0,089). Según el Índice de Shannon J para uniformidad, el sitio más uniforme está dentro del Parque (el Tómbolo de Punta Uvita, con un valor de 0,838), seguido por dos puntos localizados fuera de los límites del Parque (Bajo Dos Tetas, con 0,835, y Bajo Negro, con 0,815). La zona alrededor del Parque Nacional Marino Ballena no presenta un esfuerzo pesquero comercial significativo, sin embargo la pesca turística y la pesca de subsistencia parecen tener un impacto importante. La semejanza en índices de biodiversidad parece indicar que hay un efecto de desborde en la zona, el cual no es gravemente afectado por el esfuerzo pesquero presente, tanto legal como ilegal, fuera del Parque. Para mejorar la gestión, podría ser necesario establecer una zona de amortiguamiento alrededor del Parque en dónde se permitan ciertos tipos de pesca con regulación. Es necesario que los guardaparques cuenten con recursos para poder realizar labores efectivas de control y vigilancia y así poder reducir el impacto de la pesca comercial, que si bien es pequeño, puede ser significativo en el reclutamiento de especies.

**Tabla de contenidos**

---

Constancia .....	2
Agradecimientos .....	3
Resumen .....	4
Tabla de cuadros.....	7
Tabla de ilustraciones .....	8
Tabla de anexos .....	9
Glosario de abreviaturas.....	10
Introducción.....	11
Situación de las pesquerías .....	12
Situación mundial .....	12
Situación en Costa Rica .....	13
Gestión pesquera en Costa Rica .....	14
Áreas marinas protegidas .....	18
Panorama mundial.....	18
Efecto de desborde.....	19
Áreas marinas protegidas en Costa Rica.....	22
Justificación.....	24
Objetivos .....	26
Objetivo General.....	26
Objetivo Específico 1 .....	26
Objetivo Específico 2 .....	26
Objetivo Específico 3 .....	26
Materiales y Métodos.....	27
Zona de estudio.....	27
Selección de especies.....	30
Sitios de monitoreo.....	31
Técnicas de monitoreo.....	34
Resultados .....	36
Especies observadas.....	37
Acanthuridae .....	37
Balistidae.....	39
Carangidae .....	41
Carcharhinidae.....	42
Chanidae .....	43

Cirrhitidae .....	43
Dasyatidae .....	44
Haemulidae.....	45
Kyphosidae.....	47
Labridae .....	47
Lutjanidae .....	49
Pomacanthidae .....	50
Pomacentridae.....	51
Scaridae.....	52
Serranidae.....	53
Frecuencia dentro y fuera del PNMB.....	55
Frecuencia por punto de monitoreo.....	58
Diversidad .....	64
Simpson .....	64
Shannon .....	64
Análisis de conglomerado .....	65
Dominancia-K.....	66
Discusión.....	68
Conclusiones.....	72
Anexos .....	73
Referencias .....	93



## Tabla de cuadros

---

Cuadro 1. Especies seleccionadas para el monitoreo debido a su importancia comercial y ecológica, agrupadas por familia. ....	30
Cuadro 2. Frecuencia por familia dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.....	55
Cuadro 3. Frecuencia observada de individuos por familia en cada punto de monitoreo dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.....	58
Cuadro 4. Índice de Diversidad de Simpson, según punto de monitoreo.....	64
Cuadro 5. Índice de Diversidad de Shannon, según punto de monitoreo.....	65

**Tabla de ilustraciones**

---

Figura 1. Toneladas métricas desembarcadas en Costa Rica entre los años 1997 y 2007... 15	
Figura 2. Mapa de Costa Rica mostrando la localización del Parque Nacional Marino Ballena..... 27	
Figura 3. Batimetría del PNMB y sus alrededores. .... 29	
Figura 4. Sitios de monitoreo dentro y fuera del PNMB (1 = Bajo Negro, 2 = Bajo Dos Tetas, 3 = Roca La Viuda, 4 = Tómbolo de Punta Uvita, 5 = Bajo Maureen, 6 = Isla Ballena). .... 31	
Figura 5. Distribución porcentual de los individuos observados dentro del Parque Nacional Marino Ballena según familia..... 56	
Figura 6. Distribución porcentual de los individuos observados fuera del Parque Nacional Marino Ballena según familia..... 57	
Figura 7. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Isla Ballena según familia. .... 59	
Figura 8. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Maureen según familia. .... 60	
Figura 9. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Tómbolo de Punta Uvita según familia. .... 60	
Figura 10. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Roca La Viuda según familia. .... 61	
Figura 11. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Dos Tetas según familia..... 62	
Figura 12. Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Negro según familia. .... 63	
Figura 13. Análisis de Clústeres de Bray-Curtis para los sitios de monitoreo (Sample 1 = Isla Ballena, Sample 2 = Bajo Maureen, Sample 3 = Tómbolo de Punta Uvita, Sample 4 = Roca La Viuda, Sample 5 = Bajo Dos Tetas, Sample 6 = Bajo Negro). .... 66	
Figura 14. Análisis de Dominancia-K para los sitios de monitoreo (Sample 1 = Isla Ballena, Sample 2 = Bajo Maureen, Sample 3 = Tómbolo de Punta Uvita, Sample 4 = Roca La Viuda, Sample 5 = Bajo Dos Tetas, Sample 6 = Bajo Negro)..... 67	
Figura 15. Porcentaje acumulativo de las familias de peces de importancia comercial por estación de monitoreo (IB = Isla Ballena, BM = Bajo Maureen, TP = Tómbolo de Punta Uvita, LV = Roca La Viuda, DT = Bajo Dos Tetas, BN = Bajo Negro). .... 69	

**Tabla de anexos**

---

Anexo 1. Rangos de talla de las especies seleccionadas para el monitoreo. ....	73
Anexo 2. Fotografías de especies de la familia Acanthuridae. ....	74
Anexo 3. Fotografías de la familia Balistidae. ....	76
Anexo 4. Fotografías de la familia Carangidae. ....	77
Anexo 5. Fotografías de la familia Carcharhinidae. ....	78
Anexo 6. Fotografías de la Familia Cirrhitidae. ....	79
Anexo 7. Fotografías de la familia Haemulidae. ....	80
Anexo 8. Fotografías de la familia Kyphosidae. ....	82
Anexo 9. Fotografías de la familia Labridae. ....	83
Anexo 10. Fotografías de la familia Lutjanidae. ....	84
Anexo 11. Fotografías de la familia Pomacanthidae. ....	86
Anexo 12. Fotografías de la familia Scaridae. ....	87
Anexo 13. Fotografías de la familia Serranidae. ....	88
Anexo 14. Frecuencia de especies en por punto de monitoreo. ....	89
Anexo 15. Frecuencia de especies adentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena. ...	90
Anexo 16. Fotografías de red de enmalle o trasmallo colocado ilegalmente dentro del PNMB. ....	91

## Glosario de abreviaturas

---

AGRRA = *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment*

AMP = área marina protegida

BM = Bajo Maureen

BN = Bajo Negro

DT = Bajo Dos Tetas

FACA = fauna de acompañamiento

FAO = Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

IB = Isla Ballena

Incopesca = Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura

JICA = Agencia Japonesa para la Cooperación Internacional

LV = Roca La Viuda

MINAET = Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones

PNMB = Parque Nacional Marino Ballena

TM = tonelada métrica

TP = Tómbolo de Punta Uvita

UICN = Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

ZEE = zona económica exclusiva

## Introducción

---

Las poblaciones de peces están en declive a nivel mundial y sus hábitats asociados están siendo dañados a tasas alarmantes, tanto dentro como fuera de las zonas económicas de los países (Martin *et al.*, 2007). Si se considera que los peces son la fuente principal de proteína animal para un quinto de la población mundial (Sumaila *et al.*, 2007) el porvenir no es muy alentador, a menos que se empiecen a producir cambios significativos en la gestión de las pesquerías.

Las áreas marinas protegidas son una herramienta de gestión con una amplia gama de opciones, desde reservas pequeñas con restricción total a la pesca hasta zonas mayores con múltiples áreas zonificadas que permiten rangos variados de uso (Martin *et al.*, 2007). Es un hecho que las reservas marinas benefician a las pesquerías, sólo se necesita una modesta proporción de la costa en reservas con cosecha moderada fuera de éstas para maximizar las ganancias de las pesquerías (White *et al.*, 2008).

El presente proyecto busca determinar el impacto de una reserva marina en el sur de Costa Rica y su posible beneficio hacia áreas circundantes sujetas a la pesca.

## Situación de las pesquerías

---

### Situación mundial

Las pesquerías a nivel mundial comenzaron a expandirse e industrializarse poco tiempo después de la Segunda Guerra Mundial: la sofisticación de las embarcaciones industriales aumentó; las flotas se equiparon con motores de diesel; los equipos de ecolocalización fueron cada vez más sofisticados; y la capacidad de las embarcaciones para refrigerar sus capturas permitió viajes cada vez más largos (Pauly, 2006; Swartz *et al.*, 2010).

La FAO comenzó a reportar las capturas globales a partir de los años cincuenta, lo cual permitió documentar el incremento en las capturas mundiales durante los años sesenta y setenta, aunque el grado de aumento en las capturas se fue reduciendo paulatinamente (Watson & Pauly, 2001; Pauly, 2009; Swartz *et al.*, 2010).

La sobre-explotación pesquera ocurrió primero en las zonas costeras de las naciones industrializadas del Hemisferio Norte. Sin embargo, conforme se fue mejorando la tecnología y la capacidad pesquera, la sobre-explotación se fue extendiendo hacia las zonas oceánicas y hacia el hemisferio Sur (Pauly *et al.*, 2005; Swartz *et al.*, 2010).

Esta expansión geográfica cesó en los años ochenta, mismo momento en que las capturas de nuevas poblaciones de peces recién accedidas (anteriormente sin explotar) dejaron de compensar el colapso de poblaciones previamente sujetas a explotación pesquera (Pauly *et al.*, 2005; Swartz *et al.*, 2010). Es a partir de esta década, los ochenta, que las capturas globales cesaron de aumentar y más bien comenzaron a disminuir lentamente (Swartz *et al.*, 2010).

Conforme se han ido agotando las poblaciones de peces depredadores, el nivel más alto de las cadenas tróficas, las pesquerías se han ido trasladando a los siguientes eslabones de la red para así mantener sus capturas estables y poder compensar la pérdida económica del colapso de las poblaciones de los grandes depredadores.

Los depredadores tope usualmente son más grandes que sus presas y necesitan más tiempo para llegar a la madurez y reproducirse; características que los hacen muy susceptibles a la sobrepesca (Pauly *et al.*, 2005). Si a esto le agregamos que la biomasa de las comunidades de grandes peces depredadores ha decrecido en un 80% durante los últimos 15 años de explotación y que en la actualidad la biomasa de los grandes peces depredadores es tan sólo un 10% de los niveles pre-industriales (Myers & Worm, 2003), existen razones para preocuparse por el estado de los recursos pesqueros.

El efecto de "*Fishing Down Marine Food Webs*" o "*Pescando Hacia Abajo en la Cadena Alimenticia Marina*" (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2005) ejemplifica este problema y la migración de la industria pesquera hacia otras especies. La explotación se inicia sobre depredadores tope (atunes, picudos, meros, tiburones, entre otros) y una vez que estos recursos se vuelven escasos debido a la explotación desmedida, las flotas se concentran en el siguiente nivel de la cadena trófica.

Esta migración de la explotación pesquera hacia eslabones inferiores de la cadena trófica continúa conforme se van explotando los niveles superiores. Por esta razón, un análisis de los desembarcos históricos mostrará una tendencia hacia la baja en su nivel trófico promedio (Pauly *et al.*, 2005). Conforme las pesquerías agotan un nivel trófico alto y estas especies dejan de ser económicamente viables, la flota pesquera avanza al siguiente nivel y así sucesivamente.

#### Situación en Costa Rica

En Costa Rica, la situación no es muy diferente. A partir de los años cincuenta, empezó la pesca industrial de camarón, la cual rápidamente comenzó a migrar de recursos de aguas someras a especies de aguas intermedias para finalizar capturando recursos de aguas profundas según se fueron sobre-explotando los recursos (Álvarez & Ross Salazar, 2010).

La pesquería de camarón, con sus altas tasas de pesca incidental, es una excelente oportunidad para comprobar el efecto de "*Pescando Hacia Abajo en la Cadena Alimenticia Marina*". Un análisis de las bitácoras de embarcaciones camaroneras en el Pacífico de Costa Rica evidencia cómo la sobrepesca de especies de peces, junto con las altas tasas de descarte de la pesca de arrastre, propiciaron este efecto en Costa Rica: el nivel trófico de la pesca incidental durante los cincuenta y sesenta fue superior a 3,3; mientras que para el 2006 bajó a poco más de 2,5 (Álvarez & Ross Salazar, 2010).

Costa Rica sufre los mismos problemas de gestión pesquera observados en muchos otros países, con fuerte evidencia al respecto:

#### *Pesca ilegal*

Las autoridades nacionales cuentan con poca capacidad logística, presupuestaria y de personal para evitar la pesca ilegal de especies de peces bentónicos, demersales y pelágicos, de moluscos, langostas y cangrejos. La pesca ilegal en el país extrae individuos de tallas menores a lo permitido (por ejemplo, la langosta del Pacífico *Panulirus gracilis*, la langosta del Caribe *P. argus* y la piangua *Anadara tuberculosa* y *A. similis*), fuera de temporada (por ejemplo, la pesca ilegal durante la veda anual del Golfo de Nicoya, principal zona pesquera del país), con artes ilegales (por ejemplo, el uso de redes de arrastre artesanales o trasmallos con luz de malla menores a lo establecido por la legislación nacional) o dentro de zonas con restricción pesquera (por ejemplo, la pesca dentro de áreas marinas protegidas con restricciones a la pesca).

#### *Pesca sobre agrupaciones de desove*

Este tipo de pesca intensa sobre los *stocks* de peces mientras se reproducen es común en la costa Atlántica y Pacífica de Costa Rica, especialmente sobre especies de alto valor comercial como el mero Goliat o la cabrilla de profundidad (*Epinephelus itajara*, especie en peligro de extinción según la UICN) (UICN, 2009), el ballyhoo (*Hemiramphus* spp.), y los pargos (*Lutjanus* spp.), entre otros.

Se ha comprobado que este tipo de pesca tiene efectos negativos sobre las poblaciones de peces y su capacidad de recuperación (Pizarro, 2002; Rhodes, 2004; Burke & Maidens, 2005). Al capturar a los individuos antes de que los mismos se puedan reproducir se causa un doble efecto sobre las poblaciones de peces: individuos con alto potencial reproductivo se retiran del medio y se reduce el número de reclutas que entrarían a la población.

#### *Pesca con redes de arrastre*

En Costa Rica, la pesca de arrastre en aguas someras entra en conflicto directo con otras pesquerías, afectando su productividad al capturar peces juveniles de especies comerciales (Gutiérrez, 2001; Álvarez & Ross Salazar, 2010). Esta actividad impacta sobre las poblaciones de invertebrados, peces y tortugas, debido al uso de artes de pesca no selectivas que conllevan altos índices de pesca incidental (Sumaila *et al.*, 2000; Vijayan *et al.*, 2000; Pizarro, 2002; Eayrs, 2007; FAO, 2009).

Adicionalmente, las embarcaciones de pesca de arrastre han mostrado una tendencia en años recientes a enfocar sus capturas sobre pesca de escama. Si bien es cierto, la legislación nacional permite la comercialización de la FACA (Asamblea Legislativa, 2005), se prohíbe que la pesca de arrastre de camarón concentre sus esfuerzos sobre poblaciones de peces. Sin embargo, debido a la sobre-explotación del recurso camarón, los capitanes de pesca faenan sobre bancos de peces para obtener capturas sustitutas.

#### *Pesca fantasma*

En Costa Rica, es práctica común de los pescadores cortar los aparejos de pesca y abandonarlos si están en áreas vedadas o usando arte ilegales y observan que las autoridades se aproximan. La pesca fantasma tanto de especies comerciales como no comerciales por medio de aparejos de pesca abandonados es uno de los problemas principales que enfrentan las poblaciones de peces a nivel mundial (Vijayan *et al.*, 2000; Pizarro, 2002; FAO, 2009).

#### *Gestión pesquera en Costa Rica*

La gestión pesquera en Costa Rica no siempre ha sido la adecuada, razón por la cual no se han tomado medidas importantes, como tallas mínimas o vedas acordes con necesidades biológicas. Es típico que las vedas temporales (actualmente sólo se dan en el Golfo de Nicoya, en el Pacífico central; y para la langosta del Caribe *Panulirus argus*) ocurran cuando las entidades gubernamentales tienen capacidad de pago de subsidios a los pescadores y no cuando las recomendaciones técnicas lo aconsejan.

La falta de medidas de gestión que consideren el ciclo de vida de los peces los hace vulnerables a la presión pesquera. Al no considerar vedas temporales durante época reproductiva o espaciales sobre agregaciones de desove se permite que los pescadores eliminen selectivamente los organismos más grandes debido a su mayor valor,

evidenciado en la disminución del tamaño promedio de los peces en el ecosistema (Sumaila *et al.*, 2000; Burke & Maidens, 2005), signo típico de la sobrepesca.

La falta de regulaciones de pesca sobre tallas tanto mínimas como máximas en Costa Rica causa un desbalance en la capacidad de recuperación de las poblaciones de peces bajo explotación pesquera. Los peces más grandes tienen un mayor rendimiento reproductivo; al eliminarlos, se disminuye la capacidad de recuperación de las poblaciones (Sumaila *et al.*, 2000; Burke & Maidens, 2005). Al capturar peces pequeños, se está cortando su ciclo de vida y evitando que los mismos colaboren con la recuperación de las poblaciones sujetas a la pesca (FAO, 2009).

Las estadísticas pesqueras del Incopesca (ente rector de la pesca en Costa Rica) están desfasadas y sin actualizar, por lo cual se dificulta un manejo adecuado de las pesquerías. Un análisis de las estadísticas disponibles más recientes permite observar claramente un declive en los últimos años, pasando desde 21.216 toneladas métricas en 1997 a 15.449 toneladas métricas en el 2006, con un pico de 26.501 toneladas métricas en el 2001 (Figura 1).

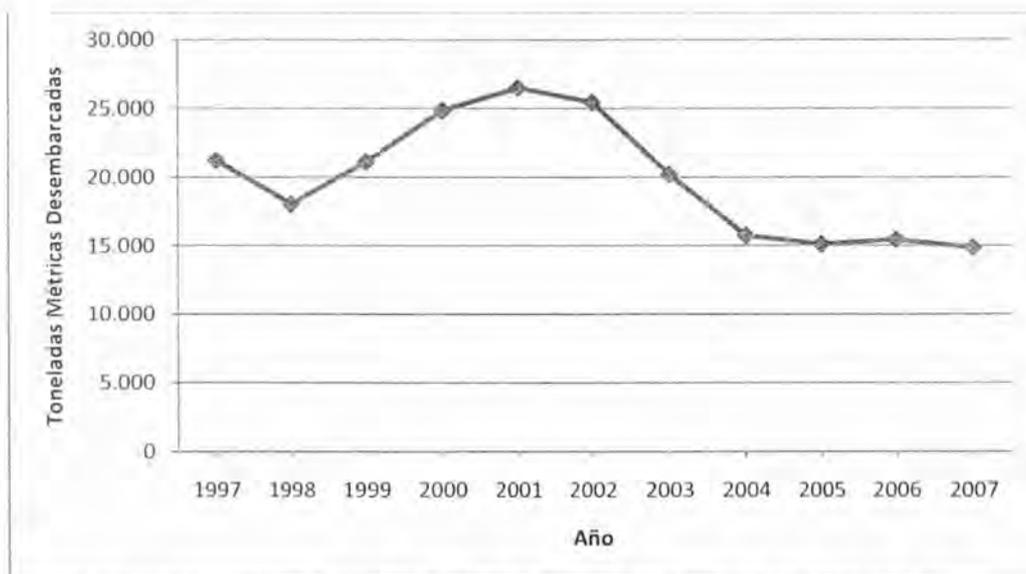


Figura 1. Toneladas métricas desembarcadas en Costa Rica entre los años 1997 y 2007.

A pesar de que existe una amplitud de estudios que demuestran la sobreexplotación de los recursos pesqueros del país, el Incopesca no ha ejecutado medidas de gestión acordes con la evidencia científica.

#### Camarón

El camarón blanco (*Litopenaeus occidentalis*, *L. stylirostris* y *L. vannamei*), uno de los principales recursos pesqueros del país, necesita reducciones sustanciales tanto en el esfuerzo pesquero como en las capturas anuales (Araya *et al.*, 2007; Álvarez & Ross Salazar, 2010). A pesar de esta necesidad y del criterio técnico de su propio equipo de científicos, el Incopesca no ha decretado medidas al respecto y la única razón por la



que el esfuerzo pesquero se ha reducido es que la pesca de camarón blanco ya no es comercialmente viable para tantas embarcaciones. Para evitar pérdidas económicas debido a este declive en las poblaciones, varios armadores no tienen a sus barcos en operación (Álvarez & Ross Salazar, 2010).

Mientras tanto, los camarones de profundidad (*Heterocarpus affinis*, *H. vicarius* y *Solenocera agassizi*) se encuentran sobre-explotados y su pesca ya no es comercialmente viable, razón por la cual es necesaria una moratoria (Wehrtmann & Echeverría-Sáenz, 2007; Wehrtmann & Nielsen-Muñoz, 2009; Wehrtmann *et al.*, 2011). La misma industria pesquera solicitó al Incopezca una moratoria de varios meses en la pesca de camarón de profundidad para que las poblaciones se recuperaran, sin embargo esa entidad hizo caso omiso a esta solicitud (Wehrtmann & Nielsen-Muñoz, 2009).

### Moluscos

La extracción desmedida de la chucheca (*Grandiarca grandis*) y el cambute (*Strombus* spp.) durante los años setenta, ochenta e inicios de los noventa causó un colapso de sus poblaciones, promoviendo que dichas especies estén actualmente protegidas de la extracción y comercialización (Poder Ejecutivo, 1990; INCOPECSA, 2000). Sin embargo, estas especies fácilmente se pueden observar a la venta de manera abierta en comercios costeros, sin que las autoridades tomen medidas al respecto.

### Tiburones

El tiburón gris o sedoso (*Carcharhinus falciformis*) es la especie de tiburón que más se captura en el país (sus desembarques contabilizan el 70% de todos los tiburones) (PANT-CR, 2010), sin embargo la mayoría se comercializa por debajo de los 25 kilogramos (INCOPECSA, 2011), muy por debajo de los aproximados 58 kilogramos alcanzados a su talla de madurez sexual (Kohler *et al.*, 1996). A pesar de esto, no se han establecido tallas mínimas de captura para esta especie considerada como cercana al peligro de extinción por la UICN (UICN, 2009).

Casi la totalidad de los tiburones martillos capturados en las cercanías de la costa Pacífica de Costa Rica es menor a la talla de primera madurez (Arauz *et al.*, 2007b; Arauz *et al.*, 2008; Zanella, 2008; López & Zanella, 2011), sin embargo no se han ejecutado medidas para reducir su captura incidental o implementado tallas mínimas de captura.

Los tiburones representan uno de los recursos más importantes en las pesquerías de Costa Rica (Arauz *et al.*, 2004; Arauz *et al.*, 2007a; Arauz *et al.*, 2008), sin embargo el país no cuenta con verdaderas medidas de manejo para este grupo, más allá de la prohibición de desembarcar cuerpos de tiburón sin las aletas adheridas. Esto a pesar de que los tiburones son depredadores tope que, debido a sus características de crecimiento lento, madurez tardía y bajos índices de fecundidad, son altamente vulnerables a la sobrepesca (Anislado Tolentino, 2000; Musick & Bonfil, 2005; PANT-CR, 2010).



### *Peces óseos*

La Universidad Nacional determinó en el 2011 que el pargo manchado (*Lutjanus guttatus*), el pargo rojo (*L. peru*), la china rayada (*Stellifer chrysoleuca*) y la macarela (*Scomberomorus sierra*) se capturan todos por debajo de la talla de primera madurez en el Golfo Dulce, el principal estuario del Pacífico Sur de Costa Rica (Viquez Portuguez *et al.*, 2011). Sin embargo, no se han tomado medidas de gestión para su captura.

### *Zonas de crianza*

En el año 2007, un proyecto ejecutado por JICA, el Incopesca y la Universidad Nacional identificó sitios de crianza para el pargo manchado (*Lutjanus guttatus*) y la corvina reina (*Cynoscion albus*) en los alrededores de varias islas del Golfo de Nicoya (Araya *et al.*, 2007), sin embargo estos sitios no reciben medidas de gestión destinadas a la protección de las especies durante sus épocas de reproducción masiva.

#### Panorama mundial

En la historia humana, los momentos en que se ha alcanzado la sostenibilidad en una pesquería han ocurrido, en su mayoría, como resultado de nuestra inhabilidad de acceder a una parte importante de la población explotable y no debido a una gestión pesquera adecuada (Pauly *et al.*, 2002; Pauly *et al.*, 2005). Al proteger determinadas áreas de concentración y reproducción de especies marinas se busca garantizar que parte de esta población explotable esté protegida de la extracción, pueda regenerarse y que, eventualmente, migre a zonas donde puede ser pescada comercialmente.

Las AMP son zonas geográficamente delimitadas en dónde se restringe la actividad humana de una u otra forma, con restricciones parciales o totales a la pesca. Un ejemplo son las reservas marinas, mundialmente consideradas como zonas de restricción total a la pesca.

Existen evidencias de que la biomasa desovante, la abundancia y la talla promedio de los peces pueden incrementar dentro de las AMP, además de producirse incrementos en la densidad íctica tanto dentro como fuera de estas zonas y en algunos casos incrementos en las capturas pesqueras en sitios circundantes (Halpern & Warner, 2002; Gerber *et al.*, 2005; White *et al.*, 2008; Lester *et al.*, 2009).

Una compilación de 89 estudios independientes demostró que cuatro parámetros biológicos tienen cambios significativos dentro de las AMP en comparación con zonas sin protección: la diversidad aumentó entre un 20 y un 30%, la biomasa se triplicó, la densidad aumentó el doble y el tamaño de los peces incrementó (Halpern, 2003).

En un reporte sobre la ciencia de las reservas marinas se demostró que los peces, invertebrados y algas marinas típicamente crecen un 28% más y son 166% más abundantes dentro de éstas; mientras que la densidad de especies aumenta un 21% y la biomasa 466%; los peces e invertebrados de mayores tallas dentro de las reservas pueden producir más juveniles que animales más pequeños fuera de las reservas marinas; y las especies objeto de la pesca incrementan dentro de las reservas marinas, mientras que las especies presa de éstas disminuyen (PISCO, 2007).

Las reservas marinas son una herramienta de manejo legítima necesaria para prevenir que toda el área de distribución de las especies explotadas esté sujeta a la pesca (Beattie *et al.*, 2002; Lubchenco *et al.*, 2003; Pauly *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2007; Lester *et al.*, 2009). Estos efectos se deben a una reducción en la mortalidad, una reducción en la destrucción de los hábitats y a efectos ecosistémicos indirectos (Lubchenco *et al.*, 2003).

Las reservas marinas como herramientas básicas de manejo en pesquerías marinas, permiten la migración de poblaciones de peces desde zonas protegidas de la pesca hacia zonas donde son sujetos a la explotación pesquera (Nowlis & Roberts, 1999; Beattie *et al.*, 2002; Gerber *et al.*, 2003; Avasthi, 2005; Hughes *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2007; Lester *et al.*, 2009; Halpern *et al.*, 2010), es por esto que es común que referirse a las AMP como semilleros que alimentan otras áreas marinas.

Para que las AMP sean herramientas útiles en la conservación de la biodiversidad se deben considerar los ecosistemas que se van a proteger; los recursos marinos y la industria pesquera dependen de ecosistemas marinos saludables que permitan a las poblaciones y a los *stocks* de pesca recuperarse de la sobre- explotación (Nowlis & Roberts, 1999; Lubchenco *et al.*, 2003; PISCO, 2007; Worm *et al.*, 2009). Esto se hace protegiendo zonas importantes para las especies como lugares de apareamiento, desove, reclutamiento y congregación (Martin *et al.*, 2007; PISCO, 2007; Francini-Filho & Mourab, 2008; Forcada *et al.*, 2009).

Se considera que las reservas marinas aumentan las poblaciones de peces en zonas circundantes mediante dos mecanismos principales: la biomasa poblacional dentro de la zona de exclusión conlleva a una mayor producción y dispersión larvaria; y los peces que han aumentado de tamaño en la zona de exclusión muestran una exportación neta hacia zonas de pesca adyacentes (Ashworth & Ormond, 2005).

Nuevos análisis indican que los beneficios de las reservas marinas no están ligados a la colocación de reservas en mejor localidades; ni parecen estar ligados a esfuerzo pesquero desplazados fuera de las reservas; incluso las reservas pequeñas pueden producir respuestas biológicas importantes sin importar la latitud; los efectos de las reservas varían según los grupos taxonómicos, no todas las especies aumentan como respuesta a la protección (Lester *et al.*, 2009).

Existen diferentes opiniones acerca del porcentaje del territorio marino que se debe proteger bajo restricción pesquera para que las AMP sean verdaderamente funcionales, unos citan el 20 por ciento, otros el 35 por ciento (Avasthi, 2005). Lo cierto es que los factores más importantes en la creación de las AMP son las especies, el hábitat y los objetivos de conservación a preservar para cada AMP y para la red de protección (Botsford *et al.*, 2003; Avasthi, 2005).

Los factores principales que afectan la tasa a la que las especies objetivo de las pesquerías se recuperan dentro de las reservas marinas son: el tamaño de la población inicial, la tasa intrínseca de aumento, las relaciones de reclutamiento de los *stocks*, el tamaño de las reservas, la estructura de la metapoblación, las relaciones con localidades fuente, las variaciones anuales en el éxito de eventos de reclutamiento individuales, el éxito de reducir la mortalidad por pesca dentro de la reserva, y el grado al cual la pesca ha afectado las poblaciones (Babcock *et al.*, 2010).

Las reservas marinas bien diseñadas, con el fin de proteger o restaurar ecosistemas marinos proveen servicios ecosistémicos a una tasa sostenible. Los servicios ecosistémicos que proveen las reservas marinas incluyen producción de peces y mariscos; buena calidad de agua; control de pestes y patógenos; protección costera y regulación climática (PISCO, 2007)

### Efecto de desborde

El efecto de desborde ha sido comprobado en una amplia gama de estudios alrededor del mundo. Este efecto consiste en el desborde de especies marinas desde las AMP, especialmente zonas con exclusión pesquera, hacia zonas adyacentes que carecen de protección. Al estar protegidas estas zonas de la pesca, las poblaciones tienen una oportunidad de recuperarse y, conforme aumenta el tamaño de la

población, se da el fenómeno del desbordamiento (Lubchenco *et al.*, 2003; Ablan *et al.*, 2004; PISCO, 2007; Francini-Filho & Mourab, 2008; Forcada *et al.*, 2009).

Las AMP tienen el potencial de intensificar la sostenibilidad a largo plazo de los recursos costeros piscívoros que han sido sobre-explotados. El tipo y calidad de los hábitats, tanto dentro como fuera de las AMP, pueden determinar la probabilidad de la migración de los peces hacia zonas sin protección circundantes donde se da el desborde hacia las pesquerías (Forcada *et al.*, 2009).

Este efecto de desborde ocurre de diferentes maneras según las familias que se estudien. Por ejemplo, ciertas especies de peces pueden incrementar en zonas sin protección a la pesca debido a una reducción en la competencia por recursos con otras especies que sufren explotación pesquera; la pesca reduce la abundancia de la mayoría de las familias, especialmente de los depredadores; la abundancia de ciertas familias y especies sujetas a bajos índices de pesca, en especial herbívoros, puede aumentar (Ashworth & Ormond, 2005). Es por esto que el efecto de desborde puede depender, hasta cierto nivel y en determinada dirección, del grupo trófico y de la intensidad de pesca.

El efecto de desborde se ve limitado por una falta de hábitat adecuado continuo a lo largo y a través de las fronteras de las AMP (Forcada *et al.*, 2009). Para que un AMP sea una herramienta útil en el manejo pesquero se debe considerar este factor, para así asegurarse que las poblaciones de peces están migrando hacia zonas de explotación pesquera.

Las zonas fuera de las áreas protegidas son las que normalmente están sujetas al esfuerzo pesquero, lo cual hace que esta migración sea importante para que estas zonas se puedan repoblar y recuperarse de la explotación pesquera. Es por esto que las AMP tienen un rol importante en la protección de la biodiversidad y la regeneración de las pesquerías.

### *Ejemplos alrededor del mundo*

En el Mar Rojo se demostró que en las zonas de pesca adyacentes a las AMP las primeras familias en sufrir reducciones en sus números, según la intensidad de la presión pesquera, son las de los depredadores principales (Lethrinidae, Serranidae y Lutjanidae), seguidas por el siguiente nivel trófico con familias coralívoras y zooplanctófagas (Chaetodontidae y Scaridae), terminando con los herbívoros dominantes (Acanthuridae y Siganidae). El efecto de desborde en áreas marinas protegidas del Mar Rojo dependió tanto de la intensidad pesquera como del grupo trófico. Seis familias de peces mostraron declives importantes en abundancia al irse alejando del centro de la zona de exclusión pesquera (Ashworth & Ormond, 2005).

En Filipinas, se observó que la densidad total de peces es mayor dentro de reservas marinas en comparación a arrecifes sujetos a la explotación pesquera. Sin embargo, se observó que sólo la densidad de peces sujetos a la explotación aumentó después del establecimiento de zonas de exclusión (Maliao *et al.*, 2009).

En las islas de Apo y Sumilon en las Filipinas, un monitoreo constante desde su creación en 1974 ha permitido un conocimiento sin precedentes de los cambios a largo

plazo dentro de las reservas marinas. Se logró demostrar que las reservas causan incrementos en la abundancia, talla y biomasa de las especies; y que pueden beneficiar a las pesquerías circundantes. Estas reservas han proveído beneficios económicos a las comunidades locales al incrementar el turismo y los beneficios asociados (PISCO 2007).

En Brasil, en un estudio para evaluar las poblaciones de peces antes y después del establecimiento de una reserva marina, se concluyó que las reservas marinas promueven el incremento de la biomasa de especies comercialmente importantes tanto dentro de sus límites como fuera de estos por medio del desborde. La importancia de este estudio es que se contó con datos anteriores a la creación de la reserva para poder cuantificar los cambios reales tras su creación (Francini-Filho & Mourab, 2008).

En California existe una iniciativa para crear una red de reservas marinas a lo largo de la costa de este estado norteamericano. Estas reservas varían según el objetivo de conservación y se van alternando con zonas donde sí se permite la pesca, para que así haya un efecto multiplicador en la recuperación de las especies marinas (Avasthi; 2005; PISCO, 2007).

La protección del archipiélago Jardines de la Reina en Cuba dentro de una reserva marina de 120 kilómetros de largo causó que la biomasa de peces dentro de la reserva se triplicara y ahora tiene una de las comunidades arrecifales más saludables de todo el Caribe. La biomasa de depredadores como tiburones y meros es diez veces mayor dentro de la reserva que fuera de esta (PISCO, 2007).

En Chile, la creación de la Reserva Marina Los Cruces causó un rápido incremento de adultos y juveniles de una especie sobre-explotada, el abulón chileno (*Concholepas concholepas*). Su abundancia aumentó por un factor de veinte dentro de la reserva después de cuatro años de protección. Después de diez años los abulones eran más grandes y producían 40 veces más huevos dentro de la reserva marina (PISCO, 2007).

En las Bahamas, en el Parque Marino y Terrestre de Exuma Cays, se encontró que los adultos de peces y juveniles de cambute (*Strombus* spp.) se movilizan o son llevados a la deriva hacia zonas de pesca. La reserva marina presentó siete veces más biomasa del mero de Nassau (*Epinephelus striatus*) y una densidad treinta veces mayor de cambute (*Strombus gigas*) (PISCO, 2007).

Para que las reservas marinas y AMP sean efectivas como herramientas de conservación y de manejo pesquero se deben considerar los hábitos de las especies que se busca proteger. Un estudio en Nueva Zelanda que siguió los patrones de movimiento del sargo plateado (*Pagrus auratus*) por medio de seguimiento ultrasónico demostró cierta fidelidad de sitios por parte de la especie durante diversos periodos de tiempo. Al conocer los patrones de comportamiento de las especies a proteger se pueden diseñar AMP y redes de AMP que multipliquen sus beneficios (Egli & Babcock, 2004).

Las AMP de mayor tamaño y con más tiempo de existencia presentan densidades de peces consistentemente mayores en comparación con AMP más pequeñas y de creación más reciente. Adicionalmente, las AMP con esfuerzos de control y vigilancia efectivos y constantes también mostraron mayores densidades que aquéllas con



escasos controles (Maliao *et al.*, 2009). Este último detalle es de gran importancia y viene a puntualizar que la protección debe ir acompañada de una fiscalización adecuada y constante.

Un estudio que analizó observaciones de poblaciones de peces de varias décadas dentro de reservas marinas ubicadas alrededor del mundo concluyó que las poblaciones de especies objetivo de las pesquerías son más estables dentro de las reservas que en zonas abiertas a la explotación pesquera, sugiriendo mayor resiliencia ecológica. En el 78% de los casos ( $n = 15$ ), las poblaciones de especies directamente explotadas aumentaron a través del tiempo dentro de las reservas y los efectos directos sobre estas especies ocurrieron relativamente rápido apareciendo, en promedio, a las cinco años de su creación (Babcock *et al.*, 2010). Esto es un beneficio importante de las reservas marinas con respecto a su función como herramientas de conservación y restauración.

En otro estudio que evaluó 112 mediciones independientes en 80 reservas marinas alrededor del mundo se concluyó que dentro de las mismas se mostraron valores promedio mayores de densidad, biomasa, tamaño de los organismos y diversidad dentro de periodos cortos (uno a tres años). Estos valores se mantuvieron en el tiempo a través de las reservas (hasta 40 años), por lo que las respuestas biológicas dentro de las reservas marinas parecen ocurrir rápidamente y perduran en el tiempo (Halpern & Warner, 2002).

Las reservas marinas usualmente tienen efectos indirectos; por ejemplo, se pueden observar efectos tróficos en lugares donde aumentan las especies explotadas de niveles tróficos mayores, causando un declive en sus especies presa. En ecosistemas tropicales, la recuperación de peces herbívoros dentro de reservas marinas puede conllevar una reducción en la biomasa de macroalgas y, por ende, en una liberación de espacio, resultando en un reclutamiento coralino intenso (Babcock *et al.*, 2010).

La mayoría de los factores que influyen en la recuperación de las poblaciones dentro de las reservas marinas están relacionados con crecimiento poblacional, sugiriendo que la recuperación es un proceso acumulativo; adicionalmente, el diseño de las reservas y las tasas de movimiento a través de sus límites frecuentemente tienen un rol importante (Babcock *et al.*, 2010).

### Áreas marinas protegidas en Costa Rica

En Costa Rica, el Reglamento de la Ley de Biodiversidad (Poder Ejecutivo, 2008a) cita cuatro categorías de gestión que pueden usarse dentro del término Área Marina Protegida: Reserva Biológica, Parque Nacional, Humedal y Refugio de Vida Silvestre. A éstas se le suman dos categorías de reciente creación: Reserva Marina y Área Marina de Manejo (Cajiao *et al.*, 2010). Todas estas categorías se encuentran bajo el manejo del Ministerio del Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET).

En el caso de Costa Rica, el conocimiento acerca de zonas importantes para las especies como lugares de apareamiento, desove, reclutamiento y congregación no está compilado apropiadamente. Es por esto que tradicionalmente no se usaron bases científicas sólidas para la creación de las AMP y éstas generalmente consistían en trazos arbitrarios sobre un mapa.

En Costa Rica, más del 20% del Mar Patrimonial se encuentra protegido bajo alguna categoría de gestión. La mayor parte de la flota pesquera nacional faena en esta franja de doce millas, la mayoría siendo embarcaciones de pequeña escala. Es por esto que es importante para el país realizar un manejo pesquero adecuado de esta zona sujeta a explotación pesquera, combinando AMP con zonas de producción.

Este tipo de pesquerías son potencialmente más sostenibles que las pesquerías de gran escala, sin embargo se ven limitadas por su falta de infraestructuras. Las pesquerías de pequeña escala generalmente usan artes de pesca que son menos intensivas en términos de energía; no operan lejos de la costa; en su mayoría no utilizan técnicas que destruyen los hábitats bentónicos; pueden enfocarse sobre diferentes especies según su disponibilidad; prácticamente no producen harinas de pescado; emplean 25 veces más personas; y utilizan un cuarto del combustible para capturar la misma cantidad de peces comestibles (Jacquet & Pauly, 2008).

En la totalidad de la ZEE de Costa Rica se cuenta con tan solo un 2,65% de áreas protegidas, una diferencia bastante grande en comparación al grado de protección del Mar Patrimonial. De hecho, la única AMP fuera de las doce millas es la que rodea al Parque Nacional Isla del Coco: el Área Marina de Manejo Montes Submarinos, creada en el 2011.

A pesar de contar con un número alto de AMP, Costa Rica no cuenta con evaluaciones adecuadas de su efectividad en la protección de especies marinas. Tan sólo se cuenta con un estudio puntual elaborado por la *National Geographic*, en el cual se determinó que la biomasa de depredadores tope dentro del Parque Nacional Isla del Coco era la mayor del Pacífico Este Tropical y entre las más altas del mundo (Sala, 2009). A pesar de ser una investigación de gran importancia, que contó con un equipo integrado por científicos de renombre internacional, sus resultados deben ser analizados dentro del contexto de la expedición, debido a que la evaluación se hizo durante la mejor época del año para observar depredadores y sólo se realizó un crucero de investigación.

En años recientes, los pescadores nacionales se han ido percatando del estado precario de las pesquerías y han impulsado iniciativas de Áreas Marinas de Pesca Responsable, un tipo de AMP gestionada por el Incopesca. Categorías de este tipo junto con zonas de exclusión son de vital importancia para el manejo pesquero y la recuperación de las poblaciones de peces (Huber *et al.*, 2003). Este cambio de mentalidad en el pescador costarricense es de gran importancia, ya que son ellos mismos quienes se han acercado a la autoridad pesquera solicitando la creación de estas áreas.

## Justificación

---

El monitoreo puede dar información que ayude tanto en el cambio de opciones de gestión de las AMP como en su localización (Gerber *et al.*, 2005). Para ver si se produce un efecto de desborde, se deben evaluar las variaciones de las poblaciones de especies y la diversidad dentro del área protegida y en zonas vecinas, que se usan como control (Gerber *et al.*, 2005; Forcada *et al.*, 2009; Maliao *et al.*, 2009). Debido a que existe un vacío de información para las AMP de Costa Rica, es importante realizar un esfuerzo para compilar datos acerca de la eficacia de la protección de ecosistemas clave a nivel nacional.

Un monitoreo es crítico para evaluar la efectividad de las reservas marinas y la eficacia de una reserva para recuperar las poblaciones de especies dentro de su área; además permite la pronta modificación de las estrategias de manejo y monitoreo (Gerber *et al.*, 2005). Los resultados de los monitoreos permiten refinar los modelos matemáticos usados para evaluar el estado de las poblaciones, modificar las acciones, incrementar el patrullaje, modificar los límites de las reservas, buscar otras causas del declive de las poblaciones o cambiar el régimen de monitoreo. Inclusive un programa de monitoreo bien establecido y funcional permite maximizar los ingresos de pesquerías aledañas (Gerber *et al.*, 2005).

La selección de las especies puede variar desde usar toda la fauna a concentrarse en sólo fauna íctica, o en grandes depredadores, en indicadores ecológicos, en especies comerciales, etc. (Gerber *et al.*, 2005). Los monitoreos deben ir ligados a la evaluación de las poblaciones de especies indicadoras tanto dentro como fuera de las AMP, para así poder influenciar en la toma de decisiones.

El estudio se llevará a cabo en el PNMB, debido a su riqueza en especies marinas y a la presencia de arrecifes coralinos y rocosos que sirven como sumideros para especies marinas (Sierra *et al.*, 2006). Cerca del PNMB, tanto al sur como al norte del mismo, se pueden encontrar arrecifes de características similares, aunque no tan vastos como los que se encuentran dentro del área protegida.

Los estudios sobre los efectos de las reservas marinas se han concentrado en reportar incrementos a través del tiempo en la abundancia de especies objetivo de la pesca, reportando pocos cambios en grupos de peces que no son objeto de la pesca. Estos ligeros cambios que se han observado en poblaciones de peces no objetivo de la pesca se consideran como el resultado de un efecto indirecto después de restaurar las poblaciones de depredadores mayores (Babcock *et al.*, 2010). Es por esto que el presente proyecto se concentra en especies de importancia comercial y no considera especies menores que no están sujetas a la pesca.

El efecto de desborde se espera que opere a través de escalas espaciales pequeñas, desde decenas hasta pocos cientos de metros, dependiendo en la movilidad de las especies y la conectividad del hábitat (Francini-Filho & Mourab, 2008). Por esta razón, los sitios de monitoreo fuera del PNMB se escogieron a corta distancia de sus límites y con hábitats semejantes a aquéllos dentro del Parque.

Estos sitios escogidos se encuentran en una relativa línea recta a partir del borde del PNMB, cada uno a una mayor distancia. Se hizo esta selección para poder evaluar

el posible efecto de desborde desde la zona de exclusión pesquera hacia zonas circundantes mediante el análisis de gradientes de abundancia conforme se penetra en zonas de pesca y se aleja del centro de la zona de exclusión pesquera (Ashworth & Ormond, 2005).

## Objetivos

---

### Objetivo General

Elaborar una base científica sobre las especies de importancia comercial y ecológica en el Parque Nacional Marino Ballena, para estudiar las tendencias en sus poblaciones a largo plazo tanto dentro como fuera de las áreas protegidas.

### Objetivo Específico 1

Verificar si el *estatus* de protección del Parque Nacional Marino Ballena tiene efecto sobre la diversidad y la abundancia de peces de importancia comercial y ecológica, tanto espacial como temporalmente.

#### Indicador

Número de campañas de buceo realizadas.

#### Meta

Línea de base de las especies presentes dentro y fuera de las áreas protegidas.

### Objetivo Específico 2

Estudiar la estructura de tallas de las especies de importancia comercial y ecológica, dentro y fuera de las áreas protegidas, a través del tiempo.

#### Indicador

Número de especies analizadas.

#### Meta

Caracterización de la estructura de tallas.

### Objetivo Específico 3

Elaborar recomendaciones para una gestión de los recursos a nivel local.

#### Indicador

Número de criterios elaborados.

#### Metas

Lista de recomendaciones de gestión para el uso sostenible de los recursos estudiados.

## Materiales y Métodos

### Zona de estudio

Un desarrollo costero mal gestionado somete a los ambientes marino-costeros a estrés por daño causado por presiones como la escorrentía desde sitios de construcción, la eliminación de hábitats costeros y la extensa descarga de aguas residuales no tratadas, las cuales son una fuente muy importante de nutrientes que ingresan en las aguas costeras (Burke & Maidens, 2005). En la zona sur de Costa Rica, se está dando un crecimiento económico importante, que incluye el auge de nuevos hoteles, residencias y un incremento poblacional acelerado.

La demanda por parte de hoteles y restaurantes de especies como pargos, meros, langostas y moluscos genera mucho dinero para la economía local. Debido a que la mayoría de los arrecifes están cerca de la costa y geográficamente confinados, la distribución de los peces es conocida por los pobladores locales debido a años de experiencia (Burke & Maidens, 2005).



**Figura 2.** Mapa de Costa Rica mostrando la localización del Parque Nacional Marino Ballena.

El PNMB fue establecido en 1989 con el fin de proteger los ecosistemas coralinos de Punta Uvita, las especies comerciales asociadas a los arrecifes coralinos y el refugio temporal de la ballena jorobada (Poder Ejecutivo, 1989). Este se ubica en el litoral



Pacífico de Costa Rica (**Figura 2**), entre la desembocadura del Río Morete y Punta Piñuelas, en el distrito de Bahía Ballena, del cantón de Osa, provincia Puntarenas (Alvarado & Aguilar, 2009).

El PNMB tiene una extensión de 115 hectáreas terrestres y 5.375 hectáreas marinas. Dentro del Parque existe una serie de islas y rocas, así como un tómbolo (formación geológica producto de la acumulación de arena que queda expuesta en marea baja), sitios que son ideales para el desarrollo de arrecifes y comunidades coralinas y, por ende, ideales para otros organismos como peces, estrellas de mar, abanicos de mar y moluscos (Alvarado, 2007).

La zona en la que se encuentra el PNMB es un área con precipitación que va de moderada a fuerte, con un promedio anual de 3.000-3.500 milímetros (Alvarado & Aguilar, 2009). El clima es húmedo, muy caliente, con una estación seca moderada (35-70 días de déficit de agua), una temperatura media anual entre los 23° y 27°C, y una estación seca que va desde finales de diciembre hasta inicios de mayo (Alvarado & Aguilar, 2009).

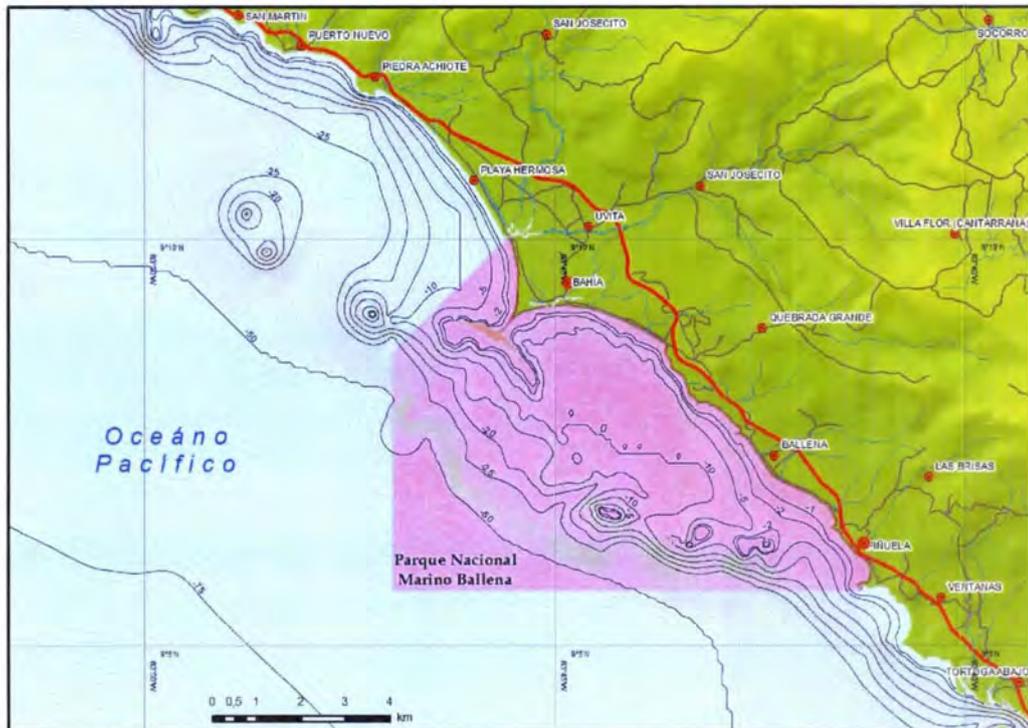
Este Parque se encuentra localizado en un área muy productiva, resultando en un valor alto de saturación de oxígeno (120%). Esto sugiere que existen buenas condiciones para el desarrollo de fitoplancton, zooplancton y otros grupos (Alvarado & Aguilar, 2009).

El PNMB alberga 18 especies de coral (Alvarado *et al.*, 2005), 25 especies de equinodermos (Alvarado & Fernández, 2005), 79 especies de peces marinos (Salas & Alvarado, 2008), 5 especies de árboles de manglar (Sierra *et al.*, 2006), 6 especies de mamíferos marinos (Sierra *et al.*, 2006), y una diversidad de aves marinas, esponjas, cangrejos, anémonas y moluscos, incluyendo el cambute, y a la langosta del Pacífico especies protegidas (Sierra *et al.*, 2006).

Los altos índices de precipitación (Alvarado & Aguilar, 2009), sumados a la construcción de la carretera Costanera Sur (Quesada-Alpizar & Cortés, 2006) y al desarrollo inmobiliario de la Fila Costeña que bordea al Parque, han causado problemas importantes al ecosistema coralino debido a altas tasas de sedimentación (Sierra *et al.*, 2006).

La batimetría del PNMB se caracteriza por tres zonas diferenciadas: a) una a 10 metros de profundidad que recorre la parte interna de la bahía y la parte externa del Tómbolo de Punta Uvita; b) una segunda de 20 metros que atraviesa el arco de rocas; y c) una tercera de 50 metros que se encuentra hacia mar abierto, alejada del arco de rocas (Alvarado & Aguilar, 2009) (**Figura 3**).

La leve presión pesquera que sufren los arrecifes del PNMB y sus alrededores por parte de pobladores locales con permiso de pesca y pescadores ilegales puede causar cambios sutiles en las poblaciones de peces. Como ejemplo, se puede observar la isla inhabitada de Navassa en el Caribe, ubicada entre Jamaica y Haití, un protectorado estadounidense en donde se prohíbe la pesca. A pesar de su lejanía, cuenta con una pesquería ilegal de pequeña escala (nasas y cuerda de mano), cuya presión sobre las poblaciones de pargos, meros y herbívoros de gran tamaño, aunque leve, es notoria (Miller & Gerstner, 2002).



**Figura 3.** Batimetría del PNMB y sus alrededores.

El desarrollo de los ambientes coralinos del PNMB está determinado por tres factores: a) la sedimentación, b) el calentamiento de las aguas por eventos de El Niño, y c) la baja salinidad debido al aporte de los ríos y al agua de lluvia. El PNMB está sujeto frecuentemente a diferentes tipos de perturbaciones, con muy poco tiempo de recuperación entre éstas, lo que hace necesario tomar medidas urgentes en el PNMB para tratar de controlar en cierta medida estas perturbaciones y poder conservar estos ecosistemas coralinos tan valiosos (Alvarado *et al.*, 2005).



### Selección de especies

Las especies indicadoras para el estado de los arrecifes se centran en las especies de mercado, las más buscadas en pesquerías como el cambute, los tiburones y grandes depredadores como los meros (Ablan *et al.*, 2004). Antes de iniciar el proyecto, se usaron guías de identificación de especies y trabajos de investigación realizados en la zona (Bussing & López, 1993; Wolff & Vargas, 1994; Bussing & López, 1996; Salas & Alvarado, 2008) para generar una línea de base inicial de especies. Se estudió a profundidad esta línea de base para poder reconocer las especies en el campo y tener conocimiento de las tallas máximas de las especies, para así poder hacer estimaciones durante los buceos. Una vez comenzado el proyecto de tesis, las giras preliminares funcionaron para ir puliendo y definiendo las especies por estudiar.

La selección de especies se hizo según características de importancia comercial e importancia ecológica usando los siguientes criterios: a) para que una especie sea considerada de importancia comercial debe ser pescada y comercializada habitualmente en la zona; b) para que una especie sea considerada de importancia ecológica debe tener un rol importante en el ecosistema que indique un buen estado de salud del mismo; por ejemplo los grandes depredadores como meros y barracudas están presentes si el ecosistema les puede proveer del alimento que necesitan.

**Cuadro 1.** Especies seleccionadas para el monitoreo debido a su importancia comercial y ecológica, agrupadas por familia.

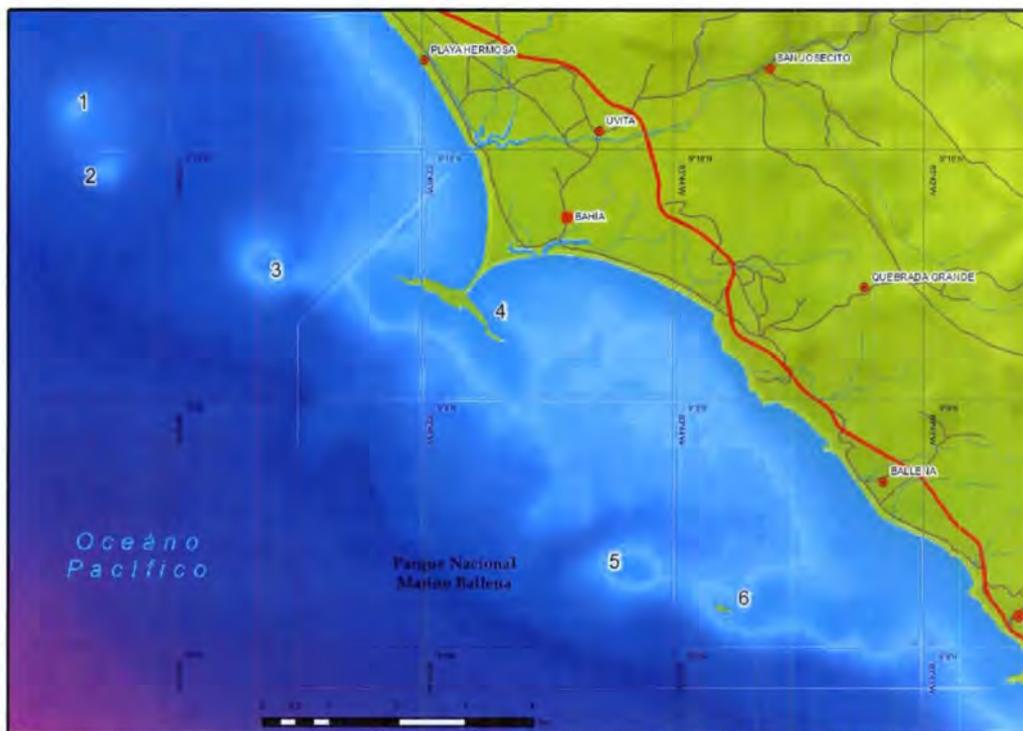
<b>Acanthuridae</b>	<i>Acanthurus nigricans</i>	<b>Chanidae</b>	<i>Chanos chanos</i>	<b>Lutjanidae</b>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	
	<i>Acanthurus triostegus</i>		<b>Cirrhitidae</b>		<i>Cirrhitis rivulatus</i>	<i>Lutjanus guttatus</i>
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	<b>Dasyatidae</b>			<i>Dasyatis dipterura</i>	<i>Lutjanus jordanii</i>
	<i>Ctenochaetus marginatus</i>		<b>Haemulidae</b>		<i>Anisotremus interruptus</i>	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
	<i>Prionurus laticlavus</i>				<i>Anisotremus taeniatus</i>	<i>Lutjanus viridis</i>
<i>Prionurus punctatus</i>	<i>Haemulon flaviguttatum</i>	<b>Pomacanthidae</b>		<i>Holacanthus passer</i>		
<b>Balistidae</b>	<i>Melichthys niger</i>		<i>Haemulon maculicauda</i>	<i>Pomacanthus zonipectus</i>		
	<i>Melichthys vidua</i>		<i>Haemulon scudderii</i>	<b>Pomacentridae</b>	<i>Microspathodon dorsalis</i>	
	<i>Pseudobalistes naufragium</i>	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	<b>Scaridae</b>		<i>Scarus compressus</i>	
	<i>Sufflamen verres</i>	<i>Haemulon steindachneri</i>		<i>Scarus ghobban</i>		
<b>Carangidae</b>	<i>Caranx sexfasciatus</i>	<b>Kyphosidae</b>		<i>Kyphosus elegans</i>	<i>Scarus perrico</i>	
	<i>Elagatis bipinnulata</i>		<b>Labridae</b>	<i>Bodianus diplotaenia</i>	<i>Scarus rubroviolaceus</i>	
	<i>Trachinotus rhodopus</i>	<i>Halichoeres nicholsi</i>		<b>Serranidae</b>	<i>Cephalopholis panamensis</i>	
<b>Carcharhinidae</b>	<i>Triaenodon obesus</i>	<i>Halichoeres notospilus</i>	<i>Epinephelus labriformis</i>			

La identificación de las especies vistas en las giras se realizó con la ayuda de diversas guías publicadas para el Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998; Humann & DeLoach, 2004) y para Costa Rica (Bussing & López, 1993; Bussing & López, 2005).

### Sitios de monitoreo

Para definir los puntos de monitoreo dentro y fuera del PNMB se usaron dos criterios: a) una gira de reconocimiento para bucear varios puntos que sirvió como base para seleccionar arrecifes rocosos dentro del PNMB y varios puntos con características similares en sitios cercanos al norte del área protegida; b) conocimiento de guías locales de buceo, pesca deportiva y turismo recreativo acerca de los puntos que reuniesen las mejores características para la investigación.

La temporada lluviosa afecta considerablemente la visibilidad en la zona debido a la escorrentía producida por el crecimiento urbano en la Fila Costeña cercana a la costa. Debido a esto, las giras se programaron, en su mayoría, durante el periodo de verano y durante una época conocida como el Veranillo de San Juan, un periodo corto con un cese de lluvias durante el invierno. Se realizaron otras giras durante el periodo de invierno, en épocas de poca lluvia, sin embargo no siempre se pudo bucear en todos los sitios durante las giras.



**Figura 4.** Sitios de monitoreo dentro y fuera del PNMB (1 = Bajo Negro, 2 = Bajo Dos Tetas, 3 = Roca La Viuda, 4 = Tómbolo de Punta Uvita, 5 = Bajo Maureen, 6 = Isla Ballena).

Dentro del PNMB se escogieron tres puntos de monitoreo: Isla Ballena, el Tómbolo de Punta Uvita y Bajo Maureen. Fuera de éste se seleccionaron tres puntos de monitoreo al norte de PNMB, cada uno a una distancia mayor del límite del Parque (Roca La Viuda, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro) (**Figura 4**).

Se seleccionaron sitios que, en su mayoría, tuviesen características físicas similares: todos presentan formaciones rocosas y muestran presencia de rocas esparcidas por el fondo. Sin embargo, las profundidades varían ligeramente, especialmente en el caso del Tómbolo de Punta Uvita, debido a la dificultad de encontrar sitios semejantes que permitiesen un buceo seguro. Las profundidades de los sitios de monitoreo varían según la marea, en el Pacífico costarricense la marea puede variar entre los 5 y 7 metros.

Los bajos rocosos que se encuentran fuera del PNMB son generalmente más profundos que aquéllos dentro de los límites, los cuales usualmente están más cerca de la costa. Los bajos profundos dentro de los límites del Parque son considerablemente más profundos y peligrosos para el buceo (a más de 25 metros y ubicados hacia mar abierto), razón por la cual las profundidades promedio difieren levemente. Estos bajos se ven bajo el efecto tanto de la pesca comercial como de la pesca deportiva, algo observado ampliamente durante las giras de monitoreo, pues era común ver embarcaciones deportivas faenando en la zona.

El efecto de la pesca deportiva no se debe subestimar, ya que para tener una evaluación verdadera de las tendencias y problemas de las pesquerías se deben contabilizar todos los factores (Cooke & Cowx, 2004). El Pacífico Sur de Costa Rica es un área turística importante que ofrece tours de pesca deportiva, por lo que la presión de este sector sobre las poblaciones de peces es considerable.

#### *Isla Ballena*

La Isla Ballena constituye la formación rocosa más grande dentro del PNMB. Este es el punto de monitoreo ubicado más al sur dentro del parque (09°10.104' Latitud Norte, 083°48.516' Longitud Oeste). La Isla se encuentra rodeada completamente por arrecifes coralinos y rocosos hasta profundidades de 17 metros. La cara de la Isla ubicada del lado marino presenta oleajes y corrientes fuertes, es por esto que los monitoreos se hicieron del lado que mira la costa. Existen parches de coral y de algas, ambos afectados por la gran cantidad de sedimentos.

#### *Bajo Maureen*

Este bajo presenta las características más similares a los puntos de monitoreo que se encuentran fuera del PNMB (09°06.621' Latitud Norte, 083°44.435' Longitud Oeste). Presenta formaciones rocosas importantes a profundidades entre los 14 y 20 metros. Este bajo se ve menos afectado por la sedimentación debido a su mayor distancia de la costa, sin embargo la alta productividad primaria puede tornar el agua de un tono verdoso con frecuencia. Por esta razón fue común no poder realizar monitoreos durante la época lluviosa en este punto.

#### *Tómbolo de Punta Uvita*

El Tómbolo de Punta Uvita se encuentra cerca del límite norte del PNMB (09°09.568' Latitud Norte, 083°47.574' Longitud Oeste). Esta formación rocosa es conocida como la Cola de la Ballena, debido a las deposiciones de arena que realizan dos ríos a cada uno de sus costados, haciendo que se parezca a la cola de un cetáceo. Tiene amplias formaciones rocosas en toda su extensión, con profundidades que rondan entre los 7 y 10 metros. En este sitio se permite la pesca con cuerda a los pobladores locales con fines de subsistencia (Poder Ejecutivo, 2008b). Existen parches de coral y de algas, ambos afectados por la gran cantidad de sedimentos.

#### *Roca La Viuda*

La roca conocida como La Viuda se encuentra justo en el límite norte del PNMB (09°08.998' Latitud Norte, 083°46.994' Longitud Oeste). La piedra principal sobresale de la superficie del mar y alrededor de la misma se encuentran amplias formaciones rocosas entre los 17 y 20 metros de profundidad, extendiéndose por todo el fondo marino. La visibilidad generalmente es buena en este punto, debido a mayores corrientes y a la lejanía de la costa.

#### *Bajo Dos Tetos*

El bajo conocido como Dos Tetos es el intermedio fuera del PNMB (09°09.878' Latitud Norte, 083°48.514' Longitud Oeste). Su nombre deriva de dos piedras sumergidas cercanas una de la otra, cuyas cúspides solamente sobresalen del mar durante las mareas más bajas. Ambas protuberancias se hunden hasta profundidades mayores a los 33-36 metros, ensanchándose en sus bases. Sin embargo, a efectos de mantener los puntos monitoreo lo más semejantes entre sí, además de mantener niveles adecuados de seguridad, los buceos en este punto se concentraron en las zonas de 12 a 20 metros de profundidad.

#### *Bajo Negro*

El Bajo Negro es el punto de buceo más lejano del PNMB (09°10.145' Latitud Norte, 083°48.384' Longitud Oeste) y recibe su nombre debido a la presencia de parches pequeños de coral negro. Este Bajo presenta formaciones rocosas en todo su alrededor, a profundidades entre los 12 y 20 metros. Por lo general, presenta la mejor visibilidad de todos los puntos de monitoreo.

### Técnicas de monitoreo

Los monitoreos de peces demersales y bentónicos se basarán principalmente en los protocolos del Programa AGRRA (Richards-Kramer & Lang, 2003), con ciertos ajustes debido a que los protocolos AGRRA se diseñaron para ecosistemas con características distintivas del Caribe, que no se encuentran en el Pacífico debido a la formación orogénica de cada costa y a las corrientes y mareas más leves en el Caribe.

En el Caribe, los arrecifes tienden a ser más uniformes y extensos, mientras que en la costa Pacífica de Costa Rica los arrecifes, en su mayoría son formaciones rocosas de diversa extensión.

Según la metodología AGRRA (Richards-Kramer & Lang, 2003), la escogencia de arrecifes debe estar influenciada por la abundancia local de especies, la distribución y el esfuerzo de muestreo por realizar. Se debe usar cualquier fuente de información apropiada (mapas del bentos, fotos aéreas, imágenes remotas, conocimiento local, reconocimiento mediante remolque de buzos, etc.). En este protocolo existen varias técnicas para el conteo de individuos de las diferentes poblaciones de peces e invertebrados, de las cuales se aplicarán las siguientes:

#### *Buzo errante*

Esta técnica consiste en nadar alrededor del sitio de muestreo durante aproximadamente 40 minutos (preferiblemente 30-50 minutos, pero es dependiente de la profundidad y el tiempo de fondo permitido), buscando sobre y entre las piedras, en las cuevas, sobre el fondo marino, etc. todas las especies de peces objetivo. Esta técnica se ajustó a un tiempo de 20 minutos en el presente estudio debido a la profundidad de la mayoría de puntos de monitoreo (de 12 a 20 metros). Este método sirvió para recopilar información de presencia/ausencia de individuos y las tallas de peces (longitud total). Los datos de buzo errante serán usados para calcular la diversidad.

#### *Cilindro estacionario*

Esta técnica está basada en el uso de un cilindro imaginario y es comúnmente usada para reportar densidad, en especial para comparar abundancia de peces entre regiones (Peckol *et al.*, 2003a; Peckol *et al.*, 2003b; Espinoza & Salas, 2005). Es un método de conteo puntual donde se anotan todas las especies de peces encontradas dentro del cilindro imaginario durante cinco minutos. El cilindro usualmente se marca con una cuerda de nylon de 6 metros de largo sobre el sustrato que sirve para calcular el radio del mismo. En el caso del PNMB se usarán puntos de identificación sobre el fondo marino debido a la fuerza de las corrientes. Se tomaron datos de presencia/ausencia de individuos y las tallas de peces.

La metodología de transectos por línea fue eliminada del estudio debido a la dificultad de colocar transectos en las formaciones rocosas tanto dentro como fuera

del PNMB. La fuerza de las corrientes, irregularidad del fondo y magnitud de las mareas no permite un adecuado despliegue de los transectos.

Varios estudios (Claro & Cantelar-Ramos, 2003; Deschamps *et al.*, 2003; Hoshino *et al.*, 2003; Klomp & Kooistra, 2003; Nemeth *et al.*, 2003; Pattengill-Semmens & Gittings, 2003; Pattengill-Semmens & Semmens, 2003) han combinado el buzo errante con transectos por línea. Sin embargo, la existencia de fuertes corrientes submarinas impidió esta combinación, razón por la que se combinaron los resultados del cilindro estacionario para recolectar datos cuantitativos con los cualitativos del buzo errante para estudiar el estado de las poblaciones.

Para el análisis de los resultados se usaron metodologías definidas (Magurran, 2008), utilizando diversos índices, los cuales se podrán definir según los resultados. Se recopiló información de presencia/ausencia de especies al igual que su abundancia y tallas, para así poder definir cuales índices son los más adecuados para analizar la información recolectada.

Para los peces se usó un estimado de longitud total (LT) debido a que los especímenes no se pueden manipular para medirlos. La LT se calcula según un rango para cada especie (Richards-Kramer & Lang, 2003). En el

**Anexo 1** se puede observar la tabla con los mínimos y máximos por especie para cada rango de talla. Esto permitirá realizar un análisis espectral de tallas para obtener informaciones sobre la estructura de talla de diferentes especies.

## Resultados

---

Las poblaciones de peces arrecifales explotadas de manera intensiva se caracterizan por tasas reducidas de captura; abundancia reducida de grandes peces depredadores y del total de peces de arrecife; reducidos tamaños individuales y reducida riqueza de especies (Miller & Gerstner, 2002).

La presión pesquera ilegal dentro del PNMB es una realidad constante, como se pudo observar durante el periodo de estudio. Conversando con guardaparques es común encontrar artes de pesca colocados ilegalmente dentro de los límites del área protegida, algo de lo cual se fue testigo durante el monitoreo de junio del 2011, mes en el que se encontró un trasmallo (red de enmalle) de más de 200 metros dentro del Parque con una amplia gama de peces muertos en la red, incluyendo más de 11 tiburones martillo juveniles, una especie en peligro de extinción (PANT-CR, 2008; UICN, 2009).

Un AMP con un control y vigilancia adecuados es más efectivo y muestra mayores densidades de peces (Maliao *et al.*, 2009), por lo cual una gestión adecuada es de vital importancia para conservar los recursos marinos de Costa Rica.

Fuera del PNMB fue común ver embarcaciones de pesca deportiva en los principales bajos durante todas las giras de monitoreo, demostrando la importante presión que ejerce esta flota sobre los recursos pesqueros.

### Especies observadas

---

En total se monitorearon 42 especies de peces, divididas en 15 familias diferentes. A continuación se presenta una caracterización de cada una de estas especies y sus respectivas familias.

#### Acanthuridae

---

Los cirujanos se alimentan principalmente de algas en los arrecifes tropicales. Con frecuencia se pueden observar grandes cardúmenes del género *Prionurus* alimentándose. Esta posibilidad de movilizarse en cardúmenes les sirve para impedir ataques agresivos de especies bentónicas. Pocas especies del género *Acanthurus* se alimentan de organismos planctónicos (Allen & Robertson, 1998).

Su nombre común deriva de la presencia de espinas puntiagudas en forma de escalpelo localizadas en los bordes de la base de la cola. Los géneros *Acanthurus* y *Ctenochaetus* presentan una espina colapsable a cada lado, el género *Prionurus* presente entre tres y seis espinas en forma de quillas a cada lado de la cola. Otras características incluyen cuerpo alto, comprimido, ojos colocados arriba de la cabeza, una sola aleta dorsal sin hendidura, escamas ctenoideas muy pequeñas, y una boca pequeña con dientes muy juntos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cirujano aleta amarilla*

El cirujano aleta amarilla (*Acanthurus xanthopterus*) presenta una aleta caudal ahorquillada; color gris púrpura a café y el tercio exterior de la aleta pectoral es amarillento; puede cambiar rápidamente de coloración a un gris pálido con numerosas líneas onduladas en el costado; presenta un área amarilla alrededor y al frente del ojo (**Anexo 2**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada en aguas abiertas, sobre los arrecifes de coral y frente a paredes de piedra; es común entre los tres y ocho metros de profundidad. Es una especie un poco curiosa que se puede acercar a buzos (Humann & DeLoach, 2004). Se le puede observar en regiones arenosas, con frecuencia bastante alejada del fondo marino (Allen & Robertson, 1998). Su talla máxima es de 70 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye ampliamente en el Indo-Pacífico Tropical, desde el este de África hasta América; en el Pacífico Este Tropical, desde la parte baja del Golfo de California hasta Panamá y las Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cirujano coliblanca*

El cirujano coliblanca (*Acanthurus nigricans*) presenta una aleta caudal ligeramente recortada; es negruzco, con una mancha blanca grande debajo del ojo; tiene una banda estrecha blanca que rodea la boca; una banda amarilla que se ensancha hacia atrás, en la base de las aletas dorsal y anal; y la aleta caudal es blanca con una banda angosta amarilla posteriormente (**Anexo 2**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente entre los arrecifes, es tímida y evita a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Usualmente se observa en aguas someras de arrecifes de coral u orillas rocosas expuestas, pero su distribución vertical es hasta 45 metros (Allen & Robertson, 1998). Su talla máxima es de 21,3 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye principalmente en áreas cercanas a islas en el Pacífico Tropical; en el Pacífico Este, se le conoce en Baja California e islas oceánicas, incluyendo las Revillagigedo, Isla del Coco y las Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cirujano pintado*

El cirujano pintado (*Ctenochaetus marginatus*) presenta numerosos dientes en una sola fila, móviles, alargados, con los extremos expandidos, encorvados y denticulados en las márgenes laterales; tiene color café profundo, con numerosas manchas azules pequeñas muy juntas que cubren la cabeza y el cuerpo; puede intensificar el brillo de dichas manchas con mucha rapidez (Allen & Robertson, 1998).

Usualmente es solitario y habita arrecifes de coral y rocosos, no es temeroso y permite acercamientos lentos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 27 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye en localidades esparcidas del Pacífico Oeste y Este Tropical. En esta última región se le conoce en la Isla del Coco y en Panamá (Golfo de Chiriquí) (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cirujano reo*

El cirujano reo (*Acanthurus triostegus*) presenta una aleta caudal ligeramente recortada; es principalmente blancuzco a gris verdoso claro con seis barras negras estrechas en la cabeza y el cuerpo (Allen & Robertson, 1998).

Es una especie solitaria que puede llegar a formar pequeños cardúmenes en arrecifes someros. Tiende a ignorar a los buzos, alejándose al ser abordado (Humann & DeLoach, 2004). Con frecuencia se observa en grupos que ramonean algas sobre arrecifes rocosos o de coral entre uno y diez metros de profundidad (Allen & Robertson, 1998). Su talla máxima es de 27 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye ampliamente en el Indo-Pacífico, desde el este del África hasta América; en el Pacífico Este, desde la parte inferior del Golfo de California hasta Panamá y las Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cochinito barbero*

El cochinito barbero (*Prionurus laticlavus*) se diferencia de los otros cirujanos del Pacífico Este Tropical por carecer de espina en forma de escalpelo a cada lado del pedúnculo caudal, en cambio presenta tres protuberancias óseas; su color es gris con la aleta caudal amarillo brillante y una banda blanca con los bordes oscuros en la

cabeza detrás del ojo; los juveniles pequeños son principalmente amarillos (**Anexo 2**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie vive alrededor de los arrecifes, en grandes cardúmenes. Tiende a ignorar a los buzos, alejándose de ellos al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde las Islas Galápagos hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998). Es común en Costa Rica (Humann & DeLoach, 2004).

#### *Cochinito punteado*

El cochinito punteado (*Prionurus punctatus*) presenta tres protuberancias óseas blancas en vez de espinas en forma de escalpelo a cada lado del pedúnculo caudal; es de color gris con numerosas manchas pequeñas que cubren la cabeza y el cuerpo; la aleta caudal es de color amarillo brillante y presenta una banda blancuzca con bordes oscuros en la cabeza, detrás del ojo; los juveniles presentan dos tipos de coloración: amarilla o semejante a los adultos (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente forma cardúmenes, habita arrecifes rocosos y costas rocosas. Tiende a ignorar a los buzos, pero se aleja al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta El Salvador (Allen & Robertson, 1998).

#### Balistidae

Los peces chancho se caracterizan por presentar una forma ovalada, piel como cuero y una boca pequeña con mandíbulas muy fuertes. Este grupo es particularmente sobreprotector de sus nidos, por lo que las hembras pueden constituir un problema para los buzos ya que atacan a peces más grandes y a personas para protegerlos (Allen & Robertson, 1998).

Se alimentan de una amplia variedad de organismos. Unas pocas especies consumen sólo plancton, pero la mayor parte se alimenta de una combinación que puede ser de algas, coral vivo, erizos de mar, cangrejos, camarones, estrellas frágiles, esponjas, tunicados, poliquetos, cefalópodos, hidrozooos, y peces (Allen & Robertson, 1998).

#### *Chancho aleta rosa*

El chancho aleta rosa (*Melichthys vidua*) tiene el cuerpo ovalado, robusto y comprimido; tiene una boca pequeña que se abre un poco por encima de la línea central; la piel es muy gruesa y como cuero, con escamas grandes en forma de placas dispuestas diagonalmente; el hocico es completamente escamado; el cuerpo y la cabeza son negros; las aletas dorsal y anal son blanco-rojizas, con bordes negros delgados; la aleta pectoral es amarillenta (Robertson & Allen, 2008).

Esta especie habita zonas rocosas y coralinas poco profundas y claras. Es precavida y se mantiene distante de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 40 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye en el Indo-Pacífico y ha sido identificada en Clipperton, Isla del Coco, las Islas Galápagos y Panamá occidental (Robertson & Allen, 2008).

#### *Chancho cochino*

El chancho cochino (*Sufflamen verres*) tiene la aleta caudal truncada; es de coloración café oscuro en la mitad superior del cuerpo y café claro a anaranjado en la cabeza y costado inferior del cuerpo; tiene una franja amarilla, delgada y oblicua desde el vértice inferior de la boca hasta la parte inferior de la cabeza; las mejillas tienen franjas negras; los juveniles tienen manchas y líneas quebradas en la parte superior del cuerpo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es generalmente solitaria. Habita arrecifes rocosos, pendientes con rocas y zonas adyacentes de arena. Se alimenta de erizos de mar, crustáceos pequeños y moluscos. Es muy tímida y mantiene distancia de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 40 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California y el Golfo de California al Ecuador, en zonas de 3 a 35 metros de profundidad (Allen & Robertson, 1998).

#### *Chancho fisgón*

El chancho fisgón (*Pseudobalistes naufragium*) tiene el margen posterior de la aleta caudal doblemente recortado o redondeado, con lóbulos ligeramente alargados y puntiagudos; no presenta escamas alrededor del hocico; su coloración es gris-azul pálido a gris cafesusco; presenta varias bandas blancas claras y oscuras alternas visibles en el costado; la abertura branquial es blanca (**Anexo 3**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria. Habita arrecifes rocosos, pendientes con rocas y áreas adyacentes de arena. Se alimenta de erizos de mar, crustáceos pequeños y moluscos. Tiende a ignorar a los buzos, pero mantiene su distancia (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 100 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta el Ecuador y habita hasta los 30 metros de profundidad. Es la especie de pez chancho más grande de la región (Allen & Robertson, 1998).

#### *Chancho negro*

El chancho negro (*Melichthys niger*) posee una aleta caudal que va de muy recortada a ahorquillada; es fácilmente distinguible por la coloración negruzca del cuerpo, separado de las aletas por una franja blanca-celeste; la cabeza puede tener un

matiz amarillento; tiene rayas delgadas azules en el dorso y alrededor del ojo (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria, pero puede formar pequeños grupos. Habita en aguas abiertas sobre arrecifes rocosos, pendientes con rocas o a lo largo de paredes de piedra. Acostumbra ignorar a los buzos, pero se mantiene a distancia si son abordados (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 50 cm (Froese & Pauly, 2010).

Su distribución es circumtropical. En el Pacífico Este Tropical se ha registrado en las Islas Revillagigedo, Isla del Coco, Clipperton, Malpelo y el Golfo de Chiriquí (Panamá) (Allen & Robertson, 1998).

### Carangidae

Los jureles son una familia ampliamente representada en todos los mares tropicales y subtropicales. Generalmente son plateados y tienen un rango amplio de tamaños. Son nadadores muy fuertes de media profundidad que se caracterizan por su forma hidrodinámica, cuerpo comprimido lateralmente, base de la cola delgada y una aleta caudal fuertemente bifurcada (Allen & Robertson, 1998).

La mayor parte de las especies tienen escamas posteriores a la línea lateral modificadas en estructuras fuertes como placas espinosas conocidas como escudetes. Estas especies presentan desove pelágico y sueltan un gran número de pequeños huevos flotantes. Son apetecidos para el consumo humano y son blanco tanto de pescadores comerciales como deportivos. Tienden a formar grandes cardúmenes y nadan considerables distancias. Los pámpanos son comunes a lo largo de los bordes de los arrecifes. Son depredadores voraces que se alimentan de una variedad de peces (Allen & Robertson, 1998).

### *Jurel ojón*

El jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) tiene coloración verde azulado que se desvanece a blanco-plateado en el vientre; tienen una mancha negruzca cerca del borde superior del opérculo y el color de los escudetes de la línea lateral va de amarillento a negro. Su identificación es fácil, debido al gran tamaño de sus ojos y el extremo blanco de su aleta dorsal (**Anexo 4**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada rápidamente en cardúmenes grandes en aguas abiertas sobre arrecifes profundos, pendientes pronunciadas o a lo largo de paredes de piedra; frecuentemente viaja en pareja durante la época reproductiva, cuando los machos se tornan casi negros. Se sienten atraídos por las burbujas y con frecuencia se acercan a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 120 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye ampliamente por todo el Indo-Pacífico, desde el este de África hasta América (Allen & Robertson, 1998).

### *Pámpano rayado*

El pámpano rayado (*Trachinotus rhodopus*) no presenta escudetes; es fácilmente distinguible por su patrón de coloración de cuatro a seis barras amarillentas a cafés sobre un fondo plateado y los lóbulos alargados de sus aletas; sus aletas son rojizas a amarillas (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes pequeños a grandes en aguas abiertas profundas, ocasionalmente pasan sobre arrecifes. Es tímida y mantiene su distancia. Aparentemente se siente atraída por las burbujas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 61 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye en el Pacífico Este Tropical, desde el sur de California hasta el Perú (Allen & Robertson, 1998).

### *Salmonete*

El salmonete (*Elagatis bipinnulata*) no presenta escudetes; es de color verde oliva oscuro a azul profundo arriba y plateado cenizo abajo; tiene una intensa mancha negra en la base de las aletas pectorales; su cola es amarilla, ninguna de sus otras aletas posee esta coloración; los juveniles presentan de cuatro a seis barras oscuras en los costados (**Anexo 4**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada en cardúmenes pequeños en aguas abiertas sobre arrecifes profundos, a lo largo de paredes y caídas. Prefiere zonas con corrientes. Se siente atraída por las burbujas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 180 cm (Froese & Pauly, 2010).

Su distribución es circumtropical (Allen & Robertson, 1998).

### Carcharhinidae

Los cazones son una de las familias más grandes y más conocidas de los tiburones. Son activos, nadadores fuertes, que se pueden encontrar solos o en grupos pequeños y grandes. Presentan una amplia variedad de tamaños. La mayoría de sus especies son vivíparas con placenta de saco vitelino. Las crías son versiones miniaturas de los adultos y son capaces de valerse por sí mismas desde el nacimiento (Allen & Robertson, 1998).

Son depredadores voraces que se alimentan de una gran variedad de peces óseos, rayas, otros tiburones, calamares, pulpos, sepias, cangrejos, langostas y camarones. También se pueden alimentar de aves marinas, tortugas, serpientes marinas, mamíferos, moluscos, carroña y desechos de basura (Allen & Robertson, 1998).

### *Tiburón punta blanca de arrecife*

El tiburón punta blanca de arrecife (*Triaenodon obesus*) es una especie delgada con la cabeza deprimida; tiene dientes pequeños en ambas mandíbulas, con bordes lisos y cúspides pequeñas y fuertes; su coloración es café-gris, desvaneciéndose a blanco con

un matiz amarillo en el vientre; las puntas de la primera aleta dorsal y el lóbulo superior de la caudal son blancas, en ocasiones las puntas de la segunda aleta dorsal y el lóbulo inferior de la caudal también son blancas (**Anexo 5**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos y pendientes con rocas. Es nocturna, durante el día generalmente se le ve sobre fondos de arena, en cuevas o sobre los bordes rocosos de caídas. Se alimenta principalmente de peces de arrecife, pulpos y crustáceos. Tiende a ignorar a los buzos, pero se aleja rápidamente si es abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 213 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye por todo el Indo-Pacífico, incluyendo el Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998).

#### Chanidae

Los sabalotes poseen cuerpo alargado y ligeramente comprimido; la cabeza es puntiaguda con ojos grandes y boca pequeña; no presentan dientes; la aleta caudal es grande y bifurcada con escamas lisas pequeñas; la línea lateral es recta y presente en toda la longitud del cuerpo (Robertson & Allen, 2008).

#### *Sabalote*

El sabalote (*Chanos chanos*) tiene una aleta caudal muy bifurcada; escamas cicloideas, excepto en la cabeza, donde no presenta escamas; no tiene espinas en las aletas; boca pequeña sin dientes; el ojo está cubierto por una capa gruesa de tejido gelatinoso; su coloración es verde azulada en el dorso, plateada en los costados y el vientre (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma grupos. Se alimenta de plancton en superficie. Tiende a ignorar a los buzos. Aparentemente se siente atraída por las burbujas, por lo que se puede acercar ocasionalmente a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 180 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el este de África hasta América, y en el Pacífico Este Tropical, desde Baja California a las Islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### Cirrhitidae

Los halcones son peces de mucho colorido, habitantes de arrecifes, que en su mayoría viven en mares tropicales. Son sedentarios y permanecen sin moverse en el fondo marino por largos intervalos (Allen & Robertson, 1998).

Se caracterizan por el engrosamiento de los radios de aleta pectoral, una adaptación para posarse en el fondo o fijarse entre las ramas de los corales. Se alimentan de peces pequeños, cangrejos, camarones y otros crustáceos (Allen & Robertson, 1998).

### *Halcón gigante*

El halcón gigante (*Cirrhites rivulatus*) presenta un penacho de cirros cerca del extremo de cada espina dorsal. Su coloración es café grisáceo con cinco barras, cada una compuesta de un laberinto de marcas color café dorado con los márgenes negros y rodeados de un borde azul estrecho; la cabeza presenta bandas café dorado anchas en forma de radios que salen de los ojos y que cuentan con los mismos márgenes negros bordeados de azul; en la parte posterior del dorso presentan un par de manchas blancas; los juveniles son de color blanco con barras café oscuro (**Anexo 6**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria. Habita arrecifes rocosos, pendientes con rocas y paredes; se mantiene quieta, sostenida por sus aletas pectorales, usualmente en áreas con sombra. Es curiosa y es frecuente que salga de sus escondites a observar a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Colombia y las Islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

### Dasyatidae

Las rayas látigo se caracterizan por presentar un disco angular o redondo, cuyo ancho es 1,3 veces el largo. La cabeza no está separada o es distinguible del resto del cuerpo; no presentan aleta dorsal o caudal. La cola es delgada, en forma de látigo y más larga que el disco; generalmente presenta una o dos espinas grandes, serradas y venenosas. Habitan mares tropicales y subtropicales. La mayoría de las especies se encuentra en aguas costeras, estuarios, frente a playas y bocas de los ríos y en fondos de arena y piedra, pocas especies viven cerca de arrecifes coralinos (Allen & Robertson, 1998).

### *Raya látigo diamante*

La raya látigo diamante (*Dasyatis dipterura*) tiene un disco ovalado con forma más o menos de diamante, siendo más largo que ancho; el hocico es puntiagudo y muy proyectado; la cola es un poco más larga que la longitud del disco; no presenta aleta caudal, pero sí un pliegue en los lados superior e inferior de la cola; la superficie del disco es principalmente lisa. Generalmente es de color café oscuro o negruzco (Robertson & Allen, 2008).

Esta especie tiende a descansar o enterrarse parcialmente sobre fondos arenosos o de piedra; cuando se mueve flota sobre el fondo marino con movimientos ondulares. Tiende a ignorar a los buzos, pero se aleja al ser abordada (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima (ancho del disco) es de 122 cm y longitud de 180 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo Islas Revillagigedo y las Islas Galápagos (Robertson & Allen, 2008).

### Haemulidae

Los roncadores son una familia de peces de pequeño a mediano tamaño que viven por todo el mundo, en mares tropicales y templados. Se parecen a los pargos (*Lutjanidae*) pero difieren en su boca más pequeña, dientes cónicos y pequeños y ausencia de caninos. El nombre común se debe a su hábito de emitir ruidos como gruñidos al rozar las placas superior e inferior de los dientes faríngeos. Son especies principalmente nocturnas, que se esconden durante el día en el arrecife y de noche salen a alimentarse. Su dieta consiste en una amplia variedad de invertebrados bentónicos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Bandera*

La bandera (*Anisotremus taeniatus*) tiene una coloración amarilla con franjas azules de borde oscuro en sus costados; un par de barras negruzcas en la parte anterior, una atravesando el ojo y la otra inmediatamente después de la cabeza. Los juveniles tienen la cabeza amarilla, una franja café oscuro en el medio de los costados y una mancha negra grande en la base de la aleta caudal (**Anexo 7**) (Allen & Robertson, 1998).

Es una especie solitaria que puede formar pequeños cardúmenes cerca de arrecifes coralinos o rocosos (Humann & DeLoach, 2004). Es curiosa y tiende a acercarse a los buzos. Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California al Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

#### *Roncador almejero*

El roncador almejero (*Haemulon sexfasciatum*) presenta seis barras negruzcas prominentes en sus costados; el espacio entre las barras es blanco a amarillo, el resto del cuerpo y cabeza es plateado; los juveniles presentan una franja oscura en el medio de los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma grandes cardúmenes, aunque ocasionalmente es solitaria. Es común sobre zonas arenosas, ocasionalmente sobre rocas y arrecifes con pendientes; son más comunes entre los tres y doce metros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 71 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California a Panamá (Allen & Robertson, 1998).

#### *Roncador amarillo*

El roncador amarillo (*Haemulon flaviguttatum*) presenta un color gris a plateado con muchas manchas blancas pequeñas en el costado en filas oblicuas; las aletas son amarillas, excepto la caudal que es negra; los juveniles presentan una franja en el medio de los costados oscura y estrecha y una segunda franja sobre esta (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie típicamente forma cardúmenes grandes, pero puede formar pequeños grupos. Habita arrecifes costeros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 42 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998).

#### *Roncador frijol*

El roncador frijol (*Haemulon steindachneri*) tiene coloración plateada a gris plateada; en sus costados presenta barras estrechas y oblicuas de color café que corresponden a las filas de escamas; presenta una mancha negra prominente en la base de la aleta caudal; las aletas son amarillentas; los juveniles tienen una franja naranja-café en el medio de sus costados con los bordes blancos (**Anexo 7**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie típicamente forma cardúmenes, pero se puede observar en pequeños grupos. Habita zonas arenosas cerca de arrecifes (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

#### *Roncador pecoso*

El roncador pecoso (*Haemulon scudderii*) presenta una coloración plateada a gris plateada; el costado está cubierto de pequeñas manchas negras en cada escama; no presenta mancha oscura en la base de la aleta caudal; las aletas son blancas a negruzcas. Los juveniles presentan una franja oscura en el medio de los costados que converge con la mancha negra en la base de la aleta caudal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes sobre arrecifes rocosos, pendientes y sustratos duros con buen movimiento de agua. Son más comunes entre los 3 y 12 metros de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 35 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California a Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

#### *Roncador rayado*

El roncador rayado (*Haemulon maculicauda*) presenta filas de escamas en sus costados paralelas al eje longitudinal del cuerpo; el centro de las escamas es blanco; la mitad basal de la aleta caudal es negruzca. Los juveniles presentan una franja oscura en el medio de los costados y una mancha en la base de la aleta caudal (**Anexo 7**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma grandes cardúmenes, pero ocasionalmente puede ser vista de manera solitaria. Habita arrecifes rocosos y coralinos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California a Panamá (Allen & Robertson, 1998).

### *Vieja ñata*

La vieja ñata (*Anisotremus interruptus*) tiene labios gruesos; su coloración es plateada, ocasionalmente con un lustro amarillento; los centros de las escamas son negro ceniza; las aletas son amarillas con tonos café-verduzco (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria, pero puede formar cardúmenes sobre arrecifes rocosos y pendientes de piedra con buen movimiento de agua. Son más comunes entre los 3 y 12 metros de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 51 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta Perú, incluyendo las Islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

### Kyphosidae

Las chopas son peces de cuerpo moderadamente alto, con la cabeza pequeña. Las escamas son pequeñas, ctenoideas y cubren la mayor parte de la cabeza y las partes suaves de las aletas medias. La aleta dorsal es continua y la caudal de recortada a bifurcada. Las aletas pares son relativamente cortas. Son peces omnívoros que se alimentan principalmente de algas bentónicas. En ocasiones pueden formar grandes cardúmenes que pululan sobre los arrecifes, cerca de la superficie (Allen & Robertson, 1998).

### *Chopa común*

La chopa común (*Kyphosus elegans*) tiene los radios anteriores de la aleta anal elevados; su coloración es gris plateada con franjas de color café difusas entre cada fila de escamas en los costados; puede cambiar rápidamente de coloración y presentar numerosas manchas en sus costados del tamaño del ojo (**Anexo 8**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada en grandes cardúmenes, ocasionalmente es solitaria o forma pequeños grupos. Se observa en zonas costeras protegidas de poca profundidad. Se siente atraída por las burbujas de los buzos, por lo que se les pueden acercar (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 53 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta Panamá (Allen & Robertson, 1998).

### Labridae

Las especies de esta familia son conocidas como señoritas, viejas y doncellas. Constituyen una familia muy diversa que viven en una variedad de condiciones ambientales, incluyendo pozos de marea, arrecifes rocosos y coralinos, zonas de vegetación y fondos arenosos. La mayoría habita latitudes tropicales y subtropicales. Sus características diagnósticas incluyen una sola aleta dorsal continua, con separación obvia entre las porciones espinosas y los radios suaves; escamas cicloideas; y una línea lateral continua o interrumpida. Se alimentan de una gran variedad de organismos,

incluyendo zooplancton, peces, poliquetos, estrellas frágiles, cangrejos, camarones, erizos de mar y moluscos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Señorita listada*

La señorita listada (*Halichoeres notospilus*) tiene dos caninos grandes en la parte posterior de la mandíbula superior. La coloración de la fase inicial es verde oscuro en la mitad superior y verde clara abajo; presenta entre cinco y seis parches negros a lo largo de la parte superior de los costados. La fase terminal presenta de siete a ocho barras negras en la mitad superior del cuerpo con barras amarillas angostas entre estas; un parche negro detrás de la aleta pectoral y la aleta caudal roja. (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada constantemente en zonas de surgencia poco profundas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 38 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

#### *Señorita solterona*

La señorita solterona (*Halichoeres nicholsi*) tiene un diente canino prominente hacia adelante a cada lado de la mandíbula superior. La coloración de la fase inicial es verde claro en el dorso y blancuzca en el vientre, con una franja negra difusa al medio del costado unida a una barra negra ubicada debajo de la aleta dorsal. La fase terminal es de coloración azulada a verde con una barra negra ancha detrás de la cabeza y una mancha amarilla brillante en el centro de ésta. Los juveniles son blancuzcos a amarillentos con franjas y manchas negras irregulares en el costado y una mancha ocelada en la mitad de la aleta dorsal (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita en arrecifes y pendientes rocosas, entre los 5 y 15 metros de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 38 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Panamá, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

#### *Vieja de piedra*

La vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) tiene dientes con forma de caninos; los machos adultos tienen filamentos alargados en los lóbulos de la aleta caudal y radios alargados posteriormente en las aletas dorsal y anal. La fase inicial tiene un color rojizo que se desvanece a amarillo en la parte posterior del cuerpo y de la aleta caudal; un par de franjas negras en la mitad superior del costado; los márgenes individuales de las escamas de café a rojo. La fase terminal es verde azulada, con la cabeza color café y la base de la mandíbula blanca; y una barra estrecha amarillenta en la mitad del costado. Los juveniles son similares a la fase inicial pero con color amarillo como base (**Anexo 9**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos, y pendientes y zonas mixtas de arena y piedra. Es común entre los 5 y 32 metros de profundidad. Los juveniles pueden actuar como limpiadores (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 76 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California hasta el norte de Chile, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

#### Lutjanidae

Los pargos son peces de pequeño a mediano tamaño, con el cuerpo de forma ovalada a alargada y ligeramente comprimido. Tienen una sola aleta dorsal que puede llevar una hendidura en el centro o tener incisiones profundas entre las espinas. Las mandíbulas generalmente tienen caninos desarrollados. Poseen escamas ctenoideas que cubren el opérculo y las mejillas. La mayoría de los pargos vive en aguas someras o de profundidad intermedia en los alrededores de arrecifes. Son depredadores activos que se alimentan principalmente de noche. Su dieta incluye cangrejos, camarones, otros crustáceos, gasterópodos, cefalópodos y organismos planctónicos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Pargo amarillo*

El pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*) presenta un color rosa en la parte frontal que pasa a amarillo brillante o naranja en el resto del cuerpo. Las aletas son principalmente amarillas o color naranja y tienen una raya azul horizontal debajo del ojo (**Anexo 10**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos. En ocasiones nada en grandes cardúmenes. Normalmente se encuentra a profundidades de 5 a 15 metros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 71cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

#### *Pargo azul dorado*

El pargo azul dorado (*Lutjanus viridis*) tiene el cuerpo oblongo y la boca relativamente grande y protractil. Los dientes frontales son más grandes y en forma de colmillos. Su coloración es amarilla brillante con cinco franjas blanco-azuladas con bordes negros (**Anexo 10**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos en grupos de tamaño pequeño y mediano (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 30 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de Baja California hasta Ecuador, incluyendo las islas oceánicas. Habita profundidades desde los 0 a 60 metros (Allen & Robertson, 1998).

### *Pargo mancha*

El pargo mancha (*Lutjanus guttatus*) tiene el cuerpo ovalado y moderadamente profundo. La boca es relativamente grande y protráctil; los dientes delanteros son más grandes y en forma de colmillos. Su coloración es carmesí pálido o rosado amarillento, tiene bandas angostas y oblicuas con un tono verde dorado a café. Tiene una mancha distintiva negra en el cuerpo, debajo de la aleta dorsal

Esta especie típicamente forma cardúmenes grandes, pero se puede observar en grupos menores. Es más común en fondos arenosos cerca de arrecifes coralinos y rocosos, al igual que cerca de naufragios y bahías (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 80 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, Malpelo e Isla del Coco. Habita profundidades desde los 0 a 107 metros (Allen & Robertson, 1998).

### *Pargo ñanguero*

El pargo ñanguero (*Lutjanus jordani*) tiene los dientes del frente de las mandíbulas agrandados y en forma de colmillos. Su coloración es oliva oscuro a rojiza con lustres plateados en la parte superior de los costados (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie forma cardúmenes en zonas de corrientes fuertes, congregándose en zonas de agua calma detrás de grandes piedras. Es más común entre los 5 y 12 metros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de México hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

### *Pargo negro*

El pargo negro o dientón (*Lutjanus novemfasciatus*) tiene dientes muy grandes en forma de colmillo en la parte anterior de las mandíbulas. Su coloración es café oliva oscuro a rojo cobre en el dorso y los costados, pasando a blanco plateado en el vientre. Los juveniles y adultos presentan de ocho a nueve barras café oscuro en la mitad superior de los costados (**Anexo 10**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita arrecifes rocosos; en ocasiones se deja llevar por la corriente formando cardúmenes grandes. Es común a profundidades entre los 5 y 12 metros (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 170 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Robertson & Allen, 2008).

### Pomacanthidae

Los peces ángel y muñecas son parientes cercanos de los peces mariposa. La forma de su cuerpo es alta y comprimida, tienen escamas ctenoideas, una sola aleta dorsal sin muesca y una boca pequeña con dientes en forma de cerdas de cepillo. Tienen una espina larga en el ángulo del preopérculo. La mayoría de las especies viven en el Indo-

Pacífico y se les encuentra, principalmente, en los alrededores de los arrecifes de coral. Su dieta varía según la especie y puede incluir algas, detritus, esponjas e invertebrados bentónicos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Ángel negro*

El ángel negro o ángel de Cortés (*Pomacanthus zonipectus*) tiene la parte anterior de la cabeza grisácea, la parte central del cuerpo y la porción adyacente de la aleta dorsal gris claro, y la parte posterior del cuerpo y la porción adyacente a las aletas dorsal y anal color carbón. Presenta una mancha amarilla ancha inmediatamente detrás de la mejilla y una segunda mancha estrecha entre dos bandas negras detrás de la aleta pectoral. Los juveniles son de color negro con seis barras amarillas curvas en la cabeza, cuerpo y cola; presentan una banda ancha color café cercana al ojo (**Anexo 11**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie nada alrededor de arrecifes; usualmente es solitaria pero se puede observar en parejas. Los juveniles actúan como peces limpiadores, removiendo parásitos de peces mayores (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 46 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde Baja California y el Golfo de California hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

#### *Muñeca rey*

La muñeca rey (*Holacanthus passer*) presenta una espina fuerte en el borde inferior de la mejilla. Su coloración es gris-azul aterciopelado con los centros de las escamas de color azul y una barra blanca en el costado detrás de la aleta pectoral; la aleta caudal es amarilla. Los juveniles son anaranjados en la parte anterior y cafés en la posterior, con seis barras azules angostas en los costados (**Anexo 11**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie habita zonas rocosas; usualmente es solitaria pero también se puede observar formando cardúmenes. Ocasionalmente se puede comportar como pez limpiador (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 35,6 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las Islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### Pomacentridae

Las castañuelas, castañetas o pintaños son peces que habitan los mares tropicales y templados del mundo. Son peces de forma alargada a ovoide, comprimidos y con una sola aleta dorsal. La aleta caudal varía de poco recortada a bifurcada o en forma de media luna. Las escamas son moderadamente grandes y ctenoideas. Se alimentan de una gran variedad de vegetales y animales (Allen & Robertson, 1998).

### *Jaqueta gigante*

La jaqueta gigante (*Microspathodon dorsalis*) tiene coloración azul a gris oscuro, algunas veces negro-azulada. Los bordes de las aletas dorsal, caudal y anal son blancos o azul claro. Los juveniles normalmente son de color azul en la parte posterior y azul claro en la anterior (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie generalmente es solitaria. Habita arrecifes rocosos y pendientes con buen movimiento de agua y crecimiento algal. Es territorial, especialmente durante la época reproductiva. Es común observarla entre los 3 y 8 metros de profundidad (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

### Scaridae

Los peces loro son habitantes comunes de los arrecifes tropicales. La mayoría son fácilmente reconocibles por sus dientes fusionados en forma del pico de un loro, por eso su peculiar nombre. La familia se distribuye por todo el mundo y la mayoría tiene una morfología muy parecida. La aleta dorsal no es recortada. Se alimentan de corales y son uno de los principales ramoneadores de algas que habitan los arrecifes tropicales. Por la noche buscan cuevas y escondites en los bordes del arrecife, donde descansan en el fondo después de secretar un capullo mucilaginoso que los envuelve (Allen & Robertson, 1998).

### *Loro barba azul*

El loro barba azul (*Scarus ghobban*) tiene una aleta caudal ligeramente recortada en los peces en fase inicial; en los machos terminales es en forma de cuarto de luna. La fase inicial es amarillenta a verde-amarilla con cinco barras irregulares azul-blancuzcas en los costados. Los machos terminales son de color azul verdoso en el dorso con escamas rosado salmón en el vientre (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria; habita arrecifes y pendientes rocosas. Es común en zonas con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de corales y rocas (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 90 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye ampliamente en todo el Indo-Pacífico. En el Pacífico Este Tropical se encuentra desde el Golfo de California hasta Ecuador (Allen & Robertson, 1998).

### *Loro chato*

El loro chato (*Scarus compressus*) tiene un cuerpo alto y comprimido con la aleta caudal recortada. Su coloración en fase inicial es verde-café, más clara en la cabeza, con seis barras blancuzcas en sus costados. El macho terminal presenta una coloración verde con los bordes de las escamas anaranjados, el hocico verde y bandas irregulares del mismo color que parten del ojo (**Anexo 12**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria, habitando arrecifes y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con presencia de corales pétreos formadores de arrecife (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 68 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Ecuador, incluyendo las Islas Galápagos. Generalmente es la especie menos abundante y más astuta de loros del Pacífico Este Tropical (Allen & Robertson, 1998).

#### *Loro jorobado*

El loro jorobado (*Scarus perrico*) tiene una aleta caudal ligeramente redondeada; los individuos más grandes desarrollan una joroba prominente en la nuca. Su coloración va de verde a verde-azulado con aletas azul oscuro (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie es solitaria, pero puede formar pequeños grupos. Habita arrecifes y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de las rocas y corales (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 76 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California hasta Perú (Allen & Robertson, 1998).

#### *Loro violáceo*

El loro violáceo (*Scarus rubroviolaceus*) tiene la aleta caudal ligeramente recortada en la fase adulta inicial; en los machos terminales tiene forma de cuarto creciente. La fase inicial es de color gris en la mitad anterior y blancuzca en la posterior con mandíbulas negras pequeñas, líneas oscuras en los costados y aletas rojas. En la fase terminal los machos son de color verde a verde azulado, algunas veces con tonos púrpura en la mitad anterior (**Anexo 12**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie usualmente es solitaria. Habita arrecifes y pendientes rocosas. Es más común en zonas cercanas a la costa con corales pétreos formadores de arrecife. Se alimenta raspando algas de las rocas y corales (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 70 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye ampliamente en todo el Indo-Pacífico. En el Pacífico Este Tropical se encuentra desde el Golfo de California hasta las Islas Galápagos (Allen & Robertson, 1998).

#### Serranidae

Los meros, cabrillas, chernas, mentas o jaboneros son especies parecidas a las percas, con una gran diversidad de formas y hábitos. Generalmente, tienen tres espinas en la cubierta de las branquias; el margen posterior del preopérculo es casi siempre serrado o con espinas pequeñas; y la boca es grande y abre al frente o con la mandíbula inferior proyectante. Las escamas son pequeñas y por lo general ásperas. Los serránidos forman uno de los mayores grupos de peces depredadores de los

arrecifes. Se alimentan de variedad de peces y crustáceos. La mayoría de las especies vive asociada al fondo. La familia es hermafrodita; las hembras adultas son capaces de transformarse en machos (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cabrilla panameña*

La cabrilla panameña (*Cephalopholis panamensis*) tiene el cuerpo robusto y oblongo, con el hocico mucho más largo que el ojo. La aleta pectoral es simétricamente redondeada con una solapa que une su base con el resto del cuerpo. La base de la cola es delgada y la aleta caudal redondeada. Los adultos tienen coloración pardo claro con unas nueve barras oscuras cruzando el cuerpo entero; la cabeza es oscura con bandas oblicuas y una red de puntos azules y anaranjados; parche oscuro justo detrás del ojo. Los juveniles tienen el cuerpo gris-azul con manchas y líneas naranjas en la cabeza; la nuca es verde (**Anexo 13**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie típicamente es solitaria. Habita arrecifes y pendientes rocosas. Es tímida y se aleja rápidamente de los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 31 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde el Golfo de California a Ecuador, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

#### *Cabrilla pinta*

La cabrilla pinta (*Epinephelus labriformis*) tiene el cuerpo robusto y comprimido. La línea lateral es completa y finaliza en la base de la cola con un arco suave. La cola es redondeada. Las escamas ásperas y relativamente pequeñas. Su coloración es verde oliva con puntos y manchas blancas esparcidas irregularmente; detrás del pedúnculo caudal presentan una mancha negra en forma de montura. Los márgenes de las aletas dorsal y anal, los bordes superior e inferior de la aleta caudal y la mitad distal de las pectorales son de color rojo ladrillo (**Anexo 13**) (Allen & Robertson, 1998).

Esta especie típicamente es solitaria. Habita arrecifes, paredes y pendientes rocosos. Es común entre los 7 y 14 metros de profundidad. Tiende a ignorar a los buzos (Humann & DeLoach, 2004). Su talla máxima es de 60 cm (Froese & Pauly, 2010).

Se distribuye desde San Diego, California, hasta Perú, incluyendo las islas oceánicas (Allen & Robertson, 1998).

## Frecuencia dentro y fuera del PNMB

La familia con mayor número de individuos observada en el periodo de muestreo fue la Haemulidae (516 individuos); los roncadores usualmente se congregan en agrupaciones numerosas, especialmente las especies de menor tamaño, para protegerse de depredadores. La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (393 individuos); esta familia suele formar agrupaciones numerosas especialmente cuando alcanzan tamaños medios, sobretodo cerca de rocas grandes y en el borde de los arrecifes. La tercera familia en número de individuos fue la Chanidae (380 individuos), gracias a un cardumen de sabalote (*Chanos chanos*) muy numeroso observado durante una de las giras de monitoreo (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Frecuencia por familia dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

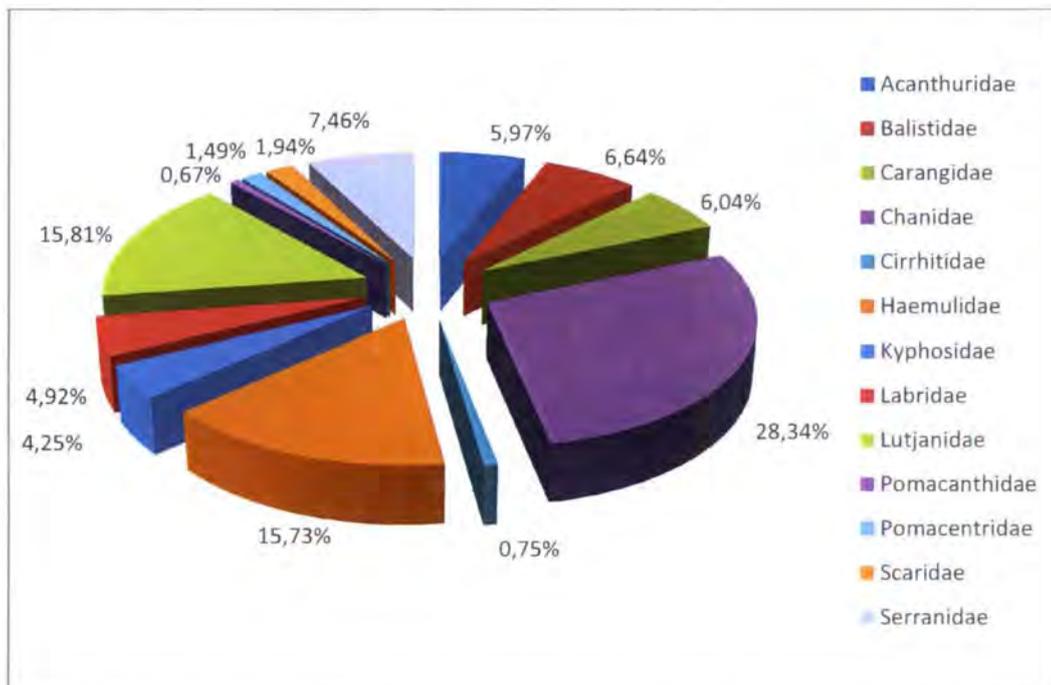
Familia	Adentro	Afuera	Total
Acanthuridae	80	109	189
Balistidae	89	92	181
Carangidae	81	7	88
Carcharhinidae	0	1	1
Chanidae	380	0	380
Cirrhitidae	10	8	18
Dasyatidae	0	2	2
Haemulidae	211	305	516
Kyphosidae	57	81	138
Labridae	66	185	251
Lutjanidae	212	181	393
Pomacanthidae	9	27	36
Pomacentridae	20	54	74
Scaridae	26	66	92
Serranidae	100	80	180
<b>Total</b>	<b>1341</b>	<b>1198</b>	<b>2539</b>

Las familias que presentaron la menor frecuencia fueron la Carcharhinidae (1 individuo) y la Dasyatidae (2 individuos). El tiburón punta blanca (*Trianodon obesus*) es objetivo de la pesquería artesanal costera, por lo que los reducidos avistamientos se pueden deber a un esfuerzo pesquero importante. En la Reserva Biológica Isla del Caño, hacia el sur del PNMB y lejana a la costa, es frecuente observar más de cuatro individuos por buceo. La raya látigo gigante (*Dasyatis dipterura*), al igual que otros miembros de su familia, son susceptibles a la pesca de arrastre, muy común en este área. La tercera familia con menor frecuencia fue la Cirrhitidae (18 individuos). El halcón gigante (*Cirrhitus rivulatus*) es una especie a la que le gusta esconderse en cuevas, incluso boca abajo, razón por la cual sus avistamientos pueden haber sido bajos (Cuadro 2).

Dentro del PNMB, la familia que presentó mayor número de individuos fue la Chanidae (380 individuos, 38,34%), debido a un cardumen numeroso de sabalotes observado durante el mes de abril del 2011. La segunda familia en importancia fue la

Lutjanidae (212 individuos, 15,81%) y la tercera la Haemulidae (211 individuos, 15,73%), ambas caracterizadas por formar agrupaciones numerosas de individuos (Figura 5).

Las familias con menor representación dentro del PNMB fueron la Pomacanthidae (9 individuos, 0,675%) y la Cirrhitidae (10 individuos, 0,75%). Estas familias tienen un bajo número de especies, por lo que su presencia no es tan importante como la de otros grupos. La tercera familia con menor frecuencia fue la Pomacentridae (20 individuos, 1,49%). La jaqueta gigante (*Microspathodon dorsalis*) es la especie de mayor tamaño de esta familia observada en el PNMB; el resto de especies presentes no presentan un tamaño suficiente para ser de importancia comercial, razón por la cual no se consideraron durante los monitoreos (Figura 5).

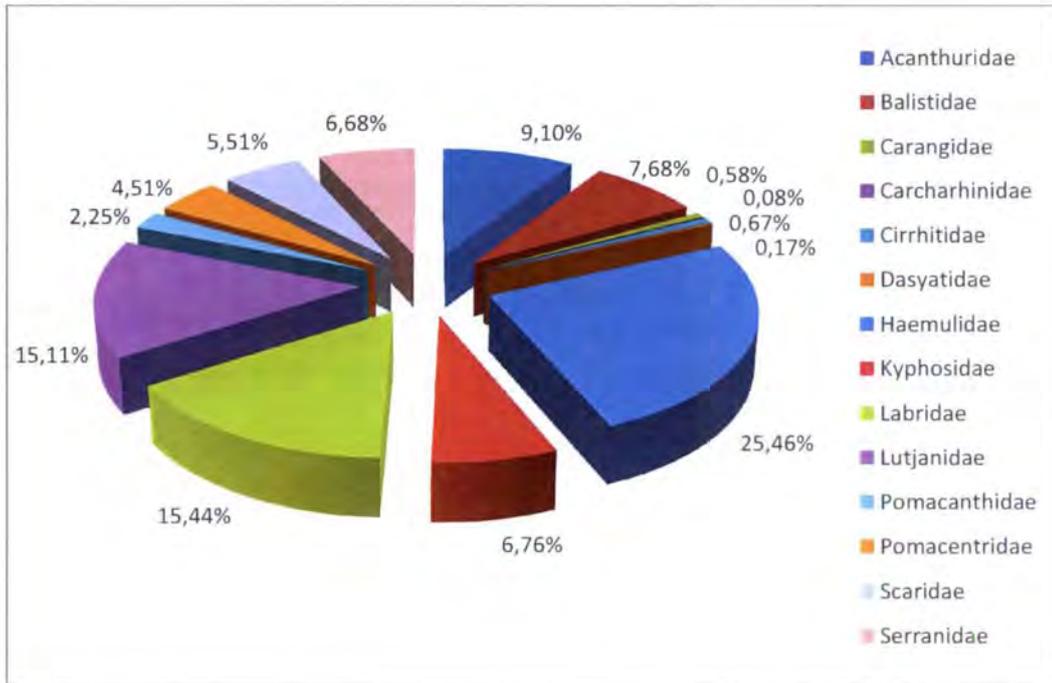


**Figura 5.** Distribución porcentual de los individuos observados dentro del Parque Nacional Marino Ballena según familia.

Fuera del PNMB, la familia que presentó mayor número de individuos fue la Haemulidae (305 individuos, 25,46%), caracterizada por formar agrupaciones numerosas de individuos como mecanismo de protección ante sus depredadores. La segunda familia con mayor frecuencia fue la Labridae (185 individuos, 15,44%). Entre los lábridos se encuentra una de las especies más frecuentes en todos los buceos, la vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*), razón por la cual sus números son tan elevados. La tercera familia fue la Lutjanidae (181 individuos, 15,11%) (Figura 6).

Las familias con menor representación fuera del PNMB fueron la Carcharhinidae (1 individuo, 0,08%) y la Dasyatidae (2 individuos, 0,17%). La primera familia representa tiburones, los cuales son foco de esfuerzo pesquero cerca de la costa, mientras que la segunda familia está constituida por rayas, frecuentemente capturadas por la pesca de

arrastre, común en esta zona. La tercera familia con menor frecuencia fue la Carangidae, algo de extrañar ya que los jureles frecuentemente forman cardúmenes en los arrecifes de la zona, especialmente los más profundas (17 o más metros). Debido a que se agregan hacia la parte superior del arrecife, la baja visibilidad observada en las giras pudo haber dificultando su identificación (**Figura 6**).



**Figura 6.** Distribución porcentual de los individuos observados fuera del Parque Nacional Marino Ballena según familia.

Frecuencia por punto de monitoreo
 

---

El punto de monitoreo que presentó mayor frecuencia fue el Bajo Maureen (645 individuos). Esto es debido a una agrupación numerosa de sabalotes (*Chanos chanos*) observada durante el mes de abril. Debido a que es el punto que está más lejano de la costa y con aguas profundas más cercanas, la presencia de esta especie no es de extrañar, ya que prefiere arrecifes más abiertos y cercanos a aguas profundas. El segundo punto de buceo con mayor frecuencia de individuos fue Roca La Viuda (424 individuos). Este sitio tienen una profundidad media (17 metros) en comparación con los otros lugares y presentó gran número de roncadores (familia Haemulidae, 113 individuos) y de vieja común (*Kyphosus elegans*, 78 individuos), ambos caracterizados por formar cardúmenes numerosos (**Cuadro 3**).

**Cuadro 3.** Frecuencia observada de individuos por familia en cada punto de monitoreo dentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

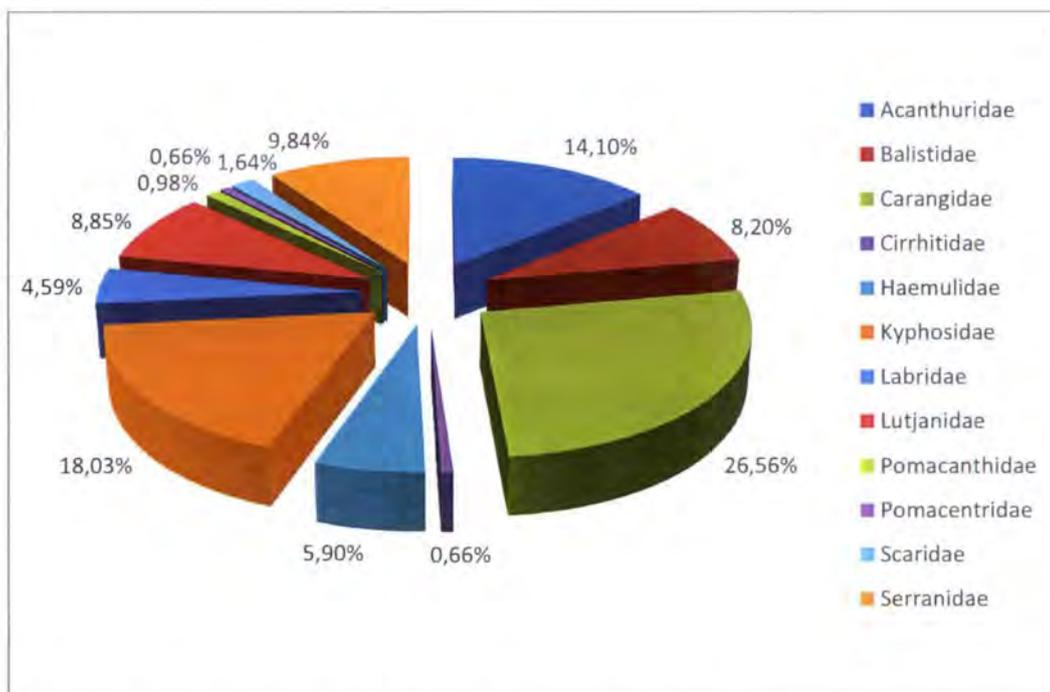
Familia	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Acanthuridae	43	15	22	47	40	22
Balistidae	25	26	38	41	32	19
Carangidae	81	0	0	0	2	5
Carcharhinidae	0	0	0	0	1	0
Chanidae	0	350	30	0	0	0
Cirrhitidae	2	2	6	3	2	3
Dasyatidae	0	0	0	0	0	2
Haemulidae	18	80	113	112	103	90
Kyphosidae	55	0	2	78	1	2
Labridae	14	31	21	51	71	63
Lutjanidae	27	87	98	47	100	34
Pomacanthidae	3	2	4	3	18	6
Pomacentridae	2	1	17	5	3	46
Scaridae	5	8	13	18	26	22
Serranidae	30	43	27	19	22	39
<b>Total</b>	<b>305</b>	<b>645</b>	<b>391</b>	<b>424</b>	<b>421</b>	<b>353</b>

El segundo nivel en cuanto a frecuencia lo presentaron el Bajo Dos Tetas y el Tómbolo de Punta Uvita (421 y 391 individuos, respectivamente). En ambos sitios fueron más frecuentes las familias Haemulidae (113 y 103 individuos, respectivamente) y Lutjanidae (98 y 100 individuos, respectivamente). Los sitios con menor frecuencia fueron el Bajo Negro (353 individuos) e Isla Ballena (305 individuos). Esto se podría explicar por los bajos números de familias que forman cardúmenes numerosos en ambos sitios (Haemulidae, Lutjanidae) (**Cuadro 3**).

En Isla Ballena, la familia más numerosa fue la Carangidae (81 individuos, 26,56%), debido a un cardumen numeroso de jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) observado durante el monitoreo de marzo de 2011. La segunda familia en importancia fue la Kyphosidae (55 individuos, 18,03%). La tercera familia más numerosa fue la

Acanthuridae (43 individuos, 14,19%), debido a la alta presencia del cirujano pintado (*Ctenochaetus marginatus*) (Figura 7).

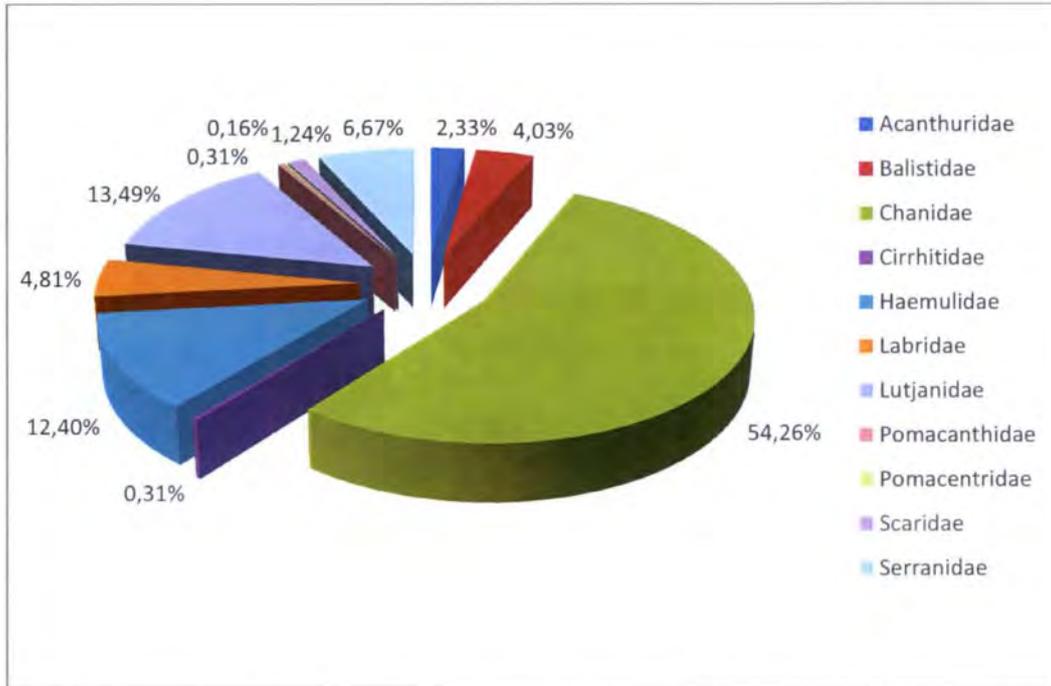
Las familias menos numerosas fueron la Cirrhitidae y la Pomacentridae (2 individuos, 0,66%), debido a que sólo una especie las conforma (halcón gigante y jaqueta gigante, respectivamente) aunado a que las mismas son poco frecuentes. La tercera familia menos numerosa fue la Pomacanthidae (3 individuos, 0,98%), de nuevo con un bajo número de especies (ángel negro, *Pomacanthus zonipectus* y muñeca rey, *Holacanthus passer*) y con especies poco frecuentes (Figura 7).



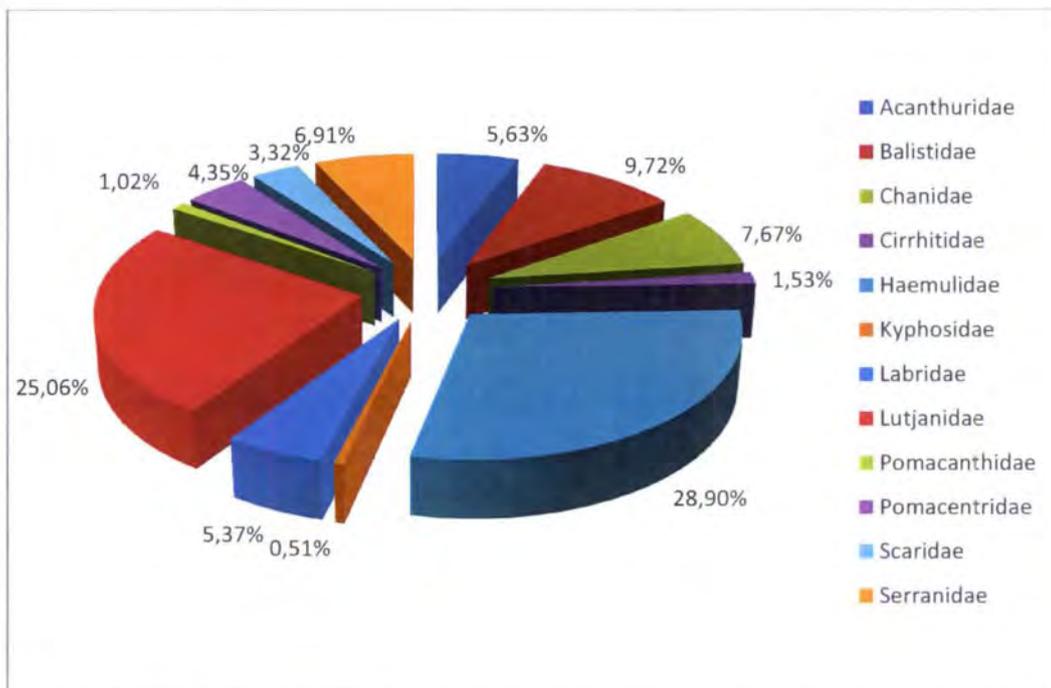
**Figura 7.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Isla Ballena según familia.

En Bajo Maureen, la familia más numerosa fue la Chanidae (350 individuos, 54,26%), debido a un cardumen numeroso de sabalote (*Chanos chanos*) observado durante el monitoreo de abril del 2011. La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (87 individuos, 13,49%), debido a altos números de pargo mancha (*Lutjanus guttatus*). La tercera familia más numerosa fue la Haemulidae (80 individuos, 12,40%), en especial debido a la alta presencia del roncador rayado (*Haemulon maculicauda*) (Figura 8).

Las familias menos numerosas para Bajo Maureen fueron las mismas que para Isla Ballena: Pomacentridae (1 individuo, 0,16%), Cirrhitidae (2 individuos, 0,31%) y Pomacanthidae (2 individuos, 0,31%). Esto se puede deber a la cercanía entre los puntos (Figura 8).



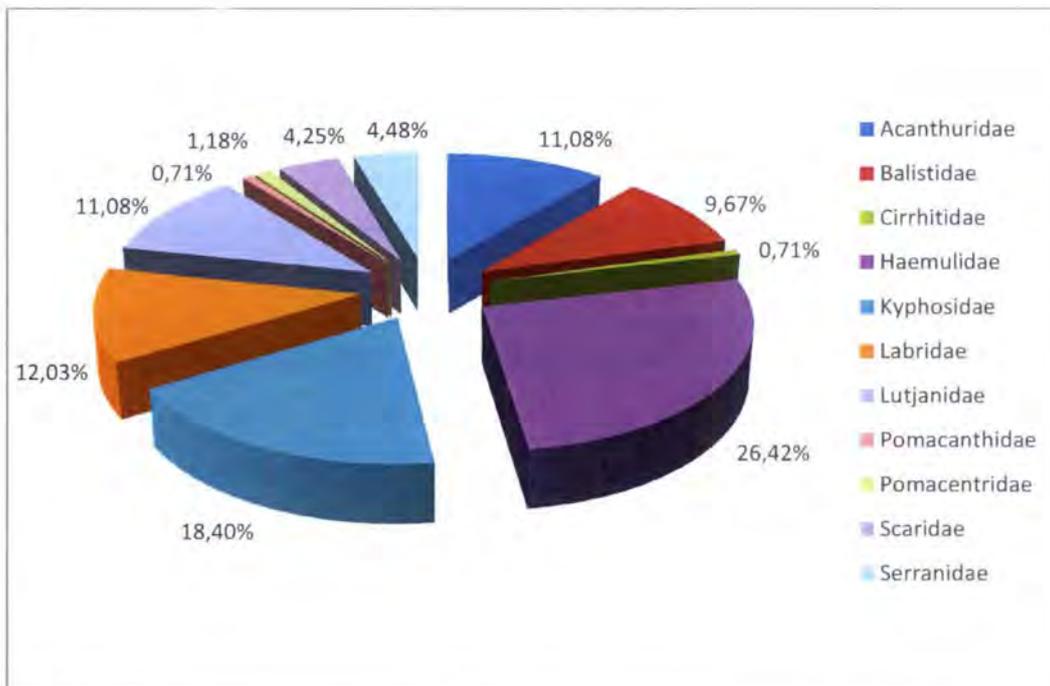
**Figura 8.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Maureen según familia.



**Figura 9.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Tómbolo de Punta Uvita según familia.

En el Tómbolo de Punta Uvita, la familia más numerosa fue la Haemulidae (98 individuos, 28,90%) debido a altos números de roncador frijol (*Haemulon steindachneri*). La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (90 individuos, 25,06%), debido a altos números de pargo amarillo y pargo negro (*Lutjanus argentiventris*, *L. novemfasciatus*). La tercera familia más numerosa fue la Balistidae (38 individuos, 9,72%), en especial debido a la alta presencia del chancho cochino (*Sufflamen verres*) (Figura 9).

La familia menos numerosa en el Tómbolo de Punta Uvita fue la Kyphosidae (2 individuos, 0,51%), muy probablemente debido a que la especie analizada para esta familia (vieja común, *Kyphosus elegans*) prefiere zonas más abiertas. Las otras dos familias menos numerosas fueron la Pomacanthidae (4 individuos, 1,02%) y la Cirrhitidae (6 individuos, 1,53%), repitiendo la tendencia de los otros puntos dentro del PNMB (Figura 9).



**Figura 10.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Roca La Viuda según familia.

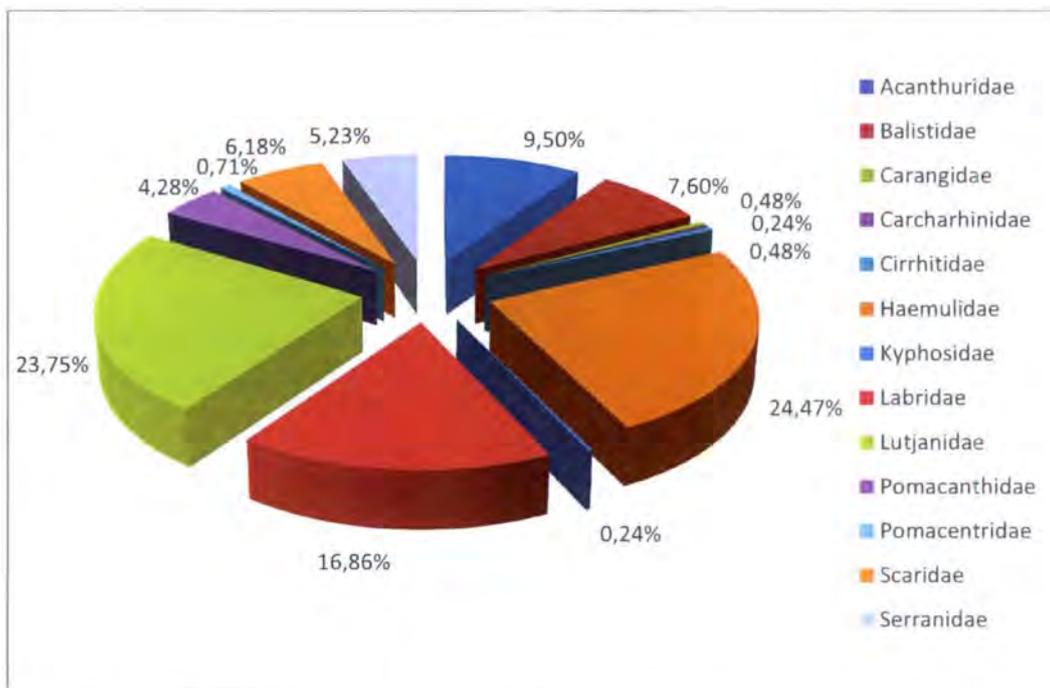
En Roca La Viuda, la familia más numerosa fue la Haemulidae (112 individuos, 26,42%), debido a altos números de roncador pecosó (*Haemulon scudderi*). La segunda familia en importancia fue la Kyphosidae (78 individuos, 18,40%) y la tercera familia más frecuente fue la Labridae (51 individuos, 12,03%), gracias a altos números de vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) (Figura 10).

Las dos familias menos numerosas en Roca La Viuda fueron la Pomacanthidae y la Cirrhitidae (3 individuos cada una, 0,71%). La tercera familia menos frecuente fue la

Pomacentridae (5 individuos, 1,18%), continuando la tendencia observada dentro del PNMB (Figura 10).

En Bajo Dos Tetas, la familia más numerosa fue la Haemulidae (103 individuos, 14,47%), debido a altos números de roncador frijol y roncador rayado (*Haemulon steindachneri*, *H. maculicauda*). La segunda familia en importancia fue la Lutjanidae (100 individuos, 23,75%), gracias a altos números de pargo amarillo y pargo ñanguero (*Lutjanus argentiventris*, *Lutjanus jordani*). La tercera familia más frecuente fue la Labridae (71 individuos, 16,85%), gracias a altos números de vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) (Figura 11).

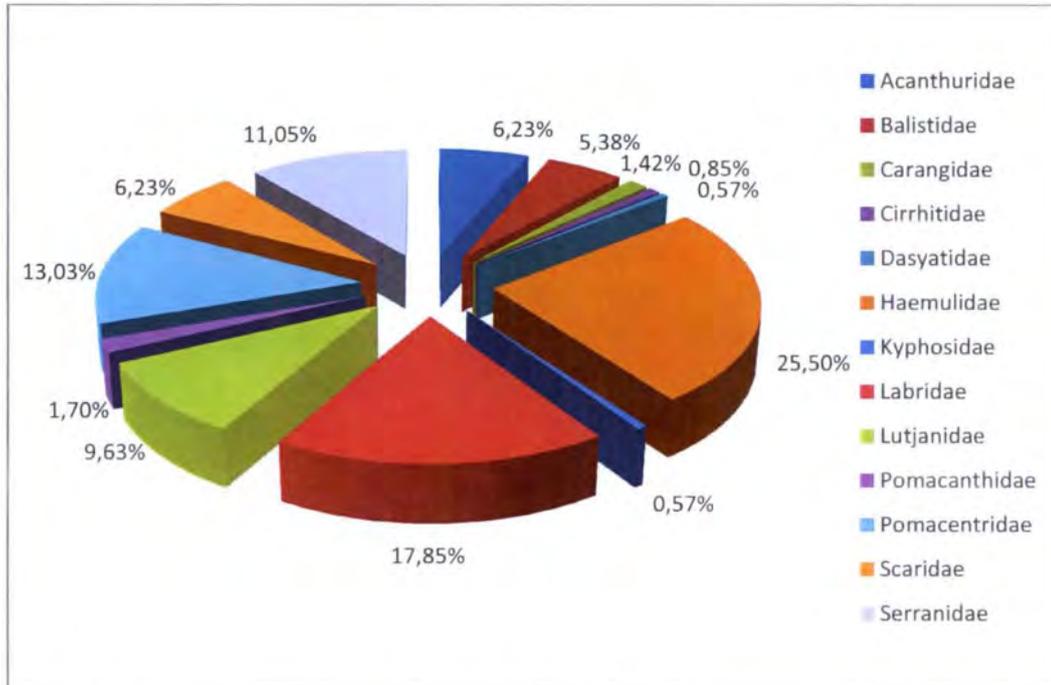
Las dos familias menos numerosas en Bajo Dos Tetas fueron la Kyphosidae y la Carcharhinidae (1 individuo cada una, 0,24%). Las siguientes dos familias menos frecuentes fueron la Cirrhitidae y la Carangidae (2 individuos, 0,48%) (Figura 11).



**Figura 11.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Dos Tetas según familia.

En Bajo Negro, la familia más numerosa fue la Haemulidae (90 individuos, 25,50%), debido a altos números de roncador frijol (*Haemulon steindachneri*). La segunda familia en importancia fue la Labridae (67 individuos, 17,85%), gracias a altos números de vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*). La tercera familia más frecuente fue la Pomacentridae (46 individuos, 13,03%), debido a altos números de jaqueta gigante (*Microspathodon dorsalis*) (Figura 12).

Las dos familias menos numerosas en Bajo Negro fueron la Dasyatidae y la Kyphosidae (1 individuo cada una, 0,57%). La tercera familia menos frecuente fue la Cirrhitidae (3 individuos, 0,85%) (Figura 12).



**Figura 12.** Distribución porcentual de los individuos observados en el punto de monitoreo Bajo Negro según familia.

---

 Diversidad
 

---

## Simpson

El Índice de Diversidad de Simpson (D) permite observar una alta diversidad en todos los sitios de monitoreo. En este índice, cuanto más cercano sea el valor a cero, más diverso es el sitio o la muestra (Magurran, 2008). Eso es más evidente en el Bajo Dos Tetas, el Bajo Negro y el Tómbolo de Punta Uvita, ya que cuentan con valores muy cercanos a cero (0,084 a 0,089). Roca La Viuda e Isla Ballena están en el siguiente escalafón de diversidad (0,104 y 0,125, respectivamente), que aunque tienen valores ligeramente más elevados siguen siendo puntos muy diversos. Bajo Maureen es la estación de monitoreo con el valor más alto (0,316), es decir el menos diverso de la muestra; a pesar de esto, muestra una diversidad importante (**Cuadro 4**).

**Cuadro 4.** Índice de Diversidad de Simpson, según punto de monitoreo.

Índice	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Diversidad de Simpson (D)	0,125	0,316	0,089	0,104	0,084	0,087
Diversidad de Simpson (1/D)	8,022	3,169	11,284	9,626	11,869	11,463

Al calcular el Índice de Reciprocidad de Simpson, se puede observar la misma tendencia. En este índice, cuanto más alto sea el valor, más diversa es la muestra (Magurran, 2008). Los tres sitios más diversos son nuevamente el Bajo Dos Tetas, el Bajo Negro y el Tómbolo de Punta Uvita, con valores bastante altos (11,284 a 11,869). En el siguiente nivel se encuentran Isla Ballena y Roca La Viuda (8,022 y 9,626, respectivamente). El sitio menos diverso, con un valor muy cercano a uno (lo que representaría un sitio con una sola especie), es Bajo Maureen (**Cuadro 4**).

Estos valores se pueden explicar debido a una alta representatividad de diversas especies en los cinco sitios más diversos, a pesar de que hay especies dominantes (el jurel ojón en Isla Ballena con 80 individuos o el roncador pecoso en Roca La Viuda con 77 individuos) no hay una especie claramente dominante. La frecuencia se distribuye ampliamente entre las especies, con varias dominantes en cada caso, pero un gran número de especies con pocos individuos (**Anexo 14**).

En el caso de Bajo Maureen, su baja diversidad en comparación con los otros sitios se explica por un cardumen muy número de sabalotes (350 individuos) presente durante una gira de monitoreo, razón por la cual se arrastró la diversidad hacia abajo al representar este solitario cardumen más del 52% de los individuos observados (**Anexo 14**).

## Shannon

El Índice de Diversidad de Shannon (H) sirve para ver la uniformidad de especies en un sitio, es decir cuán cerca en frecuencia están las especies. Cuanto más alto sea este índice, más uniforme es el sitio o la muestra. Si se calcula además de H el Hmax, es decir la máxima uniformidad que una comunidad puede tener, con estos dos números

se puede calcular la uniformidad de especies (dividiendo  $H$  por  $H_{max}$ ). Cuanto más cercano sea el valor a uno, más uniforme es la comunidad (Magurran, 2008).

En el estudio, se puede observar que la Isla Ballena, la Roca La Viuda, el Tómbolo de Punta Uvita y el Bajo Negro tienen valores de  $H$  similares (1,09 a 1,226), por lo que se podría decir que tienen diversidades semejantes. En el caso de Bajo Maureen, es evidente que su valor (0,81) indica que es un sitio poco uniforme (**Cuadro 5**).

**Cuadro 5.** Índice de Diversidad de Shannon, según punto de monitoreo.

Índice	IB	BM	TP	LV	DT	BN
Shannon $H'$ Log Base 10	1,09	0,81	1,172	1,118	1,196	1,226
Shannon $H_{max}$ Log Base 10	1,431	1,398	1,398	1,38	1,431	1,505
Shannon $J'$	0,762	0,58	0,838	0,81	0,835	0,815

A la hora de analizar la uniformidad de la comunidad, se observa que la Roca La Viuda, el Bajo Negro, el Bajo Dos Tetas y el Tómbolo de Punta Uvita tienen valores muy similares y cercanos a uno (0,81 a 0,838); esto indica comunidades uniformes. Isla Ballena muestra un valor inferior (0,762) pero aún así relativamente alto, es decir no es tan uniforme como las otras comunidades pero tiene una diversidad significativa. El caso de Bajo Maureen es completamente diferente, su valor de 0,58 indica que es un sitio poco uniforme y dominado por una pequeña selección de especies (**Cuadro 5**).

Esta particularidad de Bajo Maureen, al igual que en el caso del Índice de Simpson, se debe a la alta representatividad de una sola especie, el sabalote, con 350 individuos, representando el 52% de los peces observados.

#### Análisis de conglomerado

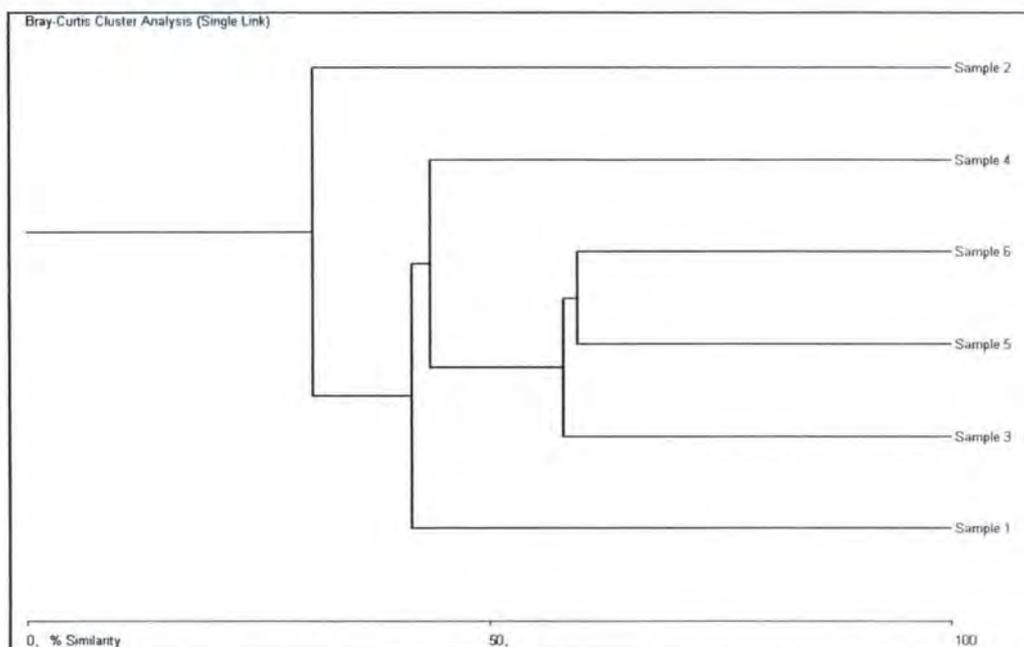
Al realizar un análisis de asociación utilizando la metodología de Bray-Curtis para analizar clústeres se pueden observar las mismas tendencias vistas con los índices de diversidad (**Figura 13**).

En dicho análisis, se observa que los sitios de monitoreo con mayor semejanza entre sí son Bajo Negro y Bajo Dos Tetas, los dos lugares a mayor distancia del PNMB. Por su parte, estos se agrupan cercanamente con el Tómbolo de Punta Uvita y con Roca La Viuda; el primero se encuentra dentro del PNMB pero está más cercano a los puntos de monitoreo fuera de sus límites y el segundo es el punto fuera del PNMB más cercano a los límites.

El siguiente punto en similitud a esta agrupación de cuatro es Isla Ballena, lugar de monitoreo más sureño de todos. Al igual que con los índices de diversidad, en este análisis es también el sitio entre los diversos que se aleja más del grupo.

Finalmente, Bajo Maureen muestra la menor similitud a cualquiera de los otros puntos de monitoreo, a pesar de estar a una distancia cercana de Isla Ballena. Esto se debe a una profundidad mayor y a una cercanía a aguas abiertas y puntos de mayor profundidad (**Figura 3**). Esto hace que especies como el sabalote, comunes en zonas más abiertas, sean más frecuentes. Esta especie normalmente se agrupa en

cardúmenes numerosos y su presencia en una de las giras de monitoreo desvió los datos para separar a Bajo Maureen de los otros puntos de monitoreo (tanto los que se encuentra dentro del PNMB como los que tenía características de profundidad semejantes).



**Figura 13.** Análisis de Clústeres de Bray-Curtis para los sitios de monitoreo (Sample 1 = Isla Ballena, Sample 2 = Bajo Maureen, Sample 3 = Tómbolo de Punta Uvita, Sample 4 = Roca La Viuda, Sample 5 = Bajo Dos Tetas, Sample 6 = Bajo Negro).

#### Dominancia-K

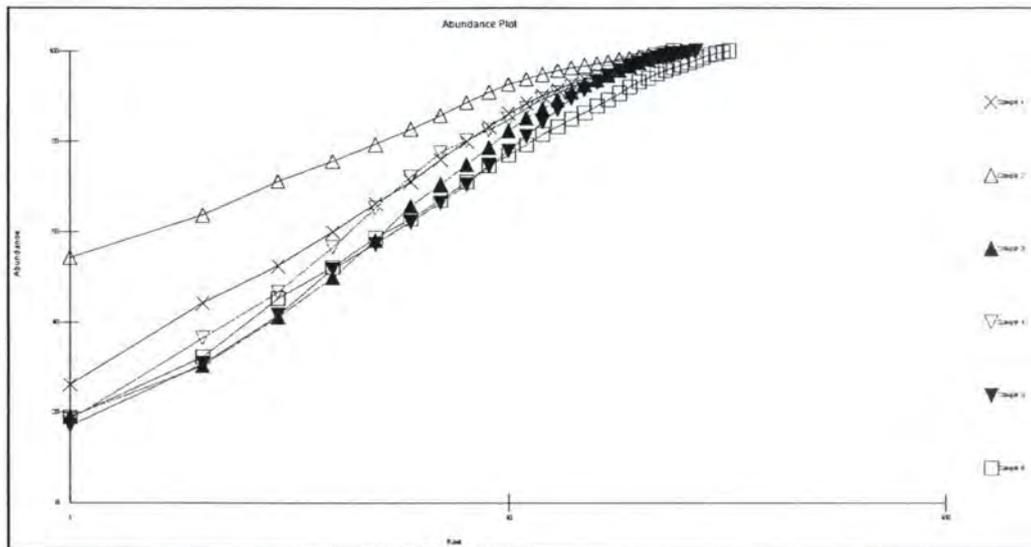
El análisis de Dominancia-K permite comparar la diversidad entre muestras gráficamente. Entre más abajo crucen las líneas el eje Y, más diversa es la muestra. Si las líneas entre dos muestras (en este caso sitios de monitoreo) se cruzan, entonces dichas muestras tenderán a tener diferente jerarquía al ser analizadas con diferentes índices de diversidad.

En el análisis de Dominancia-K se observa nuevamente que los tres puntos de monitoreo fuera del PNMB y el Tómbolo de Punta Uvita son muy semejantes, ambos cruzando el eje Y bastante cercamos. Nuevamente, los tres puntos con mayor similitud son Bajo Negro, Bajo Dos Tetas y el Tómbolo de Punta Uvita. Roca La Viuda se aleja ligeramente de este grupo en el análisis (**Figura 14**).

Roca La Viuda e Isla Ballena, a pesar de iniciar en puntos diferentes en el eje Y, tienden a agruparse hacia el final del gráfico conforme se van juntando con los tres sitios previamente citados. Se puede considerar que conforman el segundo grupo en similitud.

De nuevo se puede observar cómo Bajo Maureen se separa de todos los demás, cruza el eje Y sobre el 50% y se mantiene alejado de los otros sitios durante todo el

análisis. La influencia del cardumen de sabalotes observados durante una gira continúa separando a este sitio de todos los demás, influenciado por su mayor cercanía a aguas profundas.



**Figura 14.** Análisis de Dominancia-K para los sitios de monitoreo (Sample 1 = Isla Ballena, Sample 2 = Bajo Maureen, Sample 3 = Tómbolo de Punta Uvita, Sample 4 = Roca La Viuda, Sample 5 = Bajo Dos Tetas, Sample 6 = Bajo Negro).

## Discusión

---

La estabilidad en la diversidad y abundancia de especies dentro de las reservas marinas no se llega a alcanzar. Se ha observado que las poblaciones de peces que se recuperan continúan incrementando durante años, aunque a tasas inferiores. Esto se puede deber a que no existen series de tiempo lo suficientemente largas para analizar el punto al cual finalmente se estabilizan las poblaciones después de la protección (Babcock *et al.*, 2010). Este detalle es importante a la hora de evaluar las reservas marinas y debe ser considerado cuando se analiza su éxito.

Si bien los efectos directos sobre poblaciones de peces se observan rápidamente (Halpern & Warner, 2002; PISCO, 2007; Babcock *et al.*, 2010), el tiempo promedio para ver efectos indirectos tras la de la creación de reservas es de más de trece años, y en ocasiones mucho más tiempo (Babcock *et al.*, 2010). Los encargados de la gestión deben considerar esto a la hora de planificar y estar conscientes que puede tomarles muchos años antes de poder tener evidencias del éxito de las reservas marinas en la forma de efectos indirectos y una recuperación más amplia de todo el ecosistema, más allá de las especies foco de la pesca (PISCO, 2007; Babcock *et al.*, 2010).

Estos factores son importantes a la hora de analizar al PNMB ya que, aunque se estableció hace 22 años, no ha existido una vigilancia y protección constante del mismo. Durante los primeros 19 años de existencia del PNMB, no se contó con un adecuado control de las actividades de pesca dentro de sus límites. No fue sino hasta el 2008 que la Fundación MarViva, por medio de un convenio con el Servicio Nacional de Guardacostas y el MINAET, inició labores de vigilancia conjuntas.

Cabe destacar que a inicios del 2011 dichas labores de vigilancia se vieran fuertemente reducidas. Esto fue debido a la iniciativa por parte de la Fundación MarViva de trasladar las responsabilidades de control y vigilancia al estado por medio de una continuada cooperación pero bajo una modalidad diferente.

Si consideramos que se puede tardar hasta cinco años para ver diferencias en las poblaciones de especies dentro de una reserva marina y hasta trece años para ver efectos indirectos, es de esperar que en el corto periodo que ha existido una verdadera protección y control de la pesca las diferencias en diversidad entre los sitios sean pocas.

Los sitios que se encuentran fuera del PNMB parecen agruparse entre sí bastante bien, con índices muy parecidos. Este no es el caso de los sitios que se encuentran dentro del PNMB. Esto último se puede deber a que dos sitios dentro del Parque tienen características semejantes (Isla Ballena y el Tómbolo de Punta Uvita tienen las menores profundidades y los monitoreos se hacían de lado costero de las formaciones geológicas); mientras que el Bajo Maureen, a pesar de estar cerca de Isla Ballena, tiene una profundidad mayor y se encuentra más cerca de zonas con características de aguas abiertas, por lo que difiere de los otros sitios.

La familia dominante en cuatro puntos de monitoreo (Tómbolo de Punta Uvita, Roca La Viuda, Bajo Dos Tetas y Bajo Negro) es la Haemulidae. Los roncadores se caracterizan por agruparse en cardúmenes numerosos y evidentemente son una parte importante de los ecosistemas dentro y fuera del PNMB (**Figura 15**).

comunidad tienen permiso de pesca en esta zona con fines de auto consumo, es necesario revalorar esta regulación e ir pensando en límites de pesca por persona para evitar un esfuerzo desproporcionado.

Por otro lado, la pesca ilegal es una presencia constante dentro del PNMB, como se observó durante el mes de mayo cuando se encontró una red de enmalle ilegalmente colocada dentro de los límites del Parque que tenía más de 50 peces diferentes enmallados, incluyendo a once tiburones martillo juveniles (*Sphyrna lewini*) (**Anexo 16**).

En la parte externa del PNMB es frecuente ver operadores de pesca turística, tanto en los puntos de monitoreo como en otros sitios. Es importante notar que las especies pescadas en esta zona no se prestan para la práctica de "Capturar y Liberar", debido a que no están incluidas dentro de las especies de interés turístico en la legislación nacional, como es el caso de los peces pico (aquellos miembros de la familia Isthio-phoridae) y el sábalo (*Megalops atlanticus*).

Fuera del PNMB es común la pesca a pulmón, la cual busca especialmente a la langosta del Pacífico (*Panulirus argus*) y a peces de arrecife como los Scaridae. Para esto utilizan varas largas de madera con tres o cuatro puntas metálicas en uno de sus extremos. En una de las giras de monitoreo se encontró uno de estos implementos en el Bajo Negro, abandonado por los pescadores. Adicionalmente existen reportes de embarcaciones de pesca con red de arrastre que faenan cerca de los límites del PNMB y en ocasiones incursionan dentro del mismo, por lo que podrían estar teniendo efecto sobre especies demersales como cabrillas, meros y rayas.

Muchos de los pescadores turísticos que faenan en esta zona son nacionales y llevan sus presas de regreso para cocinar en sus hogares. Los pescadores extranjeros que practican la pesca turística en la zona usualmente llevan sus capturas de regreso para ser preparadas en los hoteles. Incluso se puede dar el caso de que los tour operadores vendan las capturas en restaurantes de las comunidades cercanas o de regreso a sus hogares para alimentar a sus familias.

Alrededor del mundo se ha comprobado que las reservas marinas son altamente efectivas en el incremento de las poblaciones de especies con adultos sedentarios como los peces de arrecife e invertebrados (Hastings & Botsford, 2003), es por esto que el PNMB es tan importante ya que protege ecosistemas de arrecife. Las zonas con exclusión pesquera son herramientas vitales de manejo de las cadenas alimenticias, de la funcionalidad de los ecosistemas y de la resiliencia de los arrecifes (Hughes *et al.*, 2007). El tener al PNMB en una zona de gran presencia de arrecifes permite una gestión y una exportación directa hacia las pesquerías.

Adicionalmente para incrementar la efectividad de las reservas marinas, éstas deben tener alta similitud con las zonas circundantes (Forcada *et al.*, 2009). Esto ocurre con el PNMB, tanto al sur como al norte del mismo. Sin embargo se tornan necesarios mayores controles sobre la pesca en estas zonas y en la zona oceánica, donde las incursiones de los barcos de arrastre de camarón son constantes. Es por esto que se vuelve de gran importancia una AMP que permita la pesca bajo regulación como zona de amortiguamiento alrededor del PNMB.

## Discusión



Las reservas marinas son de vital importancia para el manejo ecosistémico y pesquero. En Hawái, Islandia y Filipinas se ha demostrado que la apertura de áreas a la pesca causa una pérdida rápida de los beneficios obtenidos con protección a largo plazo. Puede tomar tan sólo uno o dos años para que las poblaciones de peces y moluscos se vean agotadas (PISCO, 2007). Es por esto que para garantizar la sostenibilidad y efectividad del PNMB es necesario un verdadero control y vigilancia.

Estos hallazgos hacen evidente la necesidad de implementar medidas más rigurosas de control y vigilancia. Actualmente, los guardaparques del PNMB no cuentan con embarcación propia para realizar labores de patrullaje en los límites del Parque con el fin de controlar la pesca ilegal.

## Conclusiones

---

1. La diversidad de especies de las comunidades de peces de importancia comercial y ecológica en el PNMB y sus alrededores estuvo dominada por los roncadores (Haemulidae) y los sabalotes (Chanidae), aunque estuvieron ampliamente representados los pargos (Lutjanidae) y las señoritas (Labridae).
2. Entre las especies más frecuentes en el presente trabajo, los pargos (Lutjanidae), las cabrillas (Serranidae) y los sabalotes (Chanidae) representan las especies de mayor interés comercial en la zona.
3. Las familias con mayor número de especies (Acanthuridae con 7, Haemulidae con 7 y Lutjanidae con 5) no necesariamente son las más abundantes.
4. Los sitios localizados fuera del PNMB (Bajo Negro, Bajo Dos Tetas y Roca La Viuda) muestran altos grados de similitud y entre las mayores diversidades observadas.
5. El Bajo Maureen, debido a su cercanía a zonas de mayor profundidad y mayor profundidad que los otros dos sitios dentro del PNMB (Isla Ballena y el Tómbolo de Punta Uvita), se diferencia de todos los otros sitios ya que tiene alta presencia de especies de aguas abiertas.
6. Las zonas fuera del PNMB tienen una alta semejanza con el Tómbolo de Punta Uvita, ubicado cerca de los límites del Parque. Esto puede ser indicativo de un efecto de desborde, debido a que el esfuerzo pesquero realizado fuera del PNMB sobre arrecifes parece ser leve, por lo que su efecto no tendría problemas graves sobre las poblaciones.
7. El esfuerzo pesquero por parte de la comunidad en el Tómbolo de Punta Uvita puede estar teniendo un efecto significativo sobre la abundancia y diversidad de este sitio, razón por la que se hace necesario implementar medidas de capturas máximas para los pobladores.
8. Las labores de control y vigilancia por parte de los guardaparques deben ser incrementadas para evitar la pesca ilegal dentro de los límites del PNMB.
9. Se necesita prolongar el monitoreo para obtener datos más fiables de diversidad y poder realizar un análisis de tallas más fuerte.

## Anexos

Anexo 1. Rangos de talla de las especies seleccionadas para el monitoreo.

Especie	1		2		3		4		5	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
<i>Acanthurus nigricans</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Anisotremus interruptus</i>	0	9,99	10	19,99	20	29,99	30	39,99	40	40+
<i>Anisotremus taeniatus</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Bodianus diplotaenia</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Caranx sexfasciatus</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	100+
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Chanos chanos</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	0	4,99	5	9,99	10	14,99	15	19,99	20	20+
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	24,99	25	49,99	50	74,99	75	99,99	100	100+
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Epinephelus labriformis</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Haemulon maculicauda</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Haemulon scudderii</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Haemulon steindachneri</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Halichoeres notospilus</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Holacanthus passer</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Kyphosus elegans</i>	0	9,99	10	19,99	20	29,99	30	39,99	40	40+
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Lutjanus guttatus</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Lutjanus jordani</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0	29,99	30	59,99	60	89,99	90	119,99	120	120+
<i>Lutjanus viridis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Melichthys niger</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Melichthys vidua</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Microspathodon dorsalis</i>	0	5,99	6	11,99	12	17,99	18	23,99	24	24+
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Prionurus laticlavus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Prionurus punctatus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0	19,99	20	39,99	40	59,99	60	79,99	80	80+
<i>Scarus compressus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Scarus ghobban</i>	0	19,99	20	39,99	40	59,99	60	79,99	80	80+
<i>Scarus perrico</i>	0	14,99	15	29,99	30	44,99	45	59,99	60	60+
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Sufflamen verres</i>	0	7,99	8	15,99	16	23,99	24	31,99	32	32+
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	11,99	12	23,99	24	35,99	36	47,99	48	48+
<i>Triaenodon obesus</i>	0	39,99	40	79,99	80	119,99	120	159,99	160	160+

**Anexo 2.** Fotografías de especies de la familia Acanthuridae.



El cirujano aleta amarilla (*Acanthurus xanthopterus*) tiene una coloración amarilla característica en su aleta dorsal, aletas pectorales y sobre sus ojos.



El cirujano coliblanco (*Acanthurus nigricans*) tiene la cola blanca con una raya amarilla, de esta parecen salir dos rayas amarillas hacia su dorso y vientre.



En esta fotografía se puede apreciar un cardumen de cochinito barbero (*Prionurus laticlavus*), con su cola amarilla característica, costados grises y barras negras y blancas en la cabeza.

**Anexo 3.** Fotografías de la familia Balistidae.

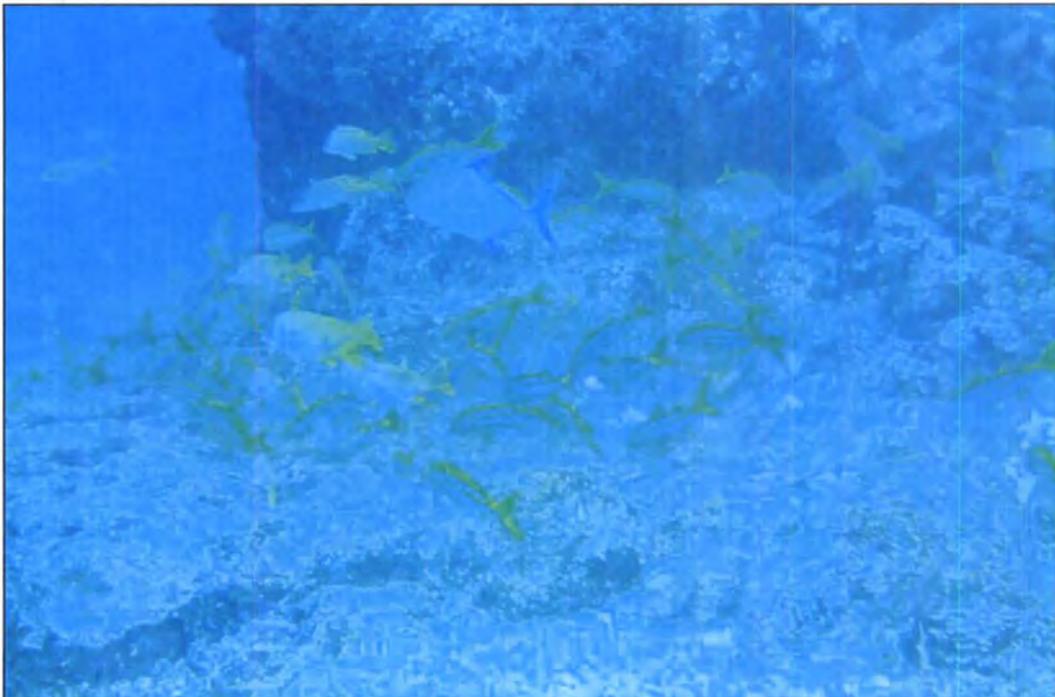


El chanchito fisgón (*Pseudobalistes naufragium*) presenta una coloración distintiva de rayas azul oscuro alternadas con colores más claros en sus costados.

**Anexo 4.** Fotografías de la familia Carangidae.



Este grupo de jurel ojón (*Caranx sexfasciatus*) permite observar su ojo grande y la característica cola bifurcada de la familia.



En esta fotografía se puede apreciar un cardumen pequeño de salmonetes (*Elagatis bipinnulata*).

**Anexo 5.** Fotografías de la familia Carcharhinidae.



En esta fotografía se puede apreciar un tiburón punta blanca de arrecife (*Trianodon obesus*).

**Anexo 6.** Fotografías de la Familia Cirrhitidae.



En esta imagen se puede observar al halcón gigante (*Cirrhitus rivulatus*) boca abajo debajo de un corral, un comportamiento críptico típico de la especie (el pez es la forma que se aprecia en la esquina izquierda superior con un patrón de rayas celestes sobre un fondo verde-café).

**Anexo 7. Fotografías de la familia Haemulidae.**



La bandera (*Anisotremus taeniatus*) tiene una coloración amarilla con rayas celestes particular, adicionalmente sobre su cabeza presenta una barra negra que atraviesa el ojo.



En este cardumen de roncador frijol (*Haemulon steindachneri*) se puede apreciar como la mancha negra sólo cubre la base de la cola.



La mancha negra en la cola del roncador rayado (*Haemulon maculicauda*) inicia en la base de la cola, además presenta coloración amarilla en la cabeza.

**Anexo 8.** Fotografías de la familia Kyphosidae.



Esta chopa común (*Kyphosus elegans*) está en un periodo intermedio entre juvenil y adulto, perdiendo las características manchas blancas juveniles.

**Anexo 9.** Fotografías de la familia Labridae.



Esta vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) se encuentra en fase intermedia, se puede observar la cola amarilla y el costado rosado con manchas negras.



Esta vieja de piedra (*Bodianus diplotaenia*) se encuentra en fase adulta, se puede observar la joroba característica en la cabeza y la raya amarilla en su costado.

**Anexo 10.** Fotografías de la familia Lutjanidae.



El pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*) tiene una coloración amarilla característica en toda la parte posterior de su cuerpo.



Esta agrupación de pargo azul dorado (*Lutjanus viridis*) permite observar claramente su coloración amarilla con rayas celeste neón.



El pargo negro o dientón (*Lutjanus novemfasciatus*) tiene barras alternadas de colores oscuros con claros en sus costados.

**Anexo 11.** Fotografías de la familia Pomacanthidae.



La muñeca rey (*Holacanthus passer*) tiene las aleta caudal y las aleas pectorales de un color amarillo-anaranjado y una mancha blanca en su costado.

**Anexo 12.** Fotografías de la familia Scaridae.



En esta fotografía de un loro chato (*Scarus compressus*) se puede apreciar su frente bulbosa y coloración amarillenta de la aleta dorsal.

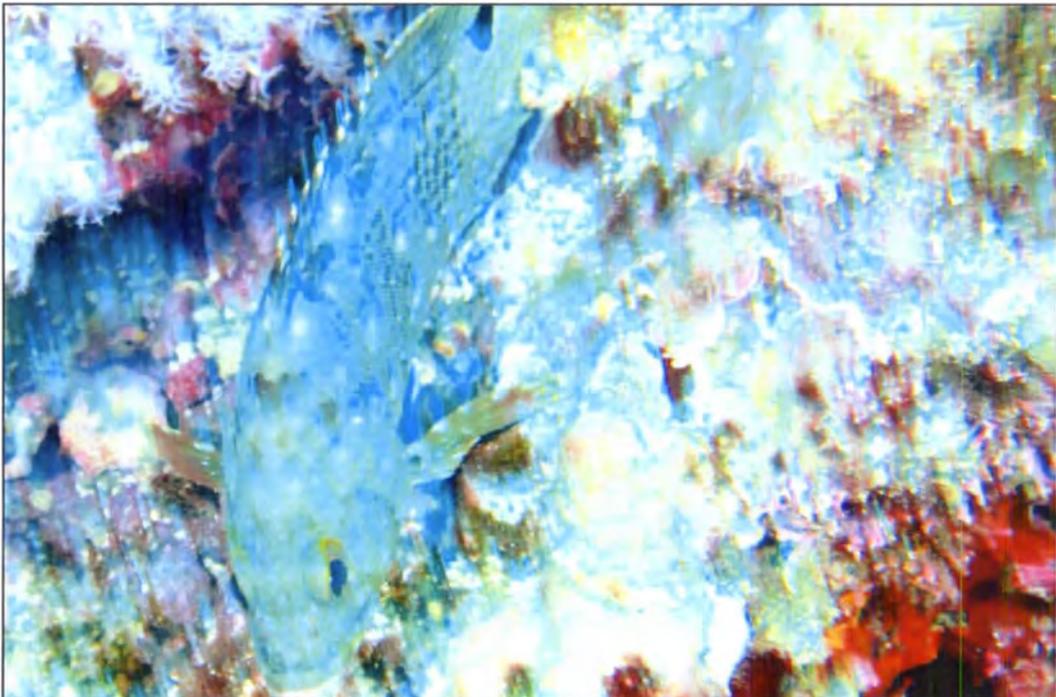


En esta fotografía se puede apreciar la coloración juvenil del loro violáceo (*Scarus rubroviolaceus*), la parte anterior del cuerpo es gris oscuro y la posterior gris claro.

**Anexo 13.** Fotografías de la familia Serranidae.



La cabrilla panameña (*Cephalopholis panamensis*) tiene una pigmentación café oscuro que se alterna con barras café claro.



La cabrilla pintada (*Epinephelus labriformis*) presenta manchas blancuzcas sobre sus costados.

Anexo 14. Frecuencia de especies en por punto de monitoreo.

Especie	IB	BM	TP	LV	DT	BN
<i>Acanthurus nigricans</i>	4	5	14	4	17	2
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	0	0	0	0	5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2	0	8	43	13	0
<i>Anisotremus interruptus</i>	1	0	0	0	10	2
<i>Anisotremus taeniatus</i>	0	7	32	23	3	2
<i>Bodianus diplotaenia</i>	7	25	15	42	43	36
<i>Caranx sexfasciatus</i>	80	0	0	0	0	0
<i>Cephalopholis panamensis</i>	13	22	8	10	6	11
<i>Chanos chanos</i>	0	350	30	0	0	0
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	1	2	6	3	2	1
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	23	0	0	0	6	2
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Elagatis bipinnulata</i>	1	0	0	0	2	3
<i>Epinephelus labriformis</i>	9	17	19	9	12	19
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	0	3	0	10	0	0
<i>Haemulon maculicauda</i>	10	29	3	2	40	0
<i>Haemulon scudderii</i>	0	19	3	77	1	1
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	7	0	0	0	0	0
<i>Haemulon steindachneri</i>	0	2	75	0	40	4
<i>Halichoeres nicholsi</i>	4	3	4	4	12	12
<i>Halichoeres notospilus</i>	0	0	2	5	1	2
<i>Holacanthus passer</i>	1	2	4	3	13	3
<i>Kyphosus elegans</i>	9	0	2	78	1	2
<i>Lutjanus argentiventris</i>	17	8	44	37	64	8
<i>Lutjanus guttatus</i>	1	61	11	6	7	3
<i>Lutjanus jordani</i>	0	0	1	0	20	3
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	2	0	42	0	0	0
<i>Lutjanus viridis</i>	4	15	0	4	0	5
<i>Melichthys niger</i>	0	1	0	0	14	0
<i>Melichthys vidua</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Microspathodon dorsalis</i>	0	1	17	5	2	28
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Prionurus laticlavus</i>	0	3	0	0	0	0
<i>Prionurus punctatus</i>	2	0	0	0	0	5
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0	3	4	10	3	3
<i>Scarus compressus</i>	1	2	0	0	3	5
<i>Scarus ghobban</i>	2	3	7	5	23	5
<i>Scarus perrico</i>	1	0	2	2	0	0
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0	2	4	11	0	5
<i>Sufflamen verres</i>	20	20	34	29	12	9
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Triaenodon obesus</i>	0	0	0	0	1	0

**Anexo 15.** Frecuencia de especies adentro y fuera del Parque Nacional Marino Ballena.

Especie	Adentro	Afuera	Total
<i>Acanthurus nigricans</i>	23	23	46
<i>Acanthurus triostegus</i>	0	0	5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	10	56	66
<i>Anisotremus interruptus</i>	1	12	13
<i>Anisotremus taeniatus</i>	39	28	67
<i>Bodianus diplotaenia</i>	47	121	168
<i>Caranx sexfasciatus</i>	80	0	80
<i>Cephalopholis panamensis</i>	43	27	70
<i>Chanos chanos</i>	380	0	380
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	9	6	15
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	23	8	31
<i>Dasyatis dipterura</i>	0	1	1
<i>Elagatis bipinnulata</i>	1	5	6
<i>Epinephelus labriformis</i>	45	40	85
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	3	10	13
<i>Haemulon maculicauda</i>	42	42	84
<i>Haemulon scudderii</i>	22	79	101
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	7	0	7
<i>Haemulon steindachneri</i>	77	44	121
<i>Halichoeres nicholsi</i>	11	28	39
<i>Halichoeres notospilus</i>	2	8	10
<i>Holacanthus passer</i>	7	19	26
<i>Kyphosus elegans</i>	11	81	92
<i>Lutjanus argentiventris</i>	69	109	178
<i>Lutjanus guttatus</i>	73	16	89
<i>Lutjanus jordani</i>	1	23	24
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	44	0	44
<i>Lutjanus viridis</i>	19	9	28
<i>Melichthys niger</i>	1	14	15
<i>Melichthys vidua</i>	0	2	2
<i>Microspathodon dorsalis</i>	18	35	53
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	2	0	2
<i>Prionurus laticlavus</i>	3	0	3
<i>Prionurus punctatus</i>	2	5	7
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	7	16	23
<i>Scarus compressus</i>	3	8	11
<i>Scarus ghobban</i>	12	33	45
<i>Scarus perrico</i>	3	2	5
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	6	16	22
<i>Sufflamen verres</i>	74	50	124
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0	1	1
<i>Triaenodon obesus</i>	0	1	1
<b>Total</b>	<b>1341</b>	<b>1198</b>	<b>2539</b>

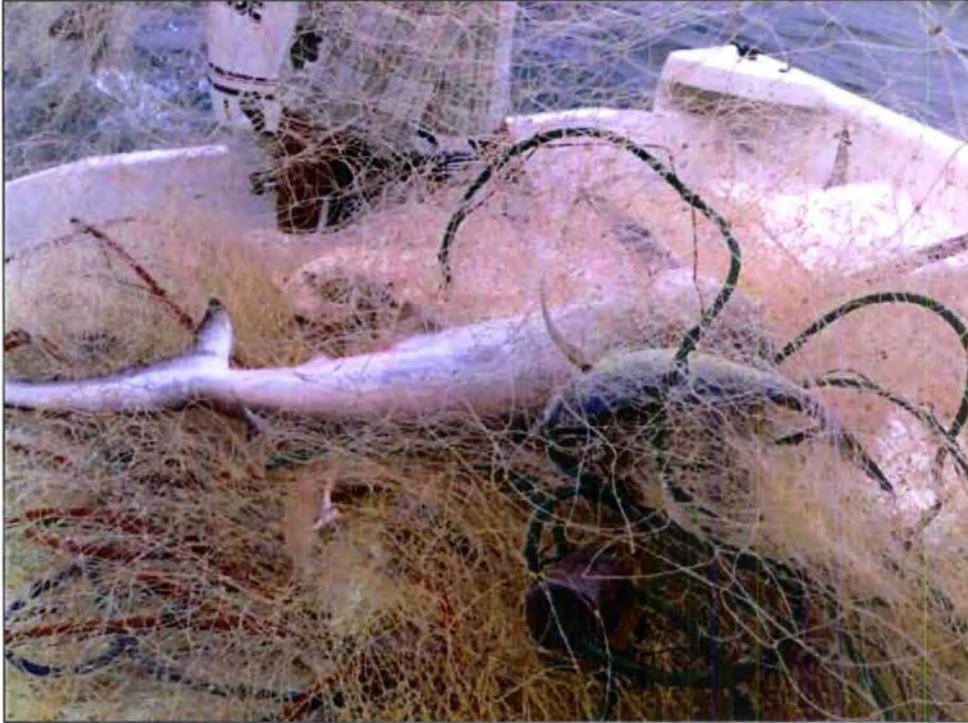
**Anexo 16.** Fotografías de red de enmalle o trasmallo colocado ilegalmente dentro del PNMB.



Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) capturado en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



Jurel (familia Carangidae) no identificado capturado en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y jurel (familia Carangidae) no identificado capturados en una red de enmalle colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.



El Guardaparques Dennis Mora y el capitán Eduardo recogiendo la red de enmalle de más de 200 metros de longitud colocada ilegalmente dentro de los límites del PNMB.

## Referencias

---

- Ablan, M. C. A.; J. W. McManus & K. Viswanathan (2004). Indicators for management of coral reefs and their applications to marine protected areas. *Naga, The ICLARM Quarterly* Vol. 27(1 & 2): 9p.
- Alvarado, J. J. (2007). Sedimentación y nutrientes contra corales en Parque Nacional Marino Ballena. *Ambientico* Vol. 160: 7-8p.
- Alvarado, J. J. & J. F. Aguilar (2009). Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* Vol. 57(1): 19-29p.
- Alvarado, J. J.; J. Cortés; C. Fernández & J. Nivia (2005). Comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Marino Ballena, costa del Pacífico de Costa Rica/Coral communities and reefs of Ballena Marine Nacional Park, Pacific coast of Costa Rica. *Ciencias Marinas* Vol. 31: 641-651p.
- Alvarado, J. J. & C. Fernández (2005). Equinodermos del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* Vol. 53(3): 275-284p.
- Álvarez, J. & E. Ross Salazar (2010). La pesca de arrastre en Costa Rica. Fundación MarViva. San José, Costa Rica: 56p.
- Allen, G. R. & D. R. Robertson (1998). Peces del Pacífico Oriental Tropical. CONABIO, Agrupación Sierra Madre. México.
- Anislado Tolentino, V. (2000). Ecología pesquera del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en el litoral del estado de Michoacán, México. Tesis para el grado Maestro en ciencias (biología de sistemas y recursos acuáticos), Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 145p.
- Arauz, R.; A. Antoniou; I. Zanella; L. J. V. Compagno & M. Levine (2007a). Reporte de avance: censo de los tiburones del Parque Nacional Marino La Isla del Coco. Area Conservación Marina Isla del Coco (ACMIC) del Sistema Nacional de Areas de Conservación (SINAC): 21p.
- Arauz, R.; Y. Cohen; J. Ballesteros; A. Bolaños & M. Perez (2004). Decline of shark populations in the Exclusive Economic Zone of Costa Rica, PRETOMA. 1p.
- Arauz, R.; A. López & I. Zanella (2007b). Informe Final: análisis de la descarga anual de tiburones y rayas en la pesquería pelágica y costera del Pacífico de Costa Rica (Playas del Coco, Tárcoles y Golfito). PRETOMA. San José: 60p.



- Arauz, R.; A. López; I. Zanella; R. Suárez & A. Bolaños (2008). Análisis de las capturas y descargas de tiburones en las pesquerías del Pacífico de Costa Rica (Playas del Coco y Golfito). PRETOMA. Conservación Internacional. San José: 56p.
- Araya, H.; A. R. Vásquez; B. Marín; J. A. Palacios; R. L. Soto; F. Mejía; Y. Shimazu & K. Hiramatsu (2007). II. Reporte del comité de evaluación de los recursos pesqueros No. 1 / 2007. Proyecto "Manejo sostenible de la pesquería para el Golfo de Nicoya, Costa Rica". INCOPESCA; UNA; JICA: 154p.
- Asamblea Legislativa (2005). Ley Nº 8436. Ley de Pesca y Acuicultura. San José, Costa Rica. La Gaceta Nº 78.
- Ashworth, J. S. & R. F. G. Ormond (2005). Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* Vol. 121(3): 333-344p.
- Avasthi, A. (2005). California tries to connect its scattered marine reserves. *Science* Vol. 308: 487-488p.
- Babcock, R. C.; N. T. Shears; A. C. Alcalá; N. S. Barrett; G. J. Edgar; K. D. Lafferty; T. R. McClanahan & G. R. Russ (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Beattie, A.; U. R. Sumaila; V. Christensen & D. Pauly (2002). A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling* Vol. 15(4): 413-437p.
- Botsford, L. W.; F. Micheli & A. Hastings (2003). Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications* Vol. 13(Sup 1): S25-S31p.
- Burke, L. & J. Maidens (2005). Arrecifes en Peligro en el Caribe. World Resources Institute. Washington, D.C.: 80p.
- Bussing, W. A. & M. I. López (1993). Peces demersales y pelágicos costeros del Pacífico de Centro América Meridional. Guía Ilustrada. *Revista de Biología Tropical* Vol. (Publicación especial): 1-164p.
- Bussing, W. A. & M. I. López (1996). Fishes collected during the RV Victor Hensen Expedition (1993/1994). *Revista de Biología Tropical* Vol. 44 (Supl. 3): 183-186p.
- Bussing, W. A. & M. I. López (2005). Peces de la Isla del Coco y peces arrecifales de la costa Pacífica de América Central meridional/Fishes of Cocos Island and Reef Fishes of the Pacific Coast of Lower Central America. *Revista de Biología Tropical* Vol. 53 (Supl. 2): 192p.



- Cajiao, V.; A. M. Lobo-Calderón & M. Rodríguez-Chaves (2010). Manual de legislación marino costera y pesquera de Costa Rica. Fundación MarViva. San José, Costa Rica: 270p.
- Claro, R. & K. Cantelar-Ramos (2003). Rapid assessment of coral communities of María La Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: Reef fishes). Atoll Research Bulletin Vol. 496: 279-294p.
- Cooke, S. J. & I. G. Cowx (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. BioScience Vol. 54(9): 857-859p.
- Deschamps, A.; A. Desrochers & K. D. Klomp (2003). A rapid assessment of the Horseshoe reef, Tobago Cays Marine Park, St. Vincent, West Indies (Stony corals, algae and fishes). Atoll Research Bulletin Vol. 496(439-460).
- Eayrs, S. (2007). A guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. FAO. Rome: 112p.
- Egli, D. P. & R. C. Babcock (2004). Ultrasonic tracking reveals multiple behavioural modes of snapper (*Pagrus auratus*) in a temperate no-take marine reserve. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil Vol. 61(7): 1137-1143p.
- Espinoza, M. & E. Salas (2005). Estructura de las comunidades de peces de arrecife en las Islas Catalinas y Playa Ocotol, Pacífico Norte de Costa Rica. Revista de Biología Tropical Vol. 53(3/4): 523-526p.
- FAO (2009). The state of world fisheries and aquaculture 2008. Department, F. A. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy: 196p.
- Forcada, A.; C. Valle; P. Bonhomme; G. Criquet; G. Cadiou; P. Lenfant & J. L. Sánchez-Lizaso (2009). Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. Marine Ecology Progress Series Vol. 379: 197-211p.
- Francini-Filho, R. B. & R. L. Mourab (2008). Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. Fisheries Research Vol. 93: 11p.
- Froese, R. & D. Pauly, Eds. (2010). FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponible en <http://www.fishbase.org>. Version (07/2010).
- Gerber, L. H.; M. Beger; M. A. McCarthy & H. P. Possingham (2005). A theory for optimal monitoring of marine reserves. Ecology Letters Vol. 8: 9p.
- Gerber, L. R.; L. W. Botsford; A. Hastings; H. P. Possingham; S. D. Gaines; S. R. Palumbi & S. Andelman (2003). Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. Ecological Applications Vol. 13(Sup 1): S47-S64p.

- Gutiérrez, R. (2001). La pesca de arrastre del camarón en Costa Rica y el impacto sobre el ambiente marino. *En: Tropical shrimp fisheries and their impact on living resources. Shrimp fisheries in Asia: Bangladesh, Indonesia and the Philippines; in the Near East: Bahrain and Iran; in Africa: Cameroon, Nigeria and the United Republic of Tanzania; in Latin America: Colombia, Costa Rica, Cuba, Trinidad and Tobago, and Venezuela. FAO Fisheries Circular No. 974. FAO (Ed.). FAO. Rome, Italy: 271-294p.*
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* Vol. 13(1): 21p.
- Halpern, B. S.; S. E. Lester & K. L. McLeod (2010). Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences.*
- Halpern, B. S. & R. R. Warner (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* Vol. 5(3): 361-366p.
- Hastings, A. & L. Botsford (2003). Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications* Vol. 13(sp1): 65-70p.
- Hoshino, K.; M. Brandt; C. Manfrino; B. Riegl & S. Steiner (2003). Assessment of the coral reefs of the Turks and Caicos Islands (Part 2: Fish communities). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 481-500p.
- Huber, M.; R. Duce; J. Bowers; D. Insull; L. Jeftic & S. Keckes (2003). Priority problems facing the global marine and coastal environment and recommended approaches to their solution. *Ocean & Coastal Management* Vol. 46(5): 479-485p.
- Hughes, T. P.; D. R. Bellwood; C. S. Folke; L. J. McCook & J. M. Pandolfi (2007). No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology & Evolution* Vol. 22(1): 1-3p.
- Humann, P. & N. DeLoach (2004). Reef fish Identification: Baja to Panama. New World Publications, Inc. Jacksonville, Florida, U.S.A.
- INCOPECA (2000). AJDIP N° 153. Prohíbe Extracción Comercialización de Cambute en Aguas CR (Deroga Art.1 de Decreto Ejecutivo N° 19647 del 30 de marzo de 1990). San José, Costa Rica. La Gaceta N° 127.
- INCOPECA (2011). Precios y volúmenes de productos pesqueros ofrecidos en mercado mayorista de CENADA al mes de Febrero 2011. Departamento de Mercadeo; Departamento de Investigación Pesquera. Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura,. San José, Costa Rica: 3p.



- Jacquet, J. & D. Pauly (2008). Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology* Vol. 22(4): 832-835p.
- Klomp, K. D. & D. J. Kooistra (2003). A post-hurricane, rapid assessment of reefs in the windward Netherlands Antilles (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 405-438p.
- Kohler, N. E.; J. G. Casey & P. A. Turner (1996). Length-length and length-weight relationships for 13 shark species from the Western North Atlantic. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-110. NOAA: 22p.
- Lester, S. E.; B. S. Halpern; K. Grorud-Colvert; J. Lubchenco; B. I. Ruttenberg; S. D. Gaines; S. Airamé & R. R. Warner (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 384: 33-46p.
- López, A. & I. Zanella (2011). Conservación del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) y sus hábitats críticos en Golfo Dulce, Costa Rica. *Misión Tiburón; Conservación Internacional*. Playas del Coco, Costa Rica: 52p.
- Lubchenco, J.; S. R. Palumbi; S. D. Gaines & S. Andelman (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* Vol. 13(1): 3-7p.
- Magurran, E. (2008). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Malden, Massachusetts, USA: 256p.
- Maliao, R. J.; A. T. White; A. P. Maypa & R. G. Turingan (2009). Trajectories and magnitude of change in coral reef fish populations in Philippine marine reserves: a meta-analysis. *Coral Reefs* Vol. 28(4): 809-822p.
- Martin, K.; M. A. Samoilys; A. K. Hurd; I. Meliane & C. G. Lundin (2007). Experiences in the use of marine protected areas with fisheries management objectives - A review of case studies. *En: Expert workshop on marine protected areas and fisheries management: Review of issues and considerations*. FAO. Rome, 12-14 June, 2006: 21-108p.
- Miller, M. W. & C. L. Gerstner (2002). Reefs of an uninhabited Caribbean island: fishes, benthic habitat, and opportunities to discern reef fishery impact. *Biological Conservation* Vol. 106(1): 37-44p.
- Musick, J. A. & R. Bonfil, Eds. (2005). *Management techniques for elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper No. 474. FAO. Rome: 251p.
- Myers, R. A. & B. Worm (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* Vol. 423(6937): 280-283p.

- Nemeth, R. S.; L. D. Whaylen & C. V. Pattengill-Semmens (2003). A rapid assessment of coral reefs in the Virgin Islands (Part 2: Fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 567-610p.
- Nowlis, J. S. & C. M. Roberts (1999). Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin* Vol. 97(3): 604-616p.
- PANT-CR (2008). Guía para la identificación de las especies de tiburones más comunes del Pacífico de Costa Rica. Comisión del Plan de Acción Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones de Costa Rica. San José, Costa Rica: 38p.
- PANT-CR (2010). Informe sobre la evaluación de los tiburones en Costa Rica (ISET-Costa Rica). Grupo Técnico Plan de Acción Nacional sobre Tiburones en Costa Rica. Comisión del Plan de Acción Nacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones de Costa Rica. San José, Costa Rica: 84p.
- Pattengill-Semmens, C. V. & S. R. Gittings (2003). A rapid assessment of the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary (Stony corals, algae and fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 501-512p.
- Pattengill-Semmens, C. V. & B. X. Semmens (2003). Status of coral reefs of Little Cayman and Grand Cayman, British West Indies, in 1999 (Part 2: fishes). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 227-248p.
- Pauly, D. (2006). Unsustainable marine fisheries. *Sustainable Development Law & Policy* Vol. 7(1): 10-12p.
- Pauly, D. (2009). Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Scientia Marina* Vol. 73(2): 215-224p.
- Pauly, D.; V. Christensen; J. Dalsgaard; R. Froese & F. Torres Jr (1998). Fishing down marine food webs. *Science* Vol. 279(5352): 860-863p.
- Pauly, D.; V. Christensen; S. Guénette; T. Pitcher; U. Sumaila; C. Walters; R. Watson & D. Zeller (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature* Vol. 418(6898): 689-695p.
- Pauly, D.; R. Watson & J. Alder (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* Vol. 360(1453): 5-12p.
- Peckol, P. M.; H. A. Curran; E. Y. Floyd; M. L. Robbart; B. J. Greenstein & K. L. Buckman (2003a). Assessment of selected reef sites in northern and southern central Belize, including recovery from bleaching and hurricane disturbances (stony corals, algae and fish). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 147-172p.



- Peckol, P. M.; H. A. Curran; B. J. Greenstein; E. Y. Floyd & M. L. Robbart (2003b). Assessment of coral reefs off San Salvador Island, Bahamas (Stony corals, algae and fish populations). *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 125-146p.
- PISCO (2007). The science of marine reserves. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans. United States Version: 22p.
- Pizarro, F., Ed. (2002). Why local conservation issues in Belize? *Green Reef*. Belize: 10p.
- Poder Ejecutivo (1989). Decreto Ejecutivo N° 19441. Crea Parque Nacional Marino Ballena. San José, Costa Rica. *La Gaceta* N° 26.
- Poder Ejecutivo (1990). Decreto Ejecutivo No. 19449. Declara veda para captura chucheca. San José, Costa Rica. *La Gaceta* N° 26.
- Poder Ejecutivo (2008a). Decreto Ejecutivo N° 34433-MINAE. Reglamento a la Ley de Biodiversidad. San José, Costa Rica. *La Gaceta* N° 68.
- Poder Ejecutivo (2008b). Decreto Ejecutivo N° 34163-MINAE. Reglamento de Uso Público PNMB. San José, Costa Rica. *La Gaceta* N° 50.
- Quesada-Alpizar, M. A. & J. Cortés (2006). Los ecosistemas marinos del Pacífico sur de Costa Rica: estado del conocimiento y perspectivas de manejo. *Revista de Biología Tropical* Vol. 54(1): 101-145p.
- Rhodes, K. L. (2004). FSM Spawning Aggregation Monitoring Training Workshop Report, Black Coral Island, Pohnpei, Federated States of Micronesia, 31 January - 6 February, 2004. FSM Spawning Aggregation Monitoring Training Workshop Report. Pacific Island Countries Coastal Marine Program, The Nature Conservancy.
- Richards-Kramer, P. & J. C. Lang (2003). The Atlantic and gulf rapid reef assessment (AGRRA) protocols: former version 2.2. *Atoll Research Bulletin* Vol. 496: 611-624p.
- Robertson, D. R. & G. R. Allen (2008). "Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de Información en línea." Versión 1.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Consultada en 26 de agosto, 2010, disponible en <http://www.neotropicalfishes.org/sftep>; <http://www.stri.org/sftep>.
- Sala, E. (2009). National Geographic Expedition to Isla del Coco. Preliminary Report to Area de Conservación Marina Isla del Coco October 29, 2009. National Geographic Society: 17p.
- Salas, E. & J. J. Alvarado (2008). Lista de peces costeros del Parque Nacional Marino Ballena, Costa Rica, con anotaciones sobre su ecología. *Brenesia* Vol. 69: 43-64p.

- Sierra, C.; E. Castillo & S. Arguedas (2006). Diagnósticos biofísico, social, económico, productivo y análisis institucional. Documento de trabajo para el plan de manejo del Parque Nacional Marino Ballena. MINAET-SINAC; TNC; ELAP; UCI Vol. PMACOSA-Nº10: 100p.
- Sumaila, U. R.; S. Guénette; J. Alder & R. Chuenpagdee (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. ICES Journal of Marine Science Vol. 57(3): 752p.
- Sumaila, U. R.; A. Khan; R. Watson; G. Munro; D. Zeller; N. Baron & D. Pauly (2007). The World Trade Organization and global fisheries sustainability. Fisheries Research Vol. 88: 1-4p.
- Swartz, W.; E. Sala; S. Tracey; R. Watson; D. Pauly & S. A. Sandin (2010). The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). PLoS One Vol. 5(12): e15143p.
- UICN (2009). "IUCN Red List of Threatened Species." Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Consultada en 17/02/2010, disponible en [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Vijayan, V.; L. Edwin & K. Ravindran (2000). Conservation and Management of Marine Fishery Resources of Kerala State, India. Naga, The ICLARM Quarterly Vol. 23(3): 4p.
- Viquez Portuguez, R.; L. M. Sierra Sierra; L. Villalobos Chacón; J. M. Pereira Chavez; N. C. Nova Bustos; L. Amador Arredondo; R. Soto Rodríguez & C. Viquez Murillo (2011). Propuesta de una línea base para la biología del recurso marino costero de mayor importancia comercial en Golfo Dulce. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica: 125p.
- Watson, R. & D. Pauly (2001). Systematic distortions in world fisheries catch trends. Nature Vol. 414: 534-536p.
- Wehrtmann, I. S.; C. Benavides; T. Clarke; M. Espinoza; J. Herrera; V. Nielsen; J. Nivia; R. Romero; F. Villalobos & E. Villegas (2011). Los recursos de aguas profundas del Pacífico de Costa Rica: monitoreo 2009-2011, informe técnico final. Universidad de Costa Rica; Centro de Investigación en Ciencias Marinas y Limnología; Unidad de Investigación Pesquera y Acuicultura; Fundación MarViva, The Rainbow Jewels S.A., San José, Costa Rica: 37p.
- Wehrtmann, I. S. & S. Echeverría-Sáenz (2007). Crustacean fauna (Stomatopoda, Decapoda) associated with the deepwater fishery of *Heterocarpus vicarius* (Decapoda, Pandalidae) along the Pacific coast of Costa Rica. Revista de Biología Tropical Vol. 55(1): 121-130p.

- Wehrtmann, I. S. & V. Nielsen-Muñoz (2009). The deepwater fishery along the Pacific coast of Costa Rica, Central America. *Latin American Journal of Aquatic Research* Vol. 37(3): 543-554p.
- White, C.; B. E. Kendall; S. Gaines; D. A. Siegel & C. Costello (2008). Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters* Vol. 11(4): 370p.
- Wolff, M. & J. A. Vargas, Eds. (1994). RV Victor Hensen Costa Rica Expedition 1993/1994 Cruise Report. ZMT Contribution 2. Centre for Tropical Marine Ecology. Bremen: 109p.
- Worm, B.; R. Hilborn; J. K. Baum; T. A. Branch; J. S. Collie; C. Costello; M. J. Fogarty; E. A. Fulton; J. A. Hutchings & S. Jennings (2009). Rebuilding global fisheries. *Science* Vol. 325(5940): 578p.
- Zanella, I. (2008). Caracterización de la pesca y algunos aspectos sobre la reproducción, alimentación y distribución del tiburón martillo *Sphyrna lewini*, Sphyrnidae, en el Pacífico de Costa Rica. Tesis para el grado Magister Scientiae en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Heredia. 119p.