

ARTÍCULO ORIGINAL

## ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA ARRECIFAL EN PARQUES NACIONALES CUBANOS: UNA REVISIÓN

*Conservation status of reef fish assemblages in Cuban national parks: A review*

Zenaida María Navarro-Martínez<sup>1\*</sup> Jorge Alberto Angulo-Valdés<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Calle 16 no. 114 e/ 1ra y 3ra, Miramar, Playa, Ciudad de La Habana, Cuba C.P. 10300.

\* Autor para correspondencia:

[zenaida@cim.uh.cu](mailto:zenaida@cim.uh.cu)

Recibido: 18 mayo 2015

Aceptado: 9 junio 2015



### RESUMEN

Las áreas marinas protegidas se han convertido en un componente clave en el mantenimiento de la integridad de la vida en hábitats marinos. La categoría de manejo Parque Nacional es la segunda más estricta aplicada sobre un área protegida en Cuba. En estas es necesaria la evaluación de su efectividad y su acción sobre la ictiofauna, debido a la eficiencia de este grupo como indicador de la protección. La necesidad de analizar el estado del conocimiento y el de conservación de las agregaciones de peces arrecifales en áreas marinas de Cuba con categoría de Parque Nacional motivó la realización de este trabajo. De los ocho ecosistemas de arrecifes de coral protegidos bajo la categoría de Parque Nacional, cuatro tienen publicaciones científicas dedicadas a su ictiofauna. El empleo de las diferentes variantes del método de censo visual en las publicaciones analizadas dificulta la comparación de las asociaciones de peces en cada área. Sin embargo, se observó una tendencia a la escasez de peces de gran talla y de importancia comercial en los parques nacionales con excepción de Jardines de la Reina. La carencia de estudios científicos publicados dedicados a la ictiofauna arrecifal en tales sitios en Cuba evidencia la necesidad de centrar los esfuerzos en este tipo de estudio que aporta el conocimiento necesario para el mejor manejo de estos recursos.

**PALABRAS CLAVE:** áreas marinas protegidas, ecología, manejo, peces de arrecife, reservas marinas

### ABSTRACT

Marine protected areas (MPAs) have become a key component in the conservation of marine life and habitats worldwide. In Cuba, their use has also gained momentum, particularly the National Parks, the second stricter management category in the country. Surprisingly, despite well-proven efficacy of fishes as indicators of habitat status, few studies have been conducted to assess National Parks' effectiveness in protecting the fish communities. This paper aims at analyzing the current state of knowledge and conservation status of reef fish

*publications about their fishes. The use of different alternatives of the visual census method undermines the comparison of reef fish assemblages among areas. Nevertheless, a common lack of big and commercially important fish species was observed in all National Parks but Jardines de la Reina. Scarcity of scientific publications about reef fish assemblages in these National Parks triggers the need to conduct management-oriented research that contributes to the protection and sustainability of fish communities.*

**Keyword:** ecology, management, marine protected areas, marine reserves, reef fish assemblages

## I. INTRODUCCIÓN

El deterioro que han sufrido los ecosistemas marinos alrededor del mundo durante décadas ha provocado el colapso de muchos de estos (Jackson *et al.*, 2001). Sin embargo, tal situación no ha frenado las agresiones a las que se continúan sometiendo, y que los tornan vulnerables a los impactos naturales (Hughes, 1994; Graham *et al.*, 2008). Muchos de los trabajos dedicados a este tema abordan la necesidad del manejo y conservación de los arrecifes de coral, uno de los ecosistemas más afectados (*e.g.* Roberts *et al.*, 2002; Worm *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2007). En este sentido, el establecimiento de áreas marinas protegidas ha sido una de las variantes propuestas para mitigar dicho problema.

Las áreas protegidas se desarrollan con el fin de conservar a largo plazo la naturaleza, sus servicios ecosistémicos y valores culturales, a través de medios eficaces tales como los legales (IUCN, 2015). En las regiones marinas donde se establecen áreas protegidas se limita la extracción pesquera, una de las actividades que más ha afectado a los ecosistemas marinos alrededor del mundo (*e.g.* Jackson *et al.*, 2001; Myers and Worm, 2003). Por tanto, estas se han convertido en un componente clave en el mantenimiento de la integridad de la vida en hábitats marinos. Experiencias en Cuba (Pina-Amargós *et al.*, 2009) y en otras partes del mundo (*e.g.* Wantiez *et al.*, 1997; Roberts y Hawkins, 2000; Tupper, 2007; Watson *et al.*,

2007; Guarderas *et al.*, 2011), han mostrado el efecto positivo de la prohibición de pesca. En general, esta herramienta de manejo promueve la diversidad biológica y ayuda a restaurar áreas del deterioro ocasionado por el exceso de explotación (Roberts, 1994; Roberts y Hawkins, 2000).

Dada la condición insular de Cuba, resulta conveniente concebir las áreas marinas protegidas como una red de zonas bajo protección. El establecimiento de tales redes es aconsejable dada la conectividad que existe entre las áreas marino-costeras. Tal conectividad está dada por diversos factores abióticos y bióticos, siendo la movilidad de los peces uno de los más relevantes. Tal consideración es trascendental en el estudio y conservación de especies de importancia conservacionista (Pina-Amargós and González-Sansón, 2009), en la distribución de los sitios de agregación para el desove (Claro and Lindeman, 2003) y en la posterior distribución larval (Paris *et al.*, 2005). La ausencia de límites físicos entre las reservas marinas y la conectividad entre estas, evidencian la importancia de un análisis integral del estado de conservación de las áreas protegidas en Cuba.

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas en Cuba (SNAP), hasta el año 2013 había declarado mediante resoluciones emitidas por el Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (CECM) 84 áreas protegidas que incluyen territorio marino (CNAP, 2013). De estas áreas, nueve pertenecen a la categoría Parque Nacional (PN). Esta categoría es la segunda más estricta del SNAP

y corresponde a la categoría II de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés). La categoría Parque Nacional es aplicada a un área terrestre, marina, o una combinación de ambas, en estado natural o seminatural, con escasa o nula población humana, designada para proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas de importancia internacional, regional o nacional y manejada principalmente con fines de conservación de ecosistemas (CNAP, 2013). Paralelo a la protección del SNAP, el antiguo Ministerio de la Industria Pesquera (MIP), actual Ministerio de la Industria Alimentaria (MINAL), declara legalmente bajo resoluciones las llamadas zona bajo régimen especial de uso y protección (ZBREUP). Estas últimas constituyen un complemento a los esfuerzos del SNAP por la protección de los recursos naturales.

El monitoreo sistemático de las áreas protegidas es esencial para evaluar su efectividad en el manejo y la conservación de los recursos naturales (Roberts y Hawkins, 2000). Dentro de las áreas marinas protegidas, uno de los grupos que mejor refleja el estado de protección es la ictiofauna. Esto se debe a que es el principal grupo objeto de explotación pesquera, la cual históricamente ha sido una actividad que tiende a la sobreexplotación de los recursos y al daño de los ecosistemas (Jackson *et al.*, 2001; Myers and Worm, 2003). Además, se ha demostrado su eficiencia como indicador de la diversidad y de los procesos de los ecosistemas (Beger *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2008). El deterioro del hábitat y los cambios estructurales en grupos clave como los corales y las macroalgas se encuentran en estrecha relación con el estado de la ictiofauna (Claro *et al.*, 2007; Hughes *et al.*, 2007; Graham *et al.*, 2008). Unido a esto, el buen estado de conservación de las agregaciones de

peces constituye uno de los mayores atractivos para los buceadores turistas que visitan un arrecife de coral (Williams and Polunin, 2000; Angulo-Valdés, 2005; Figueredo-Martín *et al.*, 2010a). Por tanto, es esencial la evaluación de la ictiofauna en el análisis del estado de deterioro, mejoría o mantenimiento de un área, más aun cuando esta se encuentra bajo protección.

En el presente artículo se analiza el estado de conocimiento y de conservación de las agregaciones de peces en parques nacionales cubanos, con el fin de proveer recomendaciones de conservación y manejo. Adicionalmente, se desarrolla un acápite sobre los distintos métodos de muestreo empleados y sus principales características, debido a la importancia de la metodología de muestreo en el análisis y comparación de los resultados de estudios ecológicos. Para ello se realizó una búsqueda y posterior análisis de la literatura científica publicada referente a las agregaciones de peces de arrecife en áreas marinas protegidas de Cuba con la categoría de Parque Nacional.

## II. TÉCNICAS DE MUESTREO

El método de censo visual ha sido ampliamente utilizado en la literatura científica para el muestreo de peces de arrecife. La variante empleada dependerá de los objetivos del estudio y de las especies a evaluar. Los trabajos realizados en parques nacionales de Cuba publicados hasta el momento, han utilizado el método de censo visual en sus diferentes variantes. Su naturaleza poco invasiva es un aspecto de gran relevancia para el muestreo de áreas marinas protegidas.

El transecto lineal propuesto por Brock (1954) permite el muestreo de una gran área del arrecife, la observación de las especies

más móviles, la evaluación de la diversidad y la estimación de la biomasa de peces (Rogers *et al.*, 1994). Esta técnica ha sido empleada en muestreos en el PN Guanahacabibes (Cobián y Chevalier, 2009; Cobián *et al.*, 2011a), así como en el grupo insular Sabana-Camagüey (Claro y García-Arteaga, 1994; Claro *et al.*, 2007).

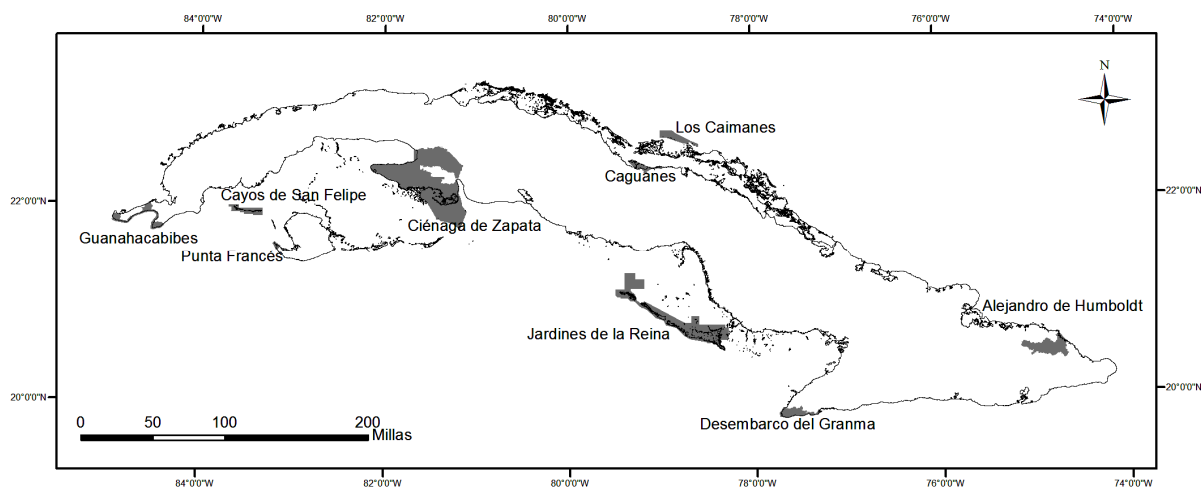
El método de censo visual estacionario propuesto por Bohnsack y Bannerot (1986), es eficiente para estimar la abundancia relativa de los peces, permite gran tamaño de muestra en distintos hábitats (Rogers *et al.*, 1994), y es bastante eficiente para peces de gran movilidad (Lessios, 2009). En el PN Punta Francés (Williams and Polunin, 2000; Angulo-Valdés *et al.*, 2007), en el PN Desembarco del Granma (Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014) y en el PN Jardines de la Reina (Figueredo-Martín *et al.*, 2010a) ha sido empleado este método.

Para la creación de listas de especies de peces es muy adecuada la técnica de censo de buzo errante o nado al azar propuesto por Jones y Thompson (1978). Esta proporciona una lista completa de especies y describe una gran porción de especies por muestra (Rogers *et al.*, 1994). Dicha técnica ha sido empleada en el PN Desembarco del Granma (Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014) y en el PN Guanahacabibes (Valdivia *et al.*, 2004).

Otra de las variantes del método de censo visual son los transectos permanentes de 800 × 10 m en el biotopo veril y 500 × 10 m en el biotopo cresta en el PN Jardines de la Reina (Pina-Amargós *et al.*, 2009; 2014a). Los autores de estos trabajos lo citaron como una modificación del método propuesto por Richards *et al.* (2011), empleado para el conteo de peces de arrecifes de gran talla y gran movilidad.

Siguiendo la versión 2.2 de la metodología de muestreo AGRRA (*Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment*) (Kramer and Lang, 2003) y bajo modificaciones realizadas por Claro y Cantelar (2003), estos últimos realizaron un análisis de la ictiofauna en María la Gorda, PN Guanahacabibes. Esta metodología se emplea para estandarizar el método de muestreo y que los datos tomados puedan ser comparados a escala regional (Kramer and Lang, 2003).

En todos los estudios de la ictiofauna arrecifal en parques nacionales de Cuba el método empleado ha sido el censo visual. A nivel mundial están adquiriendo gran popularidad métodos alternativos basados en el muestreo a través de videos filmados bajo el agua (Mallet and Pelletier, 2014). Una de estas variantes es el estéreo video, el cual ha comenzado a combinarse (*e.g.* Denny and Babcock, 2004) o a sustituir (*e.g.* Langlois *et al.*, 2010) al censo visual. Entre las ventajas más notorias del estéreo video respecto al censo visual está la alta precisión y exactitud de las tallas de los peces, la mejor discriminación y conteo de individuos dentro de los cardúmenes y la posibilidad de almacenamiento permanente de la información (Harvey *et al.*, 2001; Cappo *et al.*, 2006; Pelletier *et al.*, 2011). Al igual que los censos visuales el estéreo video es muy poco invasivo. Sin embargo, el censo visual requiere de un equipamiento menos costoso y permite el conteo de especies crípticas, aspecto que se dificulta con el uso del estéreo video. Pero como desventaja, requiere de mayor entrenamiento del especialista en el agua, donde debe identificar rápida y correctamente a la ictiofauna. En Cuba aún no se han publicado trabajos que empleen el método de estéreo video, aunque ya se está estudiando la



**Figura 1.** Ubicación de los parques nacionales de Cuba que incluyen territorio marino. Elaborado a partir de información del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) 2014-2020

ictiofauna en dos parques nacionales cubanos siguiendo esta metodología.

### III. ESTADO DE LA ICTIOFAUNA EN PARQUES NACIONALES EN CUBA

De las nueve áreas protegidas cubanas con la categoría Parque Nacional que incluyen territorio marino, el PN Caguánés no incluye ecosistemas de arrecife de coral. Las restantes ocho áreas son el PN Guanahacabibes, PN Cayos de San Felipe, PN Punta Francés, PN Ciénaga de Zapata, PN Jardines de la Reina, PN Desembarco del Granma, PN Alejandro de Humboldt, y PN Los Caimanes (Fig. 1).

Los esfuerzos de investigación y conservación en el PN Alejandro de Humboldt se centran en su parte terrestre. Aunque el parque nacional incluye arrecifes de coral, existe gran desatención de la parte marina, la que no cuenta con ninguna publicación referente a su ictiofauna. Los parques nacionales Cayos de San Felipe y Ciénaga de Zapata también carecen de trabajos dedicados a sus agregaciones de peces de arrecife.

La información que se presenta a continuación sobre las cinco áreas restantes se extrajo de la literatura científica publicada sobre este tema, sin tener en cuenta otro tipo de literatura como informes de proyecto. Además de la categoría de Parque Nacional se tuvo en cuenta la asignación de ZBREUP. Todas las resoluciones ZBREUP mencionadas prohíben la actividad de pesca dentro de los límites establecidos y solo permiten el desarrollo de las pesquerías de langosta y la pesca deportivo-recreativa que se autorice con carácter excepcional.

#### III. 1. Parque Nacional Guanahacabibes

El PN Guanahacabibes fue creado en el año 1997 y aprobado legalmente mediante el Acuerdo 4262/2001 del CECM. Esta área forma parte desde 2005 del Área Protegida de Recursos Manejados Península de Guanahacabibes. Además, se encuentra ubicada dentro de una región declarada ZBREUP desde 2003 (Resolución 40, MIP, 2003). En esta zona solo se desarrolla buceo contemplativo y pesca de subsistencia (Cobián y Chavalier, 2009). La primera de estas actividades está estrechamente relacionada al turismo.

En el PN Guanahacabibes desde 1999 se han realizado de forma sistemática muestreos dirigidos al estado de la ictiofauna (Claro and Cantelar, 2003; Valdivia *et al.*, 2004; Cobián y Chevalier, 2009; Cobián *et al.*, 2011a, b). En el área María la Gorda en 1999, Claro y Cantelar (2003) registraron casi 20 veces mayor densidad de herbívoros que de carnívoros (pargos y meros). De los primeros dominaron los individuos de pequeña talla y las especies de gran talla estuvieron ausentes (Claro and Cantelar, 2003), resultado similar al encontrado con posterioridad por Valdivia *et al.* (2004). En muestreos realizados en los años 2003 y 2004 (Cobián y Chevalier, 2009) también se observó baja densidad de meros y pargos y alta biomasa de herbívoros, y se encontraron carnívoros de gran talla (30-50 cm) en bajas densidades. Entre los años 2007 y 2008 (Cobián *et al.*, 2011a) destaca la dominancia de los omnívoros y planctófagos sobre los otros grupos tróficos, así como el predominio de individuos de tallas medias (10-30 cm) de las familias Acanthuridae y Scaridae. Producto de los muestreos realizados en el área, la ictiofauna inicial de 88 especies registradas dentro del Parque Nacional por Claro y Cantelar (2003) y 86 registrada por Valdivia *et al.* (2004), ascendió a 201 especies de peces (Cobián *et al.*, 2011b). Cobián *et al.* (2011a) atribuyeron a la protección del parque, la riqueza de especies de peces encontrada en las pendientes de arrecife.

### III. 2. Parque Nacional Punta Francés

Punta Francés fue declarada ZBREUP en 1996 (Resolución 560, MIP, 1996) y Parque Nacional por el Acuerdo 7233/2012 del CECM. En el PN Punta Francés se han identificado variables usos humanos (Angulo-Valdés, 2005), esencialmente el buceo autónomo

contemplativo y la pesca comercial y de subsistencia, que aunque está prohibida se efectúa de manera ilegal dentro de los límites del parque. A pesar de la aprobación reciente de Punta Francés como Parque Nacional, esta se considera protegida desde antes, debido a la prohibición de pesca para esta zona. El turismo desarrollado dentro del parque no ha afectado la estructura del ecosistema (Angulo-Valdés *et al.*, 2007). Más del 85 % de los buzos turistas entrevistados en Punta Francés en el año 2001, consideraron que el área se encontraba en excelentes o muy buenas condiciones (Angulo-Valdés *et al.*, 2007).

Los escasos estudios referentes a la ictiofauna realizados en el PN Punta Francés tratan la composición de peces muy someramente (Williams and Polunin, 2000; Guardia *et al.*, 2004; Angulo-Valdés *et al.*, 2007). Al evaluar el efecto de la protección sobre seis familias de peces (Acanthuridae, Balistidae, Haemulidae, Lutjanidae, Scaridae y Serranidae) entre varias áreas del Caribe, Punta Francés fue una de las áreas que mostró mayor efecto de la protección sobre la ictiofauna (Williams and Polunin, 2000). Tal efecto se reflejó en la abundancia general de peces, la abundancia de peces de gran talla (20-30 cm) y la abundancia de peces inusuales dentro de los límites del área protegida en relación al encontrado en el área de referencia no protegida Punta del Este (Williams and Polunin, 2000). El único inventario realizado en el PN Punta Francés registró 79 especies de peces (Guardia *et al.*, 2004). En los muestreos realizados ha sido característica la ausencia de grandes individuos de meros y pargos, y la dominancia de herbívoros de pequeña talla (Guardia *et al.*, 2004; Angulo-Valdés *et al.*, 2007).

### III. 3. Parque Nacional Jardines de la Reina

En Jardines de la Reina se estableció una ZBREUP en 1996 (Resolución 562, MIP, 1996). Dentro de sus límites fue creado el Parque Nacional en el año 2002 y legalmente aprobado por el Acuerdo 6803/ 2010 del CECM. El PN Jardines de la Reina constituye un área de alta importancia para el buceo recreativo, lo que condiciona que sea un punto de referencia en el desarrollo turístico. Es reconocido internacionalmente por el excelente estado de su ecosistema de arrecife de coral (Figueredo-Martín *et al.*, 2010a). Sin embargo, a pesar esto y del buen estado de conservación dentro de la reserva, aún existe alta presión pesquera (Pina-Amargós *et al.*, 2009).

Durante un periodo de 10 años (1997-2007) se identificaron para Jardines de la Reina 251 especies de peces tanto óseos como cartilagosos (Pina-Amargós *et al.*, 2007). En un segundo inventario en el área, entre 2009 y 2012 se registraron 283 especies (Pina-Amargós *et al.*, 2012), que incluyen hábitats de arrecifes de coral y manglares, como en el inventario anterior. Las familias más diversas observadas en esta área han sido Serranidae, Carangidae, Scaridae, Lutjanidae, Haemulidae y Pomacentridae (Pina-Amargós *et al.*, 2012).

Un elemento de relevancia en Jardines de la Reina es la abundancia y la gran talla de depredadores de alta importancia ecológica y en su mayoría comercial (familia Serranidae, Lutjanidae, Sphyraenidae y Carangidae), así como la frecuencia de observación de peces cartilagosos (Pina-Amargós *et al.*, 2007; 2014a). Aunque en este grupo se han observado movi­lidades superiores a los 200 m (Pina-Amargós *et al.*, 2008; Pina-Amargós and González-Sansón, 2009) y esta ha sido muy variable entre especies, hábitats y

sitios, la tendencia general ha indicado alta fidelidad de los individuos por el hábitat (Pina-Amargós *et al.*, 2008). Este movimiento puede rebasar los límites de la reserva a través de la importación y exportación de peces hacia y desde la reserva, respectivamente (Pina-Amargós *et al.*, 2008).

A pesar del intercambio de peces entre el área protegida y no protegida se encontró mayor abundancia de las especies de interés comercial dentro de la reserva marina (Pina-Amargós *et al.*, 2009), así como mayor densidad de peces que además de alto valor comercial tienen gran talla (Pina-Amargós *et al.*, 2014a). Esto se debe a la relación inversa y significativa entre la abundancia de peces comerciales y la captura pesquera encontrada en esta área (Pina-Amargós *et al.*, 2009). Un hallazgo de alta relevancia es la existencia de derrame desde la reserva marina hacia la región no protegida en Jardines de la Reina (Pina-Amargós *et al.*, 2010). Este fue el resultado de un experimento conducido con peces de importancia comercial y gran talla, con el uso de métodos de marcaje y censo visual.

### III. 4. Parque Nacional Desembarco del Granma

El PN Desembarco del Granma constituye el segundo y más conservado sistema de terrazas marinas a nivel mundial (FAO, 2012). Fue declarado Parque Nacional en 1985 y aprobado por medios legales mediante el Acuerdo 4263/2001 del CECM. En un tramo del arrecife de coral de Cabo Cruz fue establecida una ZBREUP (Resolución 215, MIP, 1998).

El ecosistema de arrecife de coral ubicado en esta región solo ha sido estudiado por Hernández-Fernández y Salvat-Torres (2014). Estos autores realizaron un muestreo dirigido

a corales pétreos y a peces en julio de 2012, que constituye la línea base para futuros estudios. Como resultado de esta investigación fueron registradas 97 especies de peces. El análisis de densidad y biomasa de individuos solo incluyó las familias Lutjanidae, Serranidae, Carangidae, Scaridae, Acanthuridae y la especie invasora *Pteroisvolitans* (Linnaeus, 1758), comúnmente conocida como pez león. De estas, la mejor representada en el área fue la familia Scaridae, a pesar del predominio de los peces bentófagos. Los autores (Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014) concluyeron que a pesar de las buenas condiciones que presentaron los corales, la riqueza de especies de peces fue menor que la existente en otras áreas de Cuba. Esta condición fue atribuida a la pesca de subsistencia realizada en la zona

### III. 5. Parque Nacional Los Caimanes

El PN Los Caimanes pertenece al grupo insular Sabana-Camagüey. Este fue declarado Parque Nacional en el año 2006 y aprobado legalmente por el Acuerdo 6291/2008 del CECM. El grupo insular Sabana-Camagüey es una zona de intensa actividad pesquera (Claro *et al.*, 2004). En esta área se creó una ZBREUP (Resolución 478, MINAL, 2009) que incluye parte del PN Los Caimanes.

El PN Los Caimanes ha sido estudiado dentro del Archipiélago Sabana-Camagüey, sin detallar su condición particular. Es decir, la literatura referente a este sitio incluye tres estudios de las agregaciones de peces en el Archipiélago Sabana-Camagüey (Claro y García-Arteaga, 1994; Claro *et al.*, 2004; 2007). Esta información aunque no es específica al área de interés ofrece una panorámica general del estado de conservación de los peces de toda la región insular a la cual pertenece.

El estudio de la ictiofauna en el grupo insular Sabana-Camagüey entre 1987 y 1989 arrojó alta biomasa en la pendiente arrecifal, aportada por los pargos principalmente (Claro y García-Arteaga, 1994). El análisis de las pesquerías en esta región mostró sobre-pesca de algunas especies seguido del decline de sus capturas (Claro *et al.*, 2004). Los muestreos realizados durante el año 2000 con el fin de comparar el estado de la ictiofauna en ese momento con lo encontrado por Claro y García-Arteaga (1994), arrojó disminución en la biomasa y la densidad (Claro *et al.*, 2007). La disminución en la biomasa se debió a la menor abundancia de los peces depredadores bentófagos y piscívoros, entre los que están las especies de importancia comercial (Claro *et al.*, 2007). Luego de dicho análisis tales autores plantean que debido al estado de deterioro de los hábitats marinos en este archipiélago es necesario el establecimiento de áreas protegidas y el manejo sostenible de la pesca.

### IV. PANORÁMICA GENERAL DE LA ICTIOFAUNA ARRECIFAL EN PARQUES NACIONALES DE CUBA Y LA NECESIDAD DE SU CONSERVACIÓN

Los nueve parques nacionales de Cuba que incluyen territorio marino, protegen al 6,16 % de la plataforma marina del país (CNAP, 2013). Con excepción del PN Caguanes, estas áreas incluyen dentro de sus límites ecosistemas de arrecifes de coral. Debido al marcado deterioro de las agregaciones de peces y con ello de las pesquerías a nivel mundial, se hace necesaria la existencia de regiones donde se prohíba la pesca, más aún si estas incluyen hábitats de gran diversidad como arrecifes de coral (Pauly *et al.*, 2002).



Sin embargo, los beneficios de tales áreas solo son palpables cuando se acompañan del monitoreo sistemático y de una correcta vigilancia de sus regulaciones. Hasta el año 2006 el 1,4 % de los arrecifes de coral del mundo pertenecían a áreas protegidas donde se prohibía la pesca, pero menos del 0,1 % estaba exento de pesca ilícita (Mora *et al.*, 2006).

En Cuba existe gran escasez de estudios referentes a la ictiofauna en parques nacionales. Las áreas que carecen de estudios publicados referentes a las agregaciones de peces son los parques nacionales Cayos de San Felipe, Ciénaga de Zapata, Alejandro de Humboldt y Los Caimanes. Las áreas que tienen mayor cantidad de artículos científicos sobre agregaciones de peces son el PN Jardines de la Reina, seguido del PN Guanahacabibes.

El PN Los Caimanes a pesar de no contar con literatura científica de la estructura de su ictiofauna, es reconocido por presentar un arrecife de coral con características excepcionales dentro del archipiélago Sabana-Camagüey, un total de 114 especies de peces y por ser sitio de desove de nueve especies de peces de importancia comercial (FAO, 2012), cuatro más que las reportadas por Claro y Lindeman (2003). Los muestreos realizados en el grupo insular Sabana-Camagüey donde se incluyen datos de dicho parque, datan de fechas anteriores a la declaración del PN Los Caimanes y a la declaración ZBREUP. El archipiélago Sabana-Camagüey es una de las zonas de pesca más importantes en Cuba (Claro *et al.*, 2004). Por tanto, la existencia de un área que carezca de explotación pesquera es un primer paso para el restablecimiento de la ictiofauna que se está degradando en todo este grupo insular (Claro *et al.*, 2007). Todas estas razones resaltan la

necesidad del monitoreo sistemático de las agregaciones de peces en el PN Los Caimanes y de la evaluación de su efectividad.

En los parques nacionales con información disponible de su ictiofauna fue común la ausencia de peces de gran talla y de importancia comercial (Claro and Cantelar, 2003; Guardia *et al.*, 2004; Angulo-Valdés *et al.*, 2007; Cobián y Chevalier, 2009), con excepción de Jardines de la Reina. Este último es un reflejo de la efectividad en el funcionamiento del Parque Nacional (Pina-Amargós *et al.*, 2009; 2010; 2012; 2014a). Gran parte de estas áreas (PN Guanahacabibes, PN Punta Francés y PN Jardines de la Reina) constituyen sitios de importancia para el turismo. Este turismo se basa fundamentalmente en el buceo recreativo y en la fotografía y videos bajo el agua.

La ictiofauna es un grupo de suma importancia en el desarrollo de actividades turísticas como el buceo. Esto se ha comprobado mediante encuestas realizadas a turistas de varias partes del mundo que visitaban los sitios de buceo Negril y Montego Bay, Jamaica (Williams and Polunin, 2000), el PN Punta Francés (Angulo-Valdés, 2005) y el PN Jardines de la Reina (Figueredo-Martín *et al.*, 2010a). En los tres casos anteriores los atributos más importantes para los turistas en la elección y disfrute de los sitios de buceo correspondieron a la variedad y abundancia de peces, y la presencia de peces inusuales (Williams and Polunin, 2000). El estado de estos atributos en Punta Francés tuvo baja evaluación (menor del 40% en todos los casos) por los turistas entrevistados, a pesar de haber quedado satisfechos con los buceos y situar a ese arrecife como uno de los mejores del Caribe (Angulo-Valdés, 2005). Mientras el estado de conservación del PN Jardines de la

Reina superó las expectativas de muchos de los turistas encuestados y casi el 80% de estos lo consideraron con atractivos superiores o similares al de otros sitios del mundo (Figueredo-Martín *et al.*, 2010a). Por tanto, este es un motivo más que resalta la vital importancia de conocer y proteger a la ictiofauna en estas y otras áreas marinas.

La alta heterogeneidad en la metodología de muestreo empleada en los diferentes trabajos, dificulta la comparación de los resultados en términos de biomasa y/o densidad. En estos se han empleado diferentes variantes del censo visual y se han tenido en cuenta desigual cantidad de especies de peces. Algunos estudios han evaluado a todas las especies (*e.g.* Cobián y Chevalier, 2009), otros solo a algunas familias (*e.g.* Williams and Polunin, 2000; Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014) y otros solo a especies seleccionadas (*e.g.* Pina-Amargós *et al.*, 2014a). Otro de los aspectos a considerar, es el área muestreada con relación al tamaño total del área marina protegida, ya que en algunos casos el estudio de la ictiofauna se ha centrado en una pequeña zona del PN (*e.g.* Cobián y Chevalier, 2009; Hernández-Fernández y Salvat-Torres, 2014). Por tanto, la comparación de tales resultados lejos de dar una idea apropiada del estado de la ictiofauna, podría originar interpretaciones erróneas.

Los inventarios realizados en cada área muestran diferencias en cuanto a la cantidad de especies de peces (Tabla I). A pesar de la variabilidad en la estructura de este grupo en cada sitio, este valor depende del método de muestreo empleado y del esfuerzo de muestreo. Por ejemplo, a pesar de la indudable calidad del ecosistema marino y de la ictiofauna del PN Jardines de la Reina (Figueredo

-Martín *et al.*, 2010a), este ha sido muy estudiado en comparación a las restantes áreas. Solo dedicadas a inventariar la ictiofauna en este sitio existen dos artículos científicos (Pina-Amargós *et al.*, 2007, 2012), un periodo de muestreo de 15 años e información obtenida durante actividades diferentes y a partir de métodos de muestreo diferentes.

El Sistema de Monitoreo de la Biodiversidad fue creado durante el desarrollo del proyecto internacional "Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas, en la región Archipiélagos del Sur de Cuba", desarrollado entre 2009 y 2014 por el SNAP, (Hernández-Ávila, 2014). Este último se desarrolló con el objetivo de comprobar la efectividad del manejo de las áreas protegidas y ofrece resultados comparables del estado de las agregaciones de peces de importancia comercial y de gran talla en varias áreas protegidas de Cuba (Pina-Amargós *et al.*, 2014b). Para ello se empleó durante el periodo 2010-2013 una metodología estandarizada, ajustada al método de campo AGRRA 2000 (Pina-Amargós *et al.*, 2013; 2014b). La comparación de la ictiofauna en camellones y escarpes se realizó entre los parques nacionales Guanahacabibes, Cayos de San Felipe, Desembarco del Granma, Punta Francés, Ciénaga de Zapata (arrecife de coral de Cazonés) y Jardines de la Reina, y en crestas entre los tres últimos parques (Pina-Amargós *et al.*, 2014b). El PN Jardines de la Reina fue el que tuvo los mayores valores de densidad y biomasa en ambos biotopos, seguido del PN Punta Francés en el caso del biotopo cresta. En el biotopo escarpe-camellones seguido de Jardines de la Reina los mayores valores de densidad y biomasa se encontraron en los parques Ciénaga de Zapata, Cayos de San Felipe, Guanahacabibes

**Tabla I.** Cantidad de especies de peces óseos y cartilagosos inventariados para ecosistemas arrecifales en parques nacionales de Cuba y especies bajo categoría de amenaza o cercanas a la amenaza (IUCN, 2015) registradas en cada una de estas áreas. CR- En peligro crítico, EN- En peligro, VU- Vulnerable, NT- Casi amenazado.

| Parque Nacional                   |  | Guanahaca-bibes              | Punta Francés                | Desembarco del Granma                      | Jardines de la Reina *            |
|-----------------------------------|--|------------------------------|------------------------------|--|-----------------------------------|
| Cantidad de especies registradas  |  | 201                          | 79                           | 97   | 283                               |
| Fuente                            |  | Cobián <i>et al.</i> , 2011b | Guardia <i>et al.</i> , 2004 | Hernández-Fernández y Salvat-Torres., 2014 | Pina-Amargós <i>et al.</i> , 2012 |
| Categoría de amenaza (IUCN, 2015) | Especies de peces                                      |                              |                              |  |                                   |
| CR                                | <i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)        | x                            |                              | x  | x                                 |
| EN                                | <i>Epinephelus striatus</i> (Bloch, 1792)              | x                            | x                            | x  | x                                 |
| EN                                | <i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)                |                              |                              |  | x                                 |
| EN                                | <i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith, 1834)         | x                            |                              |  |                                   |
| EN                                | <i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell, 1837)                |                              |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey, 1860)        | x                            |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)             | x                            | x                            | x  | x                                 |
| VU                                | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)                  | x                            | x                            | x  | x                                 |
| VU                                | <i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847          | x                            |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758                  | x                            |                              | x  | x                                 |
| VU                                | <i>Hippocampus erectus</i> Perry, 1810                 |                              |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum, 1792)            | x                            | x                            | x  | x                                 |
| VU                                | <i>Makaira nigricans</i> Lacepède, 1802                |                              |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Rhincodon typus</i> Smith, 1828                     |                              |                              |  | x                                 |
| VU                                | <i>Manta birostris</i> (Walbaum, 1792)                 |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)                  |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)          |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)                | x                            | x                            |  | x                                 |
| NT                                | <i>Mycteroperca venenosa</i> (Linnaeus, 1758)          | x                            | x                            | x  | x                                 |
| NT                                | <i>Scarus guacamaia</i> Cuvier, 1829                   | x                            | x                            |  | x                                 |
| NT                                | <i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre, 1788)             |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Thunnus albacares</i> (Bonnaterre, 1788)            |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller & Henle, 1839) |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Carcharhinus perezii</i> (Poey, 1876)               |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)            | x                            |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Negaprion brevirostris</i> (Poey, 1868)             |                              |                              |  | x                                 |
| NT                                | <i>Galeocerdo cuvier</i> (Péron & Lesueur, 1822)       |                              |                              |  | x                                 |

\* Incluye ecosistemas de arrecife de coral y de manglar

y Punta Francés. El orden dentro de este grupo varió para cada parámetro, aunque para ambos el PN Desembarco del Granma

mostró los valores más bajos. La mayor parte de esta información no ha sido publicada en revistas científicas, a pesar de su relevancia y

aporte al conocimiento del estado de la ictiofauna de los parques nacionales marinos de Cuba.

En los inventarios realizados en los parques nacionales resultó relevante la presencia de especies de peces de interés conservacionista debido a la categoría de amenaza bajo la que se encuentran según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2015). Se ha constatado la presencia de especies en peligro crítico, en peligro y vulnerables, así como especies cercanas a la amenaza. De estas, 27 especies estuvieron presentes en al menos un área, de las cuales 18 fueron peces óseos y 9 peces cartilagosos. El área donde se observó casi la totalidad (26 especies) de las 27 especies fue el PN Jardines de la Reina (Tabla I).

Muchas de las áreas antes referidas incluyen sitios de desove de meros y pargos (Claro and Lindeman, 2003). En el PN Guanahacabibes (Cabo Corrientes) desovan tres especies de meros y tres de pargos, en el PN Cayos de San Felipe dos especies de pargos, en el PN Punta Francés una especie de mero, en el PN Ciénaga de Zapata (Cayo Diego Pérez) una especie de pargo, en el PN Jardines de la Reina (Cayo Bretón) dos especies de pargos y dos de meros, en el PN Desembarco del Granma (Cabo Cruz) tres especies de pargos y en el PN Caimanes (Cayo Caimán Grande) cuatro especies de pargos y una de mero (Claro and Lindeman, 2003). Las agregaciones de estos peces que se forman durante la reproducción y las migraciones hacia tales sitios, conocidos muchas veces por los pescadores, hacen a tales poblaciones altamente vulnerables a la sobreexplotación y a un posterior deterioro (Claro and Lindeman, 2003). Modelaciones de transporte larval de pargos en el archipiélago cubano (Paris *et al.*, 2005),

han mostrado que los sitios de reproducción además de nutrir zonas aledañas son capaces de abarcar distancias que superan los límites del territorio nacional. La protección adecuada de los sitios de desove constituye un factor clave en la conservación de poblaciones, más aun cuando se trata de especies de interés comercial y/o conservacionista.

La abundancia de peces de gran talla y alto valor ecológico y comercial, y la mayor cantidad de especies amenazadas son los atributos más conspicuos en el PN Jardines de la Reina. Esto denota su efectividad en la conservación de las agregaciones de peces, lo que no se observa en los otros parques nacionales de Cuba. Esta diferencia se debe fundamentalmente al correcto manejo y la gestión dirigida a la conservación de sus ecosistemas. Dentro del PN Jardines de la Reina solo están autorizadas la captura de langosta y la pesca de autoconsumo de la empresa turística Azulmar (Pina-Amargós *et al.*, 2009). Pudiera también considerarse la lejanía de esta a tierra firme como elemento que favorece su protección, aunque en este caso solo para pescadores privados que adolecen de barcos apropiados que cubran largas distancias. El turismo de esta área se orienta al buceo y a la pesca recreativa, actividades que dependen del estado de la ictiofauna y que han sido evaluadas de excelentes y muy buenas por la mayoría de los turistas que visitan el área (Figueredo-Martín *et al.*, 2010a, b). Por tales motivos, sobre esta zona se mantiene gran atención desde muchas esferas, incluyendo la investigativa, a fin de mantener la excelencia de sus condiciones naturales.

Por tanto, en esta dirección se debe dirigir el manejo que se realice sobre las áreas marinas protegidas, y en particular sobre los parques nacionales de Cuba. Las categorías de manejo

más estrictas en las que se prohíben todas las actividades de pesca han mostrado ser la vía más efectiva en la conservación de los ecosistemas marinos (Denny and Babcock, 2004). Unido a esto las áreas mejor manejadas presentan mayores parámetros ecológicos de grupos como los peces y la mayor afluencia de turismo en relación a aquellas con similar nivel de protección pero un manejo menos eficiente (e.g. Jennings *et al.*, 1996). Este patrón parece ser el reflejo de la mayoría de los parques nacionales de Cuba, y demuestran la necesidad de leyes más estrictas y vigilancia más eficiente en cada uno de estos.

La opción del ecoturismo constituye una vía muy atractiva para el uso, disfrute y a la vez conservación de las áreas marinas protegidas (Angulo-Valdés, 2007). Esta opción solo necesita ser más desarrollada en Cuba, donde a pesar de la coincidencia de áreas marinas protegidas (como es el caso de parques nacionales) y turismo, no se han logrado beneficios tan palpables como el encontrado en Jardines de la Reina. Unido a esto, es esencial la conciliación de los intereses existentes sobre un área protegida, fundamentalmente el de los pescadores como sector más afectado y por tanto, uno de sus oponentes más fuertes (Salz and Loomis, 2004). Los estudios ecológicos y la buena comunicación con los sectores relacionados a zonas bajo protección, son elementos claves en el manejo y gestión de las áreas protegidas y están ausentes en la mayoría de los casos mencionados en este trabajo. Al respecto, Salz y Loomis (2004) comentan que el éxito de un área marina protegida como alternativa al manejo de las pesquerías, dependerá en gran medida de su aceptación por los sectores afectados.

## V. CONCLUSIONES

La comparación del estado de conservación de la ictiofauna entre los parques nacionales de Cuba se dificultó por el empleo de metodologías diferentes en cada área, así como por la poca abundancia y desactualización de muchos de los estudios realizados. A pesar del potencial de las áreas marinas protegidas en la restauración de ecosistemas dañados o en el mantenimiento de otros con el menor daño posible, este efecto no es evidente en la mayoría de los parques nacionales de Cuba. Es notoria la escasez de peces de gran talla y de importancia comercial en las áreas analizadas, con excepción del Parque Nacional Jardines de la Reina que cuenta con el mejor estado de conservación de la ictiofauna arrecifal. Por tanto, es esencial tomar medidas encaminadas al estudio ecológico de tales ecosistemas, a garantizar el cumplimiento de las normas y herramientas legales existentes y a explorar sus potencialidades en el ecoturismo como alternativa para su conservación.

## VI. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todo el que nos ha brindado información o nos ha orientado en su búsqueda para la realización de este trabajo. En especial a Susana Perera, Alain García, Yuriem Lezcano, Camila de los Cuertos, Fabián Pina, Luis David, Pedro Chevalier, Raidel Borroto y Laura Arco.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acuerdo No. 4262, Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (2001).

Acuerdo No. 4263, Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (2001).

- Acuerdo No. 6291, Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (2008).
- Acuerdo No. 6803, Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (2010).
- Acuerdo No. 7233, Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (2012).
- Angulo-Valdés, J. A. (2005). *Effectiveness of a Cuban Marine Protected Area in meeting multiple management objectives*. PhD Thesis, Dalhousie University, Halifax, Novo Scotia.
- Angulo-Valdés, J. (2007). Ecotourism and marine protected areas: A possible synergy to achieve the sustainable tourism paradigm in the insular Caribbean. *Ocean Yearb.*, 21, 339-363.
- Angulo-Valdés, J. A., Borrego-Acevedo, R., Borrego-Hernández, R., González-Sansón, G. (2007). Effects of tourism activities on coral reef communities in the Punta Frances National Park, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(2), 159-175.
- Beger, M., Jones, G. P., Munday, P. L. (2003). Conservation of coral reef biodiversity: a comparison of reserve selection procedures for corals and fishes. *Biol. Conserv.* 111, 53-62.
- Bohnsack, J.A., Bannerot, S.P. (1986) A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS 41*: 1-15.
- Brock, V.E. (1954) A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wildlife Manage.*, 18:297-308.
- Cappo, M., Harvey, E., Shortis, M. (2006). *Counting and measuring fish with baited video techniques -an overview*. Paper presented at the Australian Society for Fish Biology.
- Centro Nacional de Áreas Protegidas (CNAP) (2013). *Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas 2014-2020*. Ministerio de Ciencias Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba.
- Claro, R., Cantelar, K. (2003). Rapid assessment of coral communities of María la Gorda, southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: Reef fishes). In J. C. Lang (Ed.), *Status of coral reefs in the western Atlantic: Results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program* (pp. 278-293): Atoll Research Bulletin 496.
- Claro, R., García-Arteaga, J. P. (1994). Estructura de las comunidades de peces en los arrecifes del grupo insular Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*, 2, 83-107.
- Claro, R., Lindeman, K. C. (2003). Spawning aggregation sites of snapper and grouper species (Lutjanidae and Serranidae) on the insular shelf of Cuba. *Gulf Caribb. Res.*, 14(2), 91-106.
- Claro, R., Cantelar, K., Pina-Amargós, F., García-Arteaga, J. P. (2007). Cambios en las comunidades de peces de los arrecifes coralinos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 55(2), 537-547.
- Claro, R., García-Arteaga, J. P., Gobert, B., Ramos, K. C., Gómez, S. V. V., Pina-Amargós, F. (2004). Situación actual de los recursos pesqueros del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33, 41-57.
- Cobián, D., Chevalier, P. P. (2009). Evaluación de las asociaciones de peces de los arrecifes coralinos del Centro Internacional de Buceo María la Gorda, Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 1, 111-125.
- Cobián, D., Claro, R., Chavalier, P., Perra, S., Caballero, H. (2011a). Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 153-169.
- Cobián, D., Hernández-Albernas, J., Durán, A., Chevalier, P. P., Cárdenas, A. L., Luna, D. R., Cantelar, K. (2011b). Ictiofauna de los arrecifes coralinos del Parque Nacional

Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. *Revista ECOVIDA*, 3(1), 16 pp.

Denny, C. M., Babcock, R. C. (2004). Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biol. Conserv.*, 116, 119-129. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00183-6

FAO. (2012). *Estado de las áreas marinas y costeras protegidas en América Latina*. Elaborado por Aylem Hernández-Ávila. REDPARQUES, Cuba, Santiago de Chile.

Figueredo-Martín, T., Pina-Amargós, F., Angulo-Valdés, J., Gómez-Fernández, R. (2010a). Buceo contemplativo en Jardines de la Reina, Cuba: Caracterización y percepción sobre el estado de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.*, 31(1), 23-32.

Figueredo-Martín, T., Pina-Amargós, F., Angulo-Valdés, J., Gómez-Fernández, R. (2010b). Pesca recreativa en Jardines de la Reina, Cuba: caracterización y percepción sobre el estado de conservación del área. *Rev. Invest. Mar.*, 31(2).

Graham, N. A. J., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Polunin, N. V. C., Jennings, S., . . . Sheppard, C. R. C. (2008). Climate warming, marine protected areas and the ocean-scale integrity of coral reef ecosystems. *PLoS ONE*, 3(8): e3039. doi: 10.1371/journal.pone.0003039

Guarderas, A. P., Hacker, S. D., Lubchenco, J. (2011). Ecological effects of marine reserves in Latin America and the Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 429, 219-225. doi: 10.3354/meps09103

Guardia, E. de la, Angulo, J., González-Sansón, G., Aguilar, C., González-Díaz, P. (2004). Biodiversidad en la zona de buceo del Parque Nacional de Punta Francés, Isla de la Juventud, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 90-102.

Harvey, E., Fletcher, D., Shortis, M. (2001). A comparison of the precision and accuracy of

estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish. Bull.*, 99(1), 63-71.

Hernández-Ávila, A. (2014). *Estado actual de la biodiversidad marino-costera, en la región de los Archipiélagos del Sur de Cuba*. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba Impresos Dominicanos s.r.l.

Hernández-Fernández, L., Salvat-Torres, H. (2014). Composición, estructura y condición de las comunidades de corales pétreos y de peces en áreas protegidas de la provincia Granma, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 34(1), 64-80.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of the Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551.

Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L.,... Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Curr. Biol.*, 17, 360-365. doi: 10.1016/j.cub.2006.12.049.

IUCN (on line). IUCN<[https://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap\\_home/pas\\_gpap/](https://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/pas_gpap/)>. Downloaded on 25 June 2015.

Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., . . . Warner, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293, 629-638. doi: 10.1126/science.1059199

Jennings, S., Marshall, S. S., & Polunin, N. V. C. (1996). Seychelles' marine protected areas: comparative structure and status of reef fish communities. *Biol. Conserv.*, 75, 201-209.

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

Kramer, P. R., Lang, J. C. (2003). The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment

- (AGRRA) protocols: Former version 2.2. In J. C. Lang (Ed.), *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program* (pp. 611-624): Atoll Research Bulletin 496.
- Langlois, T. J., Harvey, E. S., Fitzpatrick, B., Meeuwing, J. J., Shedrawi, G., Watson, D. L. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquat. Biol.*, 9, 155-168. doi: 10.3354/ab00235
- Lessios, H. A. (1996). Methods for quantifying abundance of marine organisms. In M. A. Lang C. C. Baldwin (Eds.), *Methods and techniques of underwater research. Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences Scientific Diving Symposium.* (pp. 149-157). Washington D.C.
- Mallet, D., Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fish. Res.*, 154, 44-62. doi: 10.1016/j.fishres.2014.01.019
- Mora, C., Andréfouët, S., Costello, M. J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., . . . Myers, R. A. (2006). Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science*, 312, 1750-1751. doi: 10.1126/science.1125295
- Mumby, P. J., Broad, K., Brumbaugh, D. R., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Hastings, A., . . . Sanchirico, J. N. (2008). Coral reef habitats as surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. *Conserv. Biol.*, 22(4), 941-951. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00933.x
- Myers, R. A., & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423, 280-283.
- Paris, C. B., Cowen, R. K., Claro, R., Lindeman, K. C. (2005). Larval transport pathways from Cuban snapper (Lutjanidae) spawning aggregations based on biophysical modeling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 296, 93-106.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., . . . Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689-695.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mou-Tham, G., Guillemot, N., Chabanet, P. (2011). Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fish. Res.*, 107, 84-93. doi: 10.1016/j.fishres.2010.10.011
- Pina, F., Claro, R., García, J. P., López, N., Sansón, G. G. (2007). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 28(3), 217-224.
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G. (2009). Movement patterns of goliath grouper *Epinephe lusitajara* around southeast Cuba: implications for conservation. *Endang. Species Res.*, 7, 243-247. doi: 10.3354/esr00192
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Cabrera, Y., Cardoso, P. E. (2009). *Effects of fishing activity reduction in Jardines de la Reina Marine Reserve, Cuba.* Paper presented at the Proceedings of the 61th Annual Meeting of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Gosier, Guadeloupe, French West Indies.
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Jiménez, A., Zayas-Fernández, A., Martín-Blanco, F., Acosta, W. (2008). *Movement of adult fish in the Jardines de la Reina Marine Reserve, Cuba.* Paper presented at the Caribbean connectivity: Implications for marine protected area management. Proceedings of a Special Symposium, 9-11 November 2006, 59th Annual Meeting of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Belize City, Belize.
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Jiménez-del-Castillo, A., Zayas-Frenández,



- A., Martín-Blanco, F., Acosta-de-la-Red, W. (2010). An experiment of fish spillover from a marine reserve in Cuba. *Environ. Biol. Fish.*, 87, 363-372. doi: 10.1007/s10641-010-9612-2
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Martín-Blanco, F., Valdivia, A. (2014a). Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ*, 2:e274. doi: 10.7717/peerj.274
- Pina-Amargós, F., Salvat, H., Cobián, D. (2013). Programa de monitoreo Arrecifes coralinos. Peces. In A. Hernández-Ávila (Ed.), *Reporte de avance del Sistema de monitoreo de labiodiversidad* (pp. 27-37). Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba: Impresos Dominicanos s.r.l.
- Pina-Amargós, F., Salvat, H., Cobián, D., Espinosa, L., Chevalier, P. (2014b). Programa de arrecifes coralinos. Peces. In A. Hernández-Ávila (Ed.), *Estado actual de la biodiversidad marino-costera, en la región de los archipiélagos del Sur de Cuba* (pp. 34-50). Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba: Impresos Dominicanos s.r.l.
- Pina-Amargós, F., Salvat-Torres, H., López-Fernández, N. (2012). Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 32(2), 54-65.
- Resolución No. 215, Ministerio de la Industria Pesquera (1998).
- Resolución No. 40, Ministerio de la Industria Pesquera (2003).
- Resolución No. 478, Ministerio de la Industria Alimentaria (2009).
- Resolución No. 560, Ministerio de la Industria Pesquera (1996).
- Resolución No. 562, Ministerio de la Industria Pesquera (1996).
- Richards, B. L., Williams, I. D., Nadon, M. O., Zgliczynski, B. J. (2011). A towed-diver survey method for mesoscale fishery-independent assessment of large-bodied reef fishes. *Bull. Mar. Sci.*, 87(1), 55-74. doi: 10.5343/bms.2010.1019
- Roberts, C. (1994). Benefits of a marine fishery reserve system for the U.S. Virgin Islands. *Agric. Bull.*, 8, 59-60.
- Roberts, C. M., Hawkins, J. P. (2000). *Reservas marinas totalmente protegidas: una guía. Campaña de mares en peligro del WWF*. 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, EE.UU. y Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, Reino Unido.
- Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron, J. E. N., Hawkins, J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., . . . Werner, T. B. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295, 1280-1284. doi: 10.1126/science.1067728
- Rogers, C. S., Garrison, G., Grober, R., Hillis, Z.-M., Franke, M. A. (1994). Coral reef monitoring manual for the Caribbean and western Atlantic: National Park Service, Virgin Islands National Park.
- Salz, R. J., Loomis, D. K. (2004). Saltwater anglers' attitudes towards marine protected areas. *Fisheries*, 29(6), 10-17.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 02 April 2015.
- Tupper, M. H. (2007). Spillover of commercially valuable reef fishes from marine protected areas in Guam, Micronesia. *Fish. Bull.*, 105(4), 527-537.
- Valdivia, A., Guardia, E. d. I., Armenteros, M., González, P., Suárez, A. M., Aguilar, C., González-Sansón, G. (2004). Inventario de los componentes más comunes de la flora y la fauna de algunos arrecifes coralinos de la península de Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 25(2), 113-121.
- Wantiez, L., Thollot, P., Kulbicki, M. (1997). Effects of marine reserves on coral

reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs*, 16, 215-224.

Watson, D. L., Harvey, E. S., Kendrick, G. A., Nardi, K., & Anderson, M. J. (2007). Protection from fishing alters the species composition of fish assemblages in a temperate-tropical transition zone. *Mar. Biol.*, 152, 1197-1206. doi: 10.1007/s00227-007-0767-0

Williams, I. D., Polunin, N. V. C. (2000). Differences between protected and unprotected

reef of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. *Environ. Conserv.* 27(4), 382-391.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., . . . Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314, 787-790. doi: 10.1126/science.1132294