

POTENCIANDO LA RESILIENCIA EN LOS ARRECIFES CORALINOS EN CUBA MEDIANTE LA ADAPTACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS

Pedro M. Alcolado¹, Servando Valle², Rodolfo Claro¹ y Aida C. Hernández-Zanuy¹.

¹Instituto de Oceanología. Avenida Primera, No. 18406, Playa, La Habana, Cuba.

²Centro de Investigaciones Pesqueras. 246 entre 5ta. Avenida y Playa, Playa, La Habana, Cuba.
E.mail: pmalcolado@gmail.com.

INTRODUCCIÓN

Impactos, tanto humanos como del cambio o variabilidad climática, están afectando de manera directa o indirecta los servicios ambientales de los arrecifes coralinos en los sectores pesquero y turístico, así como a la protección de las costas y la economía nacional cubana.

En las últimas décadas varios factores parecieran haberse confabulado para deteriorar a los arrecifes coralinos en Cuba como en el resto del gran Caribe, situación que no da oportunidad a que estos ecosistemas puedan recuperarse mediante mecanismos naturales. A ello se suma el aumento de la frecuencia e intensidad de los huracanes, a partir de 2001 (Alcolado *et al.*, 2009), aunque esa tendencia no se ha manifestado en Cuba desde 2008. Los arrecifes coralinos ofrecen diversos servicios ecosistémicos que deben ser salvaguardados, más aún en el contexto del cambio climático que amenaza con su deterioro y cuyos efectos ya se hacen notar de manera persistente.

En el año 2009, el Segundo Grupo Técnico de Expertos Ad hoc de la Convención de Diversidad Biológica (COP 5, decisión V/6; CBD, 2009) refiere "La Adaptación basada en Ecosistemas (AbE) como el uso de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos como parte de una estrategia de adaptación para contribuir al enfrentamiento a los efectos adversos del cambio climático"; mientras que Collset *et al.*, (2009) enfatizan la importancia de restaurar o rehabilitar ecosistemas fragmentados o degradados y restablecer los procesos críticos que mantienen las funciones de los ecosistemas.

La resiliencia, es la capacidad de una comunidad de resistir y recuperarse de un impacto (West y Salm, 2003). Según Andrade *et al.*, (2010) la AbE es un enfoque para construir resiliencia y reducir la vulnerabilidad de las comunidades al cambio climático, integrando el uso sostenible de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en una comprensiva estrategia de adaptación para enfrentar los retos del cambio climático.

Según Martin (2011), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha estado y está a la cabeza en la promoción del concepto de AbE en su sitio web http://www.iucn.org/what/tpas/climate/key_topics/eba/.

LaAbE se sustenta en nueve principios (Huqet *al.* (2013), uno de estos (Principio 7) es el fomento de la resiliencia.

Es nuestro objetivo mostrar algunos avances en el fomento de la resiliencia del ecosistema arrecifal en Cuba.

LA RESILIENCIA DE LOS ARRECIFES CORALINOS EN CUBA

En Cuba se ha avanzado sustancialmente en la comprensión de la necesidad imperiosa del aprovechamiento sostenible de los servicios ambientales de los arrecifes coralinos, en el aprovisionamiento de especies de importancia comercial y conservacionista, los recursos turísticos (buceo) y la protección de los recursos naturales y humanos de las costas. Sin embargo, enfrenta dificultades por falta de recursos para la implementación de las medidas pertinentes.

En este contexto general, se impone conocer los acontecimientos claves relativamente recientes que conspiran contra ese objetivo, y la correspondiente necesidad de adaptación o enfrentamiento de esos cambios para garantizar en lo posible la seguridad alimentaria y la conservación de la biodiversidad marina, esta última como sostén crucial de la primera. Ello demanda acciones urgentes que contribuyan a una mayor capacidad de los arrecifes coralinos de resistir y recuperarse a los acelerados embates de los tiempos actuales y previstos.

McClanahan *et al.* (2012) concluyen que para Indonesia, son 11 los factores ecológicos que son claves para una mayor resiliencia de los arrecifes coralinos y por lo tanto a tener en cuenta en la toma de decisiones: (1) especies resistentes de corales, (2) variabilidad de la temperatura, (3) contaminación por exceso de nutrientes, (4) sedimentación, (5) diversidad de corales (6) biomasa de herbívoros, (7) impactos humanos físicos, (8) enfermedades de corales, (9) macroalgas (10) reclutamiento (11) presión pesquera. Algo muy similar parece suceder en los arrecifes de Cuba.

Según la misma fuente, los factores más importantes de la componente Resistencia (de la resiliencia) incluyeron: (1) presencia de especies resistentes a estrés (menos susceptibles a la mortalidad por temperatura; (2) presencia de simbiosis (zooxantelas) resistentes (menos vulnerables a las altas temperaturas); y (3) una elevada variabilidad anual de la temperatura local, lo que promueve la (4) tolerancia de los corales ante temperaturas anómalas.

Como los más importantes de la componente Recuperación (de la resiliencia) señalan: (5) altos niveles de reclutamiento de corales para reabastecer de corales los fondos desnudos; (6) sustrato adecuado para la fijación y sobrevivencia y (7) baja cobertura de macroalgas, las cuales cuando son muy abundantes pueden matar directamente los corales, atrapar sedimentos que los cubren, y evitar que los corales se fijen y predominen en espacio bentónico.

Finalmente, según los mismos autores, los factores de más peso muestran que los arrecifes más resilientes son aquellos con (8) alta diversidad de peces y (9) de corales; así como (10) pocos impactos antropogénicos.

Un arrecife coralino identificado como resiliente en Cuba (Alcolado *et al.*, 2013) está ubicado al norte del Golfo de Cazones, plataforma suroccidental de Cuba (Fig. 1). Según Alcolado *et al.* (2013) esta mayor resiliencia parece estar determinada por el efecto combinado de cuatro factores o fuerzas motrices de la resiliencia, a saber: resguardo, fertilidad del agua, abundancia del erizo

negro de espinas largas *D. antillarum* y patrón giratorio de la circulación habitual en la ensenada de Cazones.

La alimentación heterotrófica pudiera ser esencial en la resiliencia de los arrecifes coralinos del Golfo de Cazones. Se conoce que la asociación entre corales y zooxantelas es fundamental para el crecimiento de los arrecifes coralinos en los océanos oligotróficos de los mares tropicales, pero numerosos estudios han confirmado que la heterotrofia es una vía de alimentación para los corales hermatípicos (Houlbreque F. & C. Ferrier-Page, 2009); por lo que las condiciones oceanográficas específicas del Golfo de Cazones, también pudieran ser un factor que promueve la resiliencia coralina a partir de la retención de la materia orgánica particulada, zooplancton y materia orgánica disuelta, provenientes de la muy cercana Ciénaga de Zapata. El zooplancton en particular pudiera ser un componente importante en la dieta heterotrófica de los corales en esta zona, aún por comprobar, considerando la enorme disponibilidad que el desove masivo de los cangrejos de tierra (*Cardisomaguanumi* Latreille, 1828 y *Gecarcinus ruricola* Linnaeus, 1758) periódicamente aporta al golfo.



Fig. 1. Cresta del arrecife coralino “Nirvana”, Golfo de Cazones, Cuba. (Foto: Ken W. Marks).

AMENAZAS A LA RESILIENCIA

A continuación se abordan las afectaciones a importantes procesos ecológicos indispensables para la resiliencia y sostenibilidad de la salud de los arrecifes coralinos y de sus imprescindibles servicios ecosistémicos, así como las acciones pertinentes emprendidas en Cuba.

El control biológico de las algas bentónicas por el erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum*

La abundancia de macroalgas carnosas ocupa el espacio disponible para el reclutamiento de corales pétreos y compite directamente con éstos (Arnold *et al.*, 2010). Una vez que el reclutamiento de corales se hace insuficiente, se produce una retroalimentación que acelera la tasa de disminución de corales pétreos debido a que las macroalgas los reemplazan y disminuye, aún más, el reclutamiento. Lo contrario tiene lugar cuando aumenta el reclutamiento del erizo: aumenta la cobertura coralina, disminuye la de macroalgas y aumenta aún más el reclutamiento (Mumby & Steneck, 2008).

De ahí emana la importancia de mantener poblaciones suficientes de especies herbívoras como el “erizo negro de espinas largas” *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) y peces herbívoros. Baket *al.* (1984) refieren que esta especie raspa la capa superficial de los fondos consumiendo el delgado césped de algas, así como algas endolíticas y las calcáreas costrosas.

En los años 1983-84 tuvo lugar un impacto negativo de gran trascendencia, que fue la muerte extensiva y masiva de las poblaciones del conocido erizo *D. antillarum* a nivel de todo el Gran Caribe. Ello trajo como consecuencia: (1) la súbita, masiva y generalizada invasión de los fondos rocosos de los arrecifes por macroalgas carnosas; (2) como consecuencia, prácticamente no quedó espacio para que las larvas de los corales pudieran fijarse al fondo para dar lugar a nuevos corales que repusieran a los que morían por alguna causa; (3) si lograban fijarse las larvas, los nuevos pequeños corales no podían recibir la luz necesaria para crecer por la sombra impuesta por esas algas, o recibían el violento roce de las algas al moverse estas cuando el oleaje era fuerte; y (4) algunas algas indujeron enfermedades a los corales a través del contacto. En ocasiones, cuando las algas cubrían el esqueleto de un coral a través de una herida en su superficie, luego terminaban cubriéndolo parcial o totalmente.

La excesiva cobertura de los fondos por macroalgas carnosas fue un factor clave que deterioró los arrecifes coralinos e impide actualmente su recuperación por la pérdida del potencial de recuperación de las poblaciones de corales pétreos por las causas mencionadas. En ese sentido, Mumby *et al.* (2013) refieren que los arrecifes frontales pueden verse “atrapados” en estados depauperados de los corales en la continua ausencia de los erizos *Diadema*.

En Cuba se ha observado la recuperación natural significativa de poblaciones de *Diadema* en crestas arrecifales en diferentes puntos de su geografía, al parecer debido en parte a una menor frecuencia de huracanes después del año 2008. También se ha constatado recuperación en zonas con menor *fetch* del oleaje. No se ha observado lo mismo en la zona del arrecife frontal, donde persiste la escasez del erizo alrededor de Cuba (Datos de evaluaciones realizadas con la metodología AGRRA (www.agrra.org/method/methodhome.html)). Esta escasez que aún persiste parece estar asociada a la mayor cobertura de macroalgas, lo que según Gardmarket *al.* (2003), limita el reclutamiento de *Diadema*.

Para enfrentar este problema se ensayan acciones de reconcentración de individuos de esa especie clave para contrarrestar el efecto *Allee* de gran distancia entre reproductores (Levitan, 1991, Miller, *et al.*, 2007, Rogers & Lorenzen, 2008, Arnold *et al.*, 2010). Esta es una acción puntual que requiere esfuerzo y recursos, y por lo tanto de aplicación a gran escala territorial. Por otro lado, si no desaparecen las causas que originaron la merma de las poblaciones del erizo (mayor frecuencia de ciclones), ello resultaría en esfuerzos y gastos innecesarios. Otro impedimento a valorar, sería que la pérdida de relieve en el fondo debido a la mortalidad de corales y el aplanamiento subsecuente del fondo, disminuye la disponibilidad de refugio requerido por esta especie (Rogers & Lorenzen, 2008). Un mayor control de las macroalgas, logrado a partir de

potenciar la recuperación de poblaciones de peces loros y otros peces herbívoros (por ejemplo, los barberos), es beneficioso en ese sentido (Mumby *et al.*, 2013; Jackson *et al.* 2014).

El control biológico de las algas bentónicas por los peces loros

Uno de los principales factores motrices de la resiliencia es el control que ejerce el herbivorismo sobre las macroalgas que invaden los fondos arrecifales. Los peces loros (Scaridae) y barberos (Acanthuridae) son, junto con los erizos *D. antillarum*, los herbívoros más importantes de Cuba y del Caribe. Particularmente, los loros han sido sobrepescados en la región caribeña por la pesca deportiva, comercial y recreativa (Fig. 2). La gran importancia de los peces loros para contribuir a la resiliencia y recuperación de los arrecifes coralinos ha sido enfatizada por Mumby *et al.* (2014) y Jackson *et al.* (2014). En Belice las recientes acciones para proteger los peces loros han incrementado seis veces la resiliencia de sus arrecifes (Mumby *et al.*, 2014).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas del país, en alguna medida contribuye a la protección de los peces loro. Este cubre 24,96% de la plataforma marina. De las 84 áreas protegidas con extensión marina, 69 ya cuentan con administración e infraestructura y están aprobadas por el Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros (Hernández Ávila *et al.*, 2014).

En Cuba se ha dictado la Resolución 160/2011 del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA) sobre la “Protección de las especies de especial significación” (incluye a los peces loros), para cuya captura se requiere un permiso ambiental. La misma exige a la empresa pesquera solicitante una evaluación previa antes de concederse un permiso ambiental de captura. Igualmente requiere a la empresa un monitoreo anual de las capturas para evitar que se sobrepase la cifra de captura potencial estimada. Sin embargo, esta resolución no debe resolver el estado crítico de los peces loros, ya que permite que persista su pesca comercial como tal, y por otro lado se sigue practicando la pesca deportiva.



Figura 2. Peces loros jóvenes pescados con cordel (Foto: Gabriel Fajardo, Guantánamo).

La Resolución No. 31/1999 del Ministerio de la Industria Alimentaria sobre la “Declaración como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección de las Aguas Marítimas”, establece limitaciones a la pesca comercial y recreativa en al menos 17 regiones, que cubren aproximadamente 3700 km² de áreas marinas.

Abordando directamente las prácticas pesqueras nocivas que hay que erradicar, tenemos el empleo de las nasas. Las mismas atrapan una alta proporción de peces que no alcanzan la talla comercial, peces no comerciales que forman parte de la trama alimentaria, y en particular peces loros y barberos (Gómez *et al.*, 1987; Van der Knapp, 1993; Garrison, 1998; Quandt, 1999; Appeldoorn *et al.*, 2000), los cuales deben protegerse por lo indispensables que son para el control de la nefasta proliferación de algas desde la mortalidad masiva del erizo negro de espinas largas *Diadema antillarum* en 1983 y 1984. Los países que en esos años tenían prohibido el empleo de nasas en las Bermudas y parte de las Bahamas (Cayos Exuma y Land and Sea Park), a diferencia del resto del gran Caribe, no sufrieron la masiva invasión de algas que tuvo lugar en esos años cuando ocurrió la mencionada pandemia, y sus arrecifes no se degradaron por esa causa. Más recientemente se han beneficiado las poblaciones de peces loros en Belice y Bonaire (Jackson *et al.*, 2014) por la prohibición de la pesca con nasa.

En casos en que no pueda suprimirse este arte de pesca, es crucial requerir que en su construcción se utilicen tamaños de mallas que permitan el escape de los peces juveniles o de pequeña talla; que los loros y barberos sean liberados al ser extraída la nasa (lo que no siempre garantiza su sobrevivencia); y que se garantice que las nasas no queden abandonadas causando la llamada “pesca fantasma” con la consecuente mortandad innecesaria de los peces capturados. Para ello también es necesario emplear materiales biodegradables en su construcción, que se destruyen con el paso del tiempo.

Las nasas, al ser lanzadas al agua desde las embarcaciones y cuando son levadas, o al moverse bruscamente por el fondo por las corrientes y el oleaje, dañan a los corales y otros organismos del arrecife, impactando seriamente el hábitat (Gómez *et al.*, 1987; Van der Knapp, 1993; Garrison, 1998; Quandt, 1999; Appeldoorn *et al.*, 2000). Por ello en aguas federales de EUA desde 1992 fue prohibido el uso de nasas para peces por el Consejo para el Manejo de las Pesquerías del Atlántico Sur (SAFMC) así como en el oeste de la Florida en 1997 (Barnette, 2001). Además, por su pobre selectividad (tanto para las tallas como para las especies de peces), este arte de pesca afecta sensiblemente a las poblaciones objeto de explotación al extraer grandes cantidades de peces juveniles o de talla no comercial (Claro *et al.*, 2000).

La sustitución de la pesca con artes poco selectivos y ecológicamente nocivos (nasas, redes estacionarias, chinchorros) de pargos, meros y otros depredadores de mediana y gran talla mediante artes de anzuelo (palangres, líneas de mano, etc.) favorecería el escape de los herbívoros y la captura de ejemplares de mayor talla, calidad y precio en beneficio de consumidores y pescadores. Ello requiere un alto esfuerzo de muestreos biológicos, para lo que existen planes dirigidos a todos los establecimientos de Cuba. Al mismo tiempo, constituye una vía para evitar el descarte y proteger las etapas tempranas de desarrollo, lo que incrementa el reclutamiento.

Considerando la tradición en el uso de esos artes en Cuba, se requiere al menos, un eficiente control de las regulaciones pesqueras, del esfuerzo de pesca (número de artes, intensidad, etc.), el uso de luz de mallas adecuadas (preferentemente más de 40 mm) y secciones biodegradables y mecanismos de escape en las nasas, la prohibición del uso y abandono de estas sobre o cerca de

los arrecifes (que provocan la llamada “pesca fantasma”). Tales medidas deben ir acompañada de otra muy importante: el establecimiento de tallas mínimas de captura más elevadas, acordes con la talla media de maduración (equivalentes por ejemplo a las establecidas en EUA y otros países del área donde se capturan las mismas especies).

La pesca submarina (con arpón neumático), captura a los peces loros medianos y grandes, que son los más efectivos en la remoción del exceso nocivo de algas (Durán & Claro, 2009). Los loros son difíciles de proteger por no ser fácil controlar su pescacomericial dado el uso generalizado de artes masivos poco selectivos, por insuficiencia de recursos y falta de efectividad de control, así como carencia de regulaciones específicas. No obstante, con la eliminación reciente de los chinchorros de arrastre (ver abajo) en cumplimiento de la Resolución de Pesca 503/2012 las capturas de loros han disminuido significativamente según reflejan las estadísticas pesqueras. Es perentorio prohibir enfáticamente la pesca submarina de loros, que parece ser la que más afecta sus poblaciones.

Los tres establecimientos pesqueros con mayores capturas de pez loro en Cuba son los de Cienfuegos, Morrillo y Carahatas. Entre los tres capturaron en el período 2011-2013 un promedio de 36,7 t, lo que representa 60% del total nacional de pesca de esta especie. Como ya se comentó, en el caso de Cienfuegos se realizó una evaluación de las poblaciones de loros, y se propuso una captura anual de 12 t como captura incidental.

Por otra parte, la pesca con arrastres (chinchorreo) de fondo produce una captura incidental sobre los peces loros que se alimentan en los pastos marinos. Más adelante, se abunda sobre este arte de pesca y la legislación pertinente al tratar sobre el control biológico ejercido sobre los grandes peces carnívoros.

El control biológico contra la invasión del pez león

En los mares de Cuba, en el año 2007 comenzó la invasión del pez león (*Pterois volitans* Linnaeus, 1758) especie oriunda de los océanos Índico y Pacífico (Fig.3). Este se diseminó rápidamente en los arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares. El pez león fue introducido en las costas de la Florida (Estados Unidos de América) de manera accidental a causa de escapes de un acuario durante un huracán, y quizás también deliberadamente por personas incautas que los soltaban al mar por algún motivo. Estos voraces peces consumen todo animal que quepa en su enorme boca, incluyendo juveniles de peces de importancia pesquera y ecológica (eliminadores de parásitos, peces controladores de algas del fondo y a juveniles de sus propios depredadores), peces adultos de talla pequeña, crustáceos, pudiendo incluir juveniles de langostas (Hughes, 1994; Albins & Hixon, 2008; Maljkovic *et al.*, 2008; Barbouret *et al.*, 2010).

La erradicación de esta especie invasora es muy compleja, y probablemente imposible dado el nivel de distribución alcanzado, por lo que es inobjetable la necesidad de controlar sus poblaciones mediante la pesca ilimitada (Barbouret *et al.*, 2011). Al mismo tiempo, se impone la adopción de planes de manejo que fomenten las poblaciones de peces depredadores potenciales del pez invasor, principalmente meros, pargos, tiburones y barracudas. Los meros (cherna criolla, aguají, etc.) y los pargos (biajaiba, caballero, cubera, pargo criollo, rabirrubia y otros) constituyen importantes recursos pesqueros hoy en franca declinación en Cuba, e incluso algunos sobrepescados, cuya recuperación es de vital importancia económica y social. Actualmente existen planes del Ministerio de la Industria Alimentaria para la imposición de límites de captura a las principales especies comerciales.

Las especies más importantes de esas familias se encuentran ya incluidas en alguna de las categorías de la Lista Roja de especies Amenazadas de la IUCN, incluso dos de ellas se encuentran ya En Peligro (cherna criolla, *Epinephelusstriatus*(Bloch, 1792)) y en Peligro Crítico (guasa, *E. itajara*(Lichtenstein, 1822)). Los tiburones y barracudas son depredadores topos que ejercen una importante función en el ecosistema, y al menos para los primeros, desde hace varios años se promueven medidas de conservación a nivel internacional.



Figura 3. Pez león (Foto: Macao, Centro de Buceo “Sharksfriends”, Santa Lucía, Camagüey).

En varios países del gran Caribe se promueve y comercializa con mucho éxito, la pesca y la oferta gastronómica del pez león cuya deliciosa y atractiva carne está resultando de gran aceptación. En ese sentido, actualmente las capturas de pez león que se logran en la pesca comercial estatal cubana son mínimas.

Hay que tener en cuenta que el pez león, además de habitar en los arrecifes, en pastos marinos y manglares, también llega a colonizar densamente las zonas más profundas, llegando hasta los 300 m (Morris, Jr., 2013). A esas profundidades el hombre no puede llegar para controlarlo directamente. Por eso, sus principales controladores son los peces depredadores de pez león como meros y pargos del alto, y tiburones demersales. La pesca del alto se encuentra sub-explotada en Cuba, pero se prevé su desarrollo, para lo cual es recomendable el uso de artes de pesca selectivos, acordes con tallas mínimas de captura más altas que las vigentes actualmente en Cuba.

Control biológico ejercido por los grandes peces carnívoros

Los grandes peces carnívoros juegan un rol fundamental, no solo como cotizado recurso pesquero y de buceo turístico (Figs. 4 y 5), sino también en el balance de la trama alimentaria del arrecife, la selección genética de las especies y, más recientemente, en el control de las

poblaciones del nocivo pez león y de otros organismos que en exceso son dañinos para el arrecife como las llamadas “chopitas” (*Stegastes*spp.). En Cuba las poblaciones de peces carnívoros están sobrepescadas (Baisre, 2000), en parte como resultado del uso de artes de pesca nocivos, por lo que recientemente se han adoptado algunas acciones o regulaciones pesqueras importantes para potenciar la recuperación de sus poblaciones.

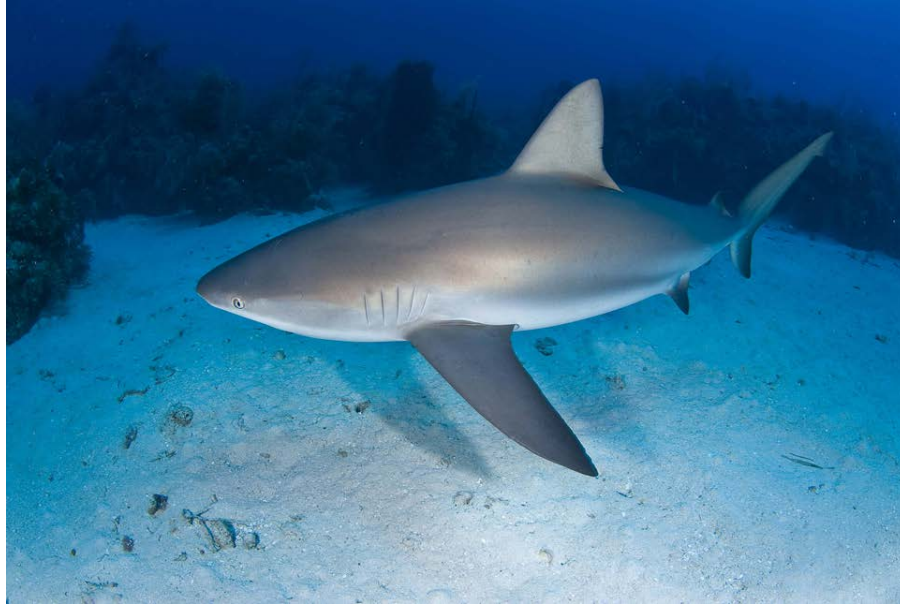


Figura 4. Tiburón *Carcharhinus leucas*. (Foto: Carlos Suarez).



Figura 5. Cherna criolla *Epinephelus striatus*. (Foto: Carlos Suarez).

Supresión de la pesca de arrastre de fondo. La Resolución 503/2012 establece la prohibición de “chinchorros de arrastre”, término que se aplica en Cuba a las redes de arrastre de fondo que se utilizaban en el Archipiélago Sabana-Camagüey, cuya longitud alcanzaba hasta 2000 m, y eran

arrastrados por dos embarcaciones sobre fondos blandos y/o rocosos de bajo relieve, a profundidades de 2 a 6 m (Fig. 6). Este arte provoca serios daños a los pastos marinos y corales y extrae una gran cantidad de peces juveniles y otros de pequeña talla que constituyen el alimento de los depredadores, en su mayoría de interés comercial. En el Archipiélago Sabana-Camagüey, por ejemplo, se comprobó que más del 70% de los peces capturados con ese arte no alcanzan los 18 cm LH, talla mínima legal de captura de muchas especies (Claro *et al.*, 2000). Los artes de arrastre de fondo provocan, además, graves daños a los fondos marinos y su fauna asociada (Barnette, 2001; Gómez *et al.*, 1987). Se asume que la prohibición de dicho arte debe beneficiar sustancialmente los hábitats y poblaciones de peces de la mencionada región. Resulta evidente la necesidad de evaluar y monitorear los beneficios de la Resolución así como los impactos en el ecosistema y los recursos pesqueros, de los artes de pesca en uso actualmente.

No obstante, dicha resolución no prohíbe el uso de los chinchorros “volapié” y “de boliche”, los cuales, aunque de menor longitud, también arrastran por el fondo, aunque pequeñas distancias, y en parte sustituyen a los “chinchorros de arrastre” en el Archipiélago Sabana-Camagüey. Estos artes se emplean tradicionalmente en las otras ecozonas de Cuba. Estos son menos dañinos pero igual pescan loros, barberos y juveniles de muchas especies comerciales (Bustamante *et al.* 1982), por lo que es necesario también monitorear su uso en las condiciones actuales.



Figura 6. Barco chinchorrero en plena faena de recogida de la captura (Foto: CIP).

Supresión de la pesca con tranques. La Resolución 130/2008 prohíbe la práctica de la pesca comercial con tranques (Fig. 7), corrales, redes de sitio o cualquier tipo de arte de pesca similar, en las aguas marítimas cubanas de manera permanente. Hasta la emisión de esta regulación pesquera, estos artes se utilizaban principalmente durante las migraciones de desove de importantes especies comerciales, impidiendo el paso de los reproductores hacia el borde de la plataforma donde generalmente desovan.

Los tranques son artes altamente dañinos tanto desde el punto de vista ecológico como económico. Su uso indiscriminado ha sido causa principal de la declinación de importantes recursos pesqueros como la biajaiba, el caballero, la cubera, la rabirrubia, las lisas, etc. (Claro *et al.*, 2001). De este modo, por un lado se produce la pérdida del potencial pesquero de las especies, por el otro, algunos peces carnívoros, que son imprescindibles en el control de otras especies dañinas para el arrecife, dejan de tener la capacidad necesaria para un control efectivo de las mismas.

Algunas de las especies carnívoras afectadas por los tranques también controlan las poblaciones de los peces conocidos como las ya mencionadas “chopitas” (*Stegastes* spp.), que en exceso dañan a los corales duros. Los machos de esas especies mordisquean a los corales para crear “jardines de algas” con el fin de atraer a las hembras. Cuando la población de chopitas es excesiva, la cantidad de heridas en los corales aumenta el riesgo de que estos padezcan de enfermedades, sean invadidos por organismos perforadores, o se cubran de algas en detrimento de la recuperación de las superficies desnudas.



Figura 7. Un tipo de tranque en cayo Sabinal, Camagüey, visto desde el faro (Foto: Allen Putney).

La mencionada resolución permite el uso de este arte de manera temporal durante la corrida de la llamada cojinúa (*Caranx crysos* Mitchill, 1815) y el cibí (*C. ruber* Bloch, 1793) durante la migración que realizan ejemplares inmaduros cada año en la región nororiental del país, de Este a Oeste, por el canal de las Bahamas, aparentemente con fines de alimentación.

En 2010, se demostró que en junio corre la cojinúa *Caranx crysos*. En ese momento está en proceso de desove (una verdadera corrida), y por tal motivo, aunque según parece luego se aleja de Cuba, como medida precautoria se prohibió el calado de tranques en ese mes para evitar la captura en fase reproductiva. Solamente se calan los tranques en julio y agosto, cuando se captura 99,6% de cibí (*Caranx ruber*) en estado juvenil o en los primeros estadios de maduración,

sin síntomas de comenzar su reproducción. Para el mes de septiembre se prohibió el calado de los tranques, pero no fue por un problema biológico, sino económico, pues las capturas eran muy bajas.

Supresión de las nasas y de su permanencia o abandono. Este arte de pesca requiere de regulaciones actualizadas tomando en cuenta aspectos antes planteados. Las nasas atrapan también especies herbívoras y carnívoras cruciales en el funcionamiento ecológico de los arrecifes y para la propia sostenibilidad pesquera. Ver aspectos anteriormente referidos a la pesca con nasas en el acápite referido a los peces loros.

Control del pez león. Este aspecto también requiere mayor atención en cuanto a regulaciones y medidas. Al igual que para el pez león, el control de esta especie también es necesario para la protección de las poblaciones de especies de grandes peces carnívoros. Actualmente no existe ninguna medida sobre la captura del pez león.

Una Estrategia Regional para el Control del Pez León Invasor en el Gran Caribe (Gómez *et al.*, 2013) fue coordinada por el Comité Regional del Pez León o Comité Ad hoc para la respuesta en la Región del Caribe a la invasión del pez león, creado en el año 2010. Esta estrategia ha sido concebida para cumplimentar el manual de buenas prácticas para el manejo de la invasión del pez león (Morris, 2013) y se elaboró como un marco para el control y la mitigación de los efectos del pez león en la región del Gran Caribe y se pondrá en práctica con la colaboración de los gobiernos y otros sectores interesados (Gómez *et al.* 2013).

ASPECTOS PESQUEROS EN EL FOMENTO DE LA RESILIENCIA

Los aspectos pesqueros que aquí se proponen a tomar en cuenta para fomentar la resiliencia en los arrecifes coralinos incluyen:

Asignación de derechos de pesca o de cuotas a pescadores o a comunidades locales. Las pesquerías marinas en Cuba son muy complejas. La pesca de langosta y camarón funcionan con un régimen estatal, y con cuotas de captura para cada zona de pesca, basadas en evaluaciones previas. Otras pesquerías de régimen estatal son las de especies bentónicas, como las del cobo (*Lobatus gigas* Linneo, 1758), pepinos de mar y esponjas comerciales. En estos casos, se llevan a cabo monitoreos subacuáticos anuales de su abundancia, y según los estimados de éstos se emiten las cuotas anuales respectivas. Por último, está la pesca de peces, la cual se conoce como “pesca de escama”. Esta es una pesquería de régimen abierto o libre acceso, a la cual tienen acceso la pesca estatal, la pesca comercial privada, la recreativa y la pesca de autoconsumo de distintas empresas, y en la cual no existen límites de captura. Se conoce como régimen abierto o libre, ya que no está restringido a las pesquerías del MINAL. En este caso participan los pescadores estatales, tanto del propio MINAL como de otros organismos, los pescadores comerciales privados (que establecen un contrato para la venta de la captura, y de los cuales hay más de 4000) y los pescadores deportivos. Aquí no se solicita permiso, sino que se establece un contrato con el MINAL para venderle la captura. Al firmar el contrato, se convierten en pescadores comerciales privados y pueden utilizar todo tipo de arte de pesca menos chinchorros.

Recientemente, dentro del marco de la futura política pesquera de Cuba, se estimaron los potenciales de pesca sostenibles de peces para las cuatro plataformas del país con el objetivo de comenzar a reajustar cuotas de captura para cada zona de pesca dentro del nuevo sistema de manejo de las pesquerías de escama en Cuba. Actualmente se actualizan los estudios para

determinar la vulnerabilidad de las especies comerciales de peces y se identifican las especies más amenazadas. Dentro de este plan se contempla realizar evaluaciones individuales a las principales especies de peces comerciales con el objetivo de fijar cuotas de captura para su protección.

Los análisis de productividad-susceptibilidad (PSA) que se aplicarán indican la vulnerabilidad o riesgo de las distintas especies de peces. A continuación de este análisis, para cada zona de pesca del país, se proponen límites de captura para todas las especies de peces según el orden de vulnerabilidad. A medida que se vayan realizando los análisis biológicos de composiciones de longitudes, se espera mejorar los métodos de evaluación e ir perfeccionando las capturas máximas para cada especie. Actualmente, las capturas de Cuba se clasifican como pobres de datos, por lo que las evaluaciones se harán por los métodos actualmente en uso en Estados Unidos para pesquerías pobres de datos. Posteriormente, al existir (por ejemplo) composiciones de tallas, se pueden utilizar metodologías más precisas de evaluación. Se ha determinado para cada establecimiento pesquero, las principales especies de las cuales se requerirían datos de composiciones de tallas y de análisis biológicos, para estimar sus largos de primera maduración. De esto último, se proponen los largos mínimos legales para cada especie.

Compensación a los pescadores perjudicados por medidas implementadas. Al implementarse nuevas medidas contempladas en la política pesquera del país (actualmente en discusión), ello puede conducir a una reducción en el número de embarcaciones pesqueras escameras, con el objetivo de ajustar la capacidad pesquera en exceso a los potenciales estimados. Una vez determinados los límites de captura para todas las especies de peces, habrá otra reducción en el número de embarcaciones.

Existen planes de un futuro proyecto para el desarrollo de la pesca de grandes pelágicos alrededor de Cuba (peces de pico, atunes, etc.), y otro para la pesca del alto (pargos, meros, etc.) en que participarían los pescadores afectados por la erradicación de prácticas nocivas o por reducciones de personal del sector. Los demás posiblemente tengan que salir del sistema de pesca si no pudieran ser asimilados en estas u otras alternativas sostenibles. Actualmente se está trabajando en la búsqueda de otras alternativas de trabajo para esos casos.

Alternativas que han tenido gran éxito demostrativo en el recién concluido Proyecto PNUD/GEF 51311 “Potenciar y Sostener la Conservación de la Biodiversidad en tres sectores productivos del Ecosistema Sabana-Camagüey”, fueron la incorporación de pescadores afectados a prácticas pesqueras sostenibles demostrativas como el cultivo de ostión en conchas suspendidas y el de esponjas comerciales en tendales (Barzevet *al.*, 2013). Otra prueba exitosa del proyecto, fue la mencionada “pesca del alto” a más de 100 m de profundidad controlada bajo criterios de sostenibilidad (Barzevet *al.*, 2013). Antes de su implementación por el Proyecto, este tipo de pesca se llevaba a cabo en muy pequeña escala debido a sus requerimientos técnicos.

OTROS INSTRUMENTOS JURÍDICOS DE INCIDENCIA GENERAL SOBRE LA RESILIENCIA

Aparte de los instrumentos jurídicos específicos mencionados, existen otros también pertinentes, pero que actúan en un plano general, a saber:

La Resolución 226/2005 del Ministerio de la Industria Pesquera sobre los “límites de las zonas de pesca de todas las Empresas que se dedican a la captura de la escama”. La misma establece los

límites territoriales de esas empresas. Anteriormente se permitía la concurrencia de varias empresas en una misma zona de pesca que, en estos casos, competían por el mismo recurso.

El Artículo 22 del Decreto Ley 164/1996 “Reglamento de Pesca”, del Ministerio de la Industria Pesquera, se refiere a las “Zonas bajo régimen especial de uso y protección” (ZBREUP). Se trata de áreas protegidas legalmente establecidas en las cuales las actividades pesqueras se rigen por disposiciones especiales. Estas disposiciones dependerán sobre el uso que se le dé a la ZBREUP. Ya se han designado 24 de estas zonas.

La Resolución del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), que está en proceso de perfeccionamiento, institucionaliza los programas locales de Zonas Bajo Régimen de Manejo Integrado Costero (ZBRMIC). Se espera que ello contribuya a la compatibilidad de las acciones extractivas y de manejo ambiental con criterios de sostenibilidad.

Se cuenta también con la Resolución Conjunta MIP-CITMA 1/1997 que establece importantes regulaciones para la protección y el uso sostenible de los arrecifes coralinos, que versan sobre el anclaje, muelles, plataformas, pesos muertos, etc.; vertimientos de desechos sólidos; extracción autorizada de cualquier especie de coral; actividades de dragado y explosiones; y el establecimientos de puntos de buceo contemplativo.

Existe el Decreto-Ley 164/1996 sobre la Pesca y los Cuerpos de Inspección Pesquera, emitido por el Consejo de Estado de Cuba. Próximamente debe salir una nueva ley de pesca más actualizada.

Más recientemente el Ministerio de Turismo (MINTUR) dictó resoluciones que de alguna manera pudieran contribuir la resiliencia de los arrecifes: la Resolución 4/2014 sobre el buceo recreativo; la 49/2014 que reglamenta el funcionamiento de los puntos náuticos; y la 50/2014 que estableció los principios y procedimiento para la aprobación de los productos turísticos de naturaleza, aventuras y rural en el territorio nacional.

Los mencionados, entre otros instrumentos legales, deben contribuir, de forma directa o indirecta, a la protección de los peces loro y barberos, grandes carnívoros, y de otros recursos de biodiversidad marina, y potenciar una mayor sostenibilidad de las decisiones tomadas. Por ejemplo, la Ley 81/1997 de Medio Ambiente, que establece normas de aplicación y regulaciones sobre el ordenamiento ambiental y el Decreto Ley 200/1999 que fortalece lo relacionado con las contravenciones en materia de medio ambiente.

En relación con los problemas que afectan a la resiliencia de los arrecifes coralinos y otros ecosistemas asociados, estas resoluciones presentan dificultades de implementación. Puede mencionarse lo diseminada y dispersa que está la pesca de los peces loro y de otras especies en las comunidades costeras y las cooperativas pesqueras, así como los centros de buceo, donde se producen incidencias de pesca ilegal. También inciden las limitaciones de recursos en las entidades responsables del control debido, en gran parte, al contexto de enormes limitaciones económicas que aún se mantiene como consecuencia de las relaciones con los EE.UU. Por ello, para el sostenimiento de los bienes y servicios de los arrecifes coralinos, por medio del fortalecimiento de su resiliencia, se hace imprescindible complementar estos cuerpos legales mediante un proceso intenso y generalizado de concienciación y creación de capacidades a todos los sectores y niveles de la sociedad.

CONSIDERACIONES GENERALES

La revisión realizada responde a uno de los mensajes prioritarios del V Reporte Nacional de Cuba a la Convención de Diversidad Biológica, que indica “Priorizar la rehabilitación y restauración de ecosistemas para evitar la fragmentación, aumentar la resiliencia y conectividad, y contribuir a la adaptación y mitigación al cambio climático y eventos extremos”.

Aunque se muestran algunas de las acciones que se realizan en el país para fomentar la resiliencia de los ecosistemas marinos y costeros, existen otras que merecen especial atención, las que también contribuyen al incremento de la resiliencia de estos ecosistemas y a mejorar los servicios de estos ecosistemas al sector del turismo, como es el plan de medidas que a nivel nacional se realiza para remover las estructuras sólidas que incrementan la erosión en la zona costera.

Todas estas acciones están dirigidas a adaptarnos al cambio climático en el difícil escenario de un estado archipiélago. Sin embargo, aún carecemos de una estrategia y un plan de acción para fomentar esta capacidad, dando el papel que merece al “ecosistema marino y costero” para lograr el desarrollo socioeconómico sostenible en el contexto del cambio climático.

La Adaptación Basada en Ecosistemas es un nuevo enfoque para elaborar e implementar acciones que permitan promover el incremento de los beneficios que la población podrá recibir de estos ecosistemas, los que, a pesar de los impactos recibidos, aún son considerados “un oasis en el Caribe”.

Con el fomento de la resiliencia de los ecosistemas coralinos en Cuba, dos de los principales sectores productivos, el turismo y la pesca, que desarrollan actividades muy vulnerables a los impactos potenciales del cambio climático se verán muy beneficiadas, lo que redundará en beneficios para la población cubana.

REFERENCIAS

- Albins, M.A. & Hixon, M.A. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish (*Pterois volitans*) reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367, 233–238.
- Alcolado, P.M., Hernández-Muñoz, D., Caballero, H., Busutil L., Perera, S. & Hidalgo, G. (2009). Efectos de un insual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *Rev. Cien. Mar. Cost.*, 1: 73-94.
- Alcolado P. M., Caballero H., Lara A., Rey-Villiers N., Arriaza L., Lugojo G. M., Alcolado-Prieto P., Castellanos S., Perera S. & García-Rodríguez A. (2013). Resiliencia en crestas de arrecifes coralinos del este del golfo de Batabanó, Cuba y factores determinantes probables. *Serie Oceanológica* 13: 49-75.
- Andrade Pérez, A., Herrera Fernández, B. & Cazzolla Gatti, R. (eds.) (2010). Building Resilience to Climate Change: Ecosystem-based adaptation and lessons from the field. Gland, Switzerland: IUCN. 164pp.
- Appeldoorn, R.S., Nemeth, M., Vassilides, J. & Scharer M. (2000). The Effect of Fish Traps on Benthic Habitats off La Parguera, Puerto Rico. *Department of Marine Science, University of Puerto Rico, Mayaguez*, 29 p.
- Arnold, S.N., Steneck, R.S. & Mumby, P.J. (2010). Running the gauntlet: inhibitory effects of algal turfs on the process of coral recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 414, 91-105.

- Baisre, J.A. (2000). Chronicles of Cuban marine fisheries (1935-1995). Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 394, 1-26.
- Bak, R.P.M., Carpay M.J.E. & de Ruyter van Steveninck, E.D. (1984). Densities of the sea urchin *Diadema antillarum* before and after mass mortalities on the coral reefs of Curacao. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 17, 105-108.
- Barbour, A.B., Montgomery, M.L., Adamson, A.L, Díaz-Ferguson, E. & Silliman, B.R. (2010) Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 401, 291–294.
- Barbour, A.B., Allen M.S., Frazer, T.K. & Sherman, K.D. (2011). Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PLoS ONE*, 6(5), 1-7.
- Barnette, M.C. (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-449*.
- Barzev, R., de la Cruz Placencia, D.M. & Báez C. (2013). *Potenciando la conservación de la biodiversidad mediante la evaluación económica y ambientalmente sostenible de actividades productivas en el Ecosistema Sabana Camagüey, Cuba*. Impresos Dominicanos S.R.I. Santo Domingo. 131 p. ISBN: 978-959-300-037-6.
- Bustamante, G., García-Jorge, J.E., & García-Arteaga, J.P. (1982). La pesca con chinchorro en la región oriental del Golfo de Batabanó y algunos datos sobre las pesquerías en la plataforma cubana. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 4, 1-31.
- Claro, R., Cantelar-Ramos, K., Pina-Amargós, F & García-Arteaga, J.P. (2000). Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del Archipiélago Sabana-Camagüey. *Informe final PNCT Cambios Globales y evolución del medio ambiente cubano*. Instituto de Oceanología, 89 p.
- Claro, R., Baisre, J.A., Lindeman, K.C. & García-Arteaga, J.P. (2001). Cuban fisheries: historical trends and current status. Pp. 194-219 en R. Claro, K. C. Lindeman y L. R. Parenti (eds.) *Ecology of the Marine Fishes of Cuba*. Smithsonian Institution Press, Washington & London, 253 p.
- CBD [Convention on Biological Diversity]. 2009. The Ecosystem Approach: Advanced User Guide. Convention on Biological Diversity (CBD). Montreal, Canada. <http://www.cbd.int/doc/programmes/cro-cut/eco/ecoguide-ad-en.pdf>.
- Colls A., N. Ash, & Ikkala N. (2009). Ecosystem-based Adaptation: a natural response to climate change. Gland, Switzerland: IUCN. 16 pp.
- Durán, A. & Claro R. (2009). Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Rev. Biol. Trop.*, 57(3), 687-697.
- Houlbreque F. & C. Ferrier-Page (2009). Heterotrophy in tropical scleractinian corals. *Biological Reviews* 84, 1–17.
- Gardmark, A., Enberg, K., Ripa, J. & Kaitala, B. (2003). The ecology of recovery. *Ann. Zool. Fennice*, 40, 131-144.
- Garrison, G. (1998). Reef fishes of St. John, U.S. Virgin Islands. In: M.J. Mac, P.A. Opler, C.E. Puckett Haecker & P.D. Doran (eds.) *Status and Trends of the Nation's Biological Resources*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Washington, D.C.: 325-327.

- Gómez, E.D., A.C. Alcala & H.T. Yap (1987). Other fishing methods destructive to coral. In: B. Salvat (ed.) *Human Impacts on Coral Reefs: Facts and Recommendations*. Antenne Museum, French Polynesia, 67-75.
- Gómez Lozano, R. L. Anderson, J.L. Akins, D.S.A. Buddo, G. GarcíaMoliner, F.Gourdin, M. Laurent, C. Lilyestrom, J.A.Morris, Jr., N.Ramnanan & R. Torres. (2013). Estrategia regional para el control del Pez León invasor en el Gran Caribe. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Coralinós. 32 pp.
- Hernández Ávila, A., García García, M., & Ferro A. (2014). Manejo de las áreas marino costeras protegidas para garantizar medios de vida sustentables y seguridad alimentaria. Informe Cuba. *Centro Nacional de Áreas Protegidas (CNAP)*, 12 pp.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547–1551.
- Huq, N., Renaud, F & Sebesvari, Z. (2013). *Ecosystem based adaptation (EbA) to Climate Change-Integrating actions to sustainable adaptation*. United Nations University, Institute for Environment and Human Security (UNU-EHS), UN Campus, Hermann-Ehlers-Str. 10, 53113 Bonn, Germany.
- Jackson, J.B.C., Donovan, M.K., Cramer, K.L. & Lam, V. (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland. 304 p.
- Levitán, D.R. (1991). Influence of Body Size and Population-Density on Fertilization Success and Reproductive Output in a Free-Spawning Invertebrate. *Biol Bull*, 181, 261-268.
- Maljkovic, A., Van Leeuwen, T.E. & Cove. S.N. (2008). Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpanidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs*, 27, 501.
- Martin, S. (2011). Ecosystem-based Adaptation: What Does It Really Mean? *Climate Prep adaptation stories, lessons, and and explorations*. WWF-US.
- McClanahan T.R., Donner S.D., Maynard J.A., MacNeil M.A. & Graham N. (2012). Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. *PLoS ONE*, 7(8), e42884. doi:10.1371/journal.pone.0042884.
- Miller, R.J., Adams, A.J., Ebersole, J. & Pand Ruiz, E. (2007). Evidence for positive density-dependent effects in recovering *Diadema antillarum* populations, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 349, 215-222.
- Morris, J.A., Jr. (2013). La invasión del pez león: pasado, presente y futuro. Páginas 1-3 en: J.A. Morris Jr. (ed.) *El pez león invasor. Guía para su control y manejo*. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series. 2, Marathon, Florida, USA. 126 p.
- Mumby, P.J. & Steneck, R.S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly-evolving ecological paradigms. *Trends Ecol. Evol.*, 23, 555-563.
- Mumby, P.J., Steneck, R.S. & Hastings, A. (2013). Evidence for and against the existence of alternate attractors on coral reefs. *Oikos*, 122, 481-491.

- Mumby, P.J., Wolff, N.H., Bozec, Y., Chollett, I. & Halloran, P. (2014). Operationalizing the Resilience of Coral Reefs in an Era of Climate Change. *Conservation Letters*, 7(3), 176–187.
- Rogers, A. & Lorenzen, K. (2008). Recovery of *Diadema antillarum* and the potential for active rebuilding measures: modelling population dynamics. *Proceedings of the 11 th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, Session number, 20*, 7-11.
- Quandt, A. (1999). Assessment of fish trap damage on coral reefs around St. Thomas, USVI. *University of the Virgin Islands, St. Thomas USVI*, 14 p.
- Van der Knapp, M. (1993). Physical damage to corals caused by trap fishing on reef of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environmental Conservation*, 20, 265-267.
- West, J.M. & Salm, R.V. (2003). Resistance and resilience to coral bleaching: Implications for coral reef conservation and management. *Conservation Biology*, 17(4), 956-967.