

PRINCIPIOS BIOFÍSICOS PARA EL DISEÑO DE UNA RED DE ZONAS DE RECUPERACIÓN EN EL SISTEMA ARRECIFAL MESOAMERICANO

ALISON GREEN, ILIANA CHOLLETT, ALVIN SUÁREZ,
CRAIG DAHLGREN, SELENI CRUZ, CALINA ZEPEDA,
JIMMY ANDINO, JULIE ROBINSON, MELANIE MCFIELD,
STUART FULTON, ANA GIRO, HÉCTOR REYES Y JUAN BEZAURY



**PRINCIPIOS BIOFÍSICOS PARA EL DISEÑO DE
UNA RED DE ZONAS DE RECUPERACIÓN EN EL
SISTEMA ARRECIFAL MESOAMERICANO**

PRINCIPIOS BIOFÍSICOS PARA EL DISEÑO DE UNA RED DE ZONAS DE RECUPERACIÓN EN EL SISTEMA ARRECIFAL MESOAMERICANO

ALISON GREEN, ILIANA CHOLLETT, ALVIN SUÁREZ,
CRAIG DAHLGREN, SELENI CRUZ, CALINA ZEPEDA,
JIMMY ANDINO, JULIE ROBINSON, MELANIE McFIELD,
STUART FULTON, ANA GIRO, HÉCTOR REYES Y JUAN BEZAURY



Diseño editorial
ROSALBA BECERRA

Fotos de portada
Arriba, agujero azul, Belice,
©Humann y Deloach 2014;
centro, agregación reproductiva
del mero Nassau, Reserva de la
Biosfera Sian Ka'an, © Alfredo
Barroso; abajo, agregación
reproductiva del pargo Cubera,
Belice, © Douglas David Seifert

DR ©2017 The Nature Conservancy-México
www.nature.org

Forma sugerida de citar: Alison Green, Iliana Chollett, Alvin Suárez, Craig Dahlgren, Seleni Cruz, Calina Zepeda, Jimmy Andino, Julie Robinson, Melanie McField, Stuart Fulton, Ana Giro, Héctor Reyes y Juan Bezaury 2017. *Principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano*. Informe técnico producido por The Nature Conservancy, Comunidad y Biodiversidad, A.C., Smithsonian Institution, Perry Institute for Marine Science, Centro de Estudios Marinos, Iniciativa Arrecifes Saludables y la Universidad Autónoma de Baja California Sur, 64 pp.

Agradecemos la participación de los 37 representantes de 21 instituciones de agencias de gobierno, academia y sociedad civil organizada (Organizaciones de la Sociedad Civil y Fundaciones Filantrópicas), de los cuatro países del SAM, Estados Unidos y Australia que contribuyeron a la identificación de estos principios (véase Apéndice I). El total de los representantes incluye a aquellos que asistieron a la reunión inicial en Ciudad de México (21-22 de enero, 2016) y a los que asistieron al taller para la *Adaptación de los principios biofísicos para el diseño de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano* en Cancún (julio 11-15: Zepeda *et al.* 2016).

Agradecemos también el apoyo financiero y técnico brindado por las siguientes instituciones:

- Alianza de Derecho Ambiental (ADA2), Guatemala
- Amigos de Sian Ka'an, México
- Alianza Kanan Kay, México
- Centro de Estudios Marinos (CEM), Honduras
- Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV), Instituto Politécnico Nacional, México
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA), México
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México
- Comunidad y Biodiversidad, A.C. (COBI), México
- Dirección de Normatividad de la Pesca y Acuicultura (DIPESCA), Guatemala.
- El Colegio de la Frontera del Sur (ECOSUR), México
- Iniciativa Arrecifes Saludables (HRI), Estados Unidos de América, México
- Instituto de Conservación Forestal (ICF), Honduras
- Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA), México
- MAR Fund, Guatemala
- Razonatura, México
- Smithsonian Institution (SI), Estados Unidos de América
- The David and Lucile Packard Foundation
- The Perry Institute for Marine Science, Estados Unidos de América
- The Summit Foundation, Estados Unidos de América
- The Nature Conservancy (TNC), Programas de México y Norte de Centroamérica e Islas del Pacífico
- Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), México
- Universidad Nacional Autónoma de Honduras (UNAH), Honduras
- Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México
- Walton Family Foundation
- Wildlife Conservation Society (WCS), Belice
- World Wildlife Fund (WWF), México

RESUMEN EJECUTIVO

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) es uno de los más grandes ecosistemas arrecifales coralinos en el mundo, que alberga una biodiversidad única y que provee bienes y servicios ecosistémicos fundamentales a casi dos millones de personas. Este ecosistema, y los bienes y servicios que proporciona, están en declive debido a una combinación de amenazas locales (destrucción del hábitat, prácticas de pesca no sostenibles, rápido crecimiento turístico, especies invasoras y contaminación) y globales (cambios en el clima y la química del océano).

Las Zonas de Recuperación (ZR), son áreas del océano que están protegidas contra todas las actividades extractivas y destructivas, y pueden reducir las amenazas locales y ser una herramienta poderosa para el manejo pesquero, la conservación de la biodiversidad y de adaptación ante los cambios en el clima y la química del océano, pero únicamente si son bien diseñadas y manejadas. A la fecha, cada uno de los cuatro países con jurisdicción sobre el SAM (Belice, Guatemala, Honduras y México) ha utilizado diferentes enfoques para diseñar e implementar sus propias redes de Áreas Marinas Protegidas (AMP), incluyendo las ZR. Hasta ahora, más de un 50% del territorio costero-marino del SAM está protegido dentro de AMP, pero solo un 3.11% como ZR (Apéndice II).

Dado que el SAM es un sistema extenso y ecológicamente conectado, se requiere de un enfoque regional más coordinado para diseñar una red de ZR. Actualmente, administradores, científicos y sociedad civil organizada, están trabajando para diseñar e implementar una red de ZR en todo el SAM, la cual tomará en cuenta las redes ya establecidas en cada país. Como primer paso en este proceso, hemos hecho uso de la mejor ciencia disponible para desarrollar 13 principios biofísicos para el diseño de ZR adaptados al SAM (tabla 1), cuyo propósito son el de maximizar los objetivos biológicos, tomando en cuenta los procesos biológicos y físicos clave en la región.

Estos principios se relacionan con siete categorías respecto a: representación de hábitats; dispersión de riesgo; proteger áreas críticas, especiales y únicas; incorporación de la conectividad; permitir tiempo para la recuperación; adaptación a los cambios en el clima y la química del océano; y minimizar y evitar amenazas locales. Para cada principio se proporciona el fundamento científico, junto con notas explicativas y prioridades de investigación para refinar los principios en el futuro (particularmente con respecto a una mayor comprensión de la conectividad

larvaria, los cambios en el clima y química del océano y la ecología de las especies focales, así como las implicaciones para el diseño de redes de ZR). Estos principios biofísicos procuran contribuir a mayores procesos de planificación que incluyan la integración de las ZR dentro de regímenes de planificación y manejo más amplios, la implementación de ZR para complementar los usos y valores humanos, y el alineamiento con los requisitos institucionales, legales y políticos a nivel local.

Tabla 1. Principios biofísicos para el diseño de una red de Zonas de Recuperación (ZR) en el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Se muestra el fundamento científico y notas explicativas para cada principio, así como algunas prioridades de investigación. Se consideran especies focales aquellas especies pesqueras claves, grupos funcionales importantes para mantener la resiliencia ecológica frente a amenazas locales y globales, y especies raras y amenazadas

Categoría	Principio de diseño biofísico	Fundamento científico, notas explicativas y prioridades de investigación
Representación de hábitats	1. Representar 20-30% de cada uno de los hábitats principales (e.g., arrecifes de coral, manglares) en ZR.	Diferentes especies hacen uso de diferentes hábitats (e.g. diferentes tipos de arrecifes de coral, manglares y praderas de pastos marinos), por lo que cada tipo de hábitat principal debe ser protegido. Para cada país el porcentaje de representación de los hábitats debe basarse en la presión por pesca, la existencia de un manejo efectivo de la pesca fuera de las ZR y a la condición de los recursos. El porcentaje también debe considerar la vulnerabilidad, diversidad o rareza de cada hábitat, y los servicios ecosistémicos que proporciona. Una prioridad de investigación para la región, es definir una lista común de los hábitats principales y cuantificar su representación en la red de ZR existente.
Dispersión del riesgo	2. Proteger por lo menos tres réplicas de cada hábitat principal dentro de ZR, en regiones ecológicamente distintas del SAM.	Eventos de gran escala (e.g. blanqueamiento coralino y grandes tormentas) pueden causar serios impactos sobre los hábitats principales (ver <i>Representación de los hábitats</i>), y es difícil predecir las áreas más propensas a ser afectadas. Proteger ejemplos de los hábitats principales en ZR ampliamente separadas reduce la posibilidad de que todas sean afectadas por la misma perturbación, por lo que las áreas dañadas podrían reabastecerse de larvas de las áreas no afectadas. Existen al menos cinco regiones ecológicamente distintas en el SAM, que difieren en términos de su ambiente y especies asociadas. Por lo tanto, la representación y replicación de los hábitats debe aplicarse dentro de cada una de estas regiones para garantizar una protección adecuada de todas las especies.



Tabla 1. [continúa]

Categoría	Principio de diseño biofísico	Fundamento científico, notas explicativas y prioridades de investigación
Proteger áreas críticas, especiales y únicas	3. Proteger áreas importantes durante todo el ciclo de vida de las especies focales (e.g. sitios de reproducción/desove o crianza), sitios con alto endemismo, o gran abundancia de especies raras y/o amenazadas, áreas saludables o con gran complejidad de hábitat en ZR.	Algunas especies pesqueras clave se concentran en áreas que son de suma importancia para el mantenimiento de sus poblaciones (e.g. sitios de crianza o de desove), por lo que proteger estas áreas puede producir beneficios significativos para las pesquerías y para la conservación de la biodiversidad. Estas áreas deben protegerse en ZR permanentes o estacionales, en combinación con otros enfoques de manejo (e.g. cierres temporales durante el período de desove). Algunas especies raras y amenazadas se agrupan y utilizan hábitats cruciales para el mantenimiento de sus poblaciones (e.g. áreas de alimentación o reproducción de tortugas marinas, cocodrilos, manatíes, cetáceos y tiburones ballena); mientras que algunas otras áreas tienen características geológicas singulares (e.g. agujeros azules), ensamblajes y poblaciones únicas (e.g. especies endémicas), alta diversidad de hábitats o de especies, o son particularmente saludables y resilientes. Estas áreas deben protegerse en ZR permanentes o estacionales en combinación con otros enfoques de manejo (e.g. regulaciones de captura y restricciones al uso de redes en corredores migratorios de cetáceos).
	4. Considerar los patrones de movimiento de adultos y juveniles de especies focales al determinar el tamaño de las ZR.	Las ZR deben ser lo suficientemente grandes, para mantener especies pesqueras focales dentro de sus límites durante las fases juveniles y adultas de su ciclo de vida. Diferentes especies se mueven diferentes distancias como juveniles y adultos (e.g. patrón de desplazamiento, cambios ontogénicos de hábitat y migraciones de desove). El tamaño de las ZR debe ser más del doble que del patrón de movimiento de juveniles y adultos de las especies focales para su protección (en hábitats específicos en todas las direcciones). Por lo tanto, ZR grandes pueden beneficiar a un mayor número de especies focales. Especies cuyos patrones de movimiento son mayores que el tamaño de las ZR, solo tendrán protección parcial, por lo que las ZR deben integrarse a otras herramientas de manejo pesquero a fin de manejar especies de extenso patrón de movimiento. Las prioridades de investigación incluyen el desarrollo de una lista de especies focales para el SAM y la realización de estudios empíricos sobre los patrones de movimiento de las especies focales necesarias para afinar este enfoque en la región.
Incorporación de la conectividad	5. Asegurar que las ZR estén lo suficientemente cercanas para permitir el movimiento de las especies focales entre los hábitats utilizados a lo largo de su ciclo de vida.	Algunas especies usan diferentes hábitats a lo largo de su vida (e.g. patrón de movimiento, sitios de crianza y desove). Todos los hábitats utilizados por juveniles y adultos de las especies focales deben protegerse dentro de ZR individuales. Cuando los movimientos ontogénicos o las migraciones de desove cubren largas distancias, los diferentes hábitats utilizados por las especies focales pueden protegerse dentro de múltiples ZR más pequeñas, siempre y cuando la ubicación de estas ZR permita el movimiento de las especies focales entre los hábitats protegidos.
	6. Las ZR deben incluir, cuando sea posible, unidades ecológicas completas (e.g. arrecifes o manglares completos).	La protección de unidades ecológicas completas minimiza la amenaza de mortalidad por pesca y ayuda a mantener la integridad de las ZR, ya que muchas especies son propensas a permanecer dentro de su tipo de hábitat preferido.



Tabla 1. [continúa]

Categoría	Principio de diseño biofísico	Fundamento científico, notas explicativas y prioridades de investigación
Incorporación de la conectividad [termina]	7. Diseñar ZR usando formas compactas en vez de alargadas.	Las formas compactas (e.g. cuadrados) minimizan los efectos de borde al limitar el desbordamiento de juveniles y adultos más que otras formas (e.g. rectángulos largos y delgados), lo cual ayuda a mantener la integridad de las ZR. Por lo tanto, deben utilizarse formas compactas siempre que sea posible, excepto cuando se protejan hábitats naturalmente alargados (e.g. arrecifes largos y estrechos).
	8. Diseñar una red de ZR para mantener la conectividad larvaria, dentro y entre las ZR, y para maximizar la dispersión hacia las áreas de pesca.	La dispersión larvaria desempeña un papel clave en asegurar que las poblaciones persistan a lo largo del tiempo, y es una consideración importante para el diseño de ZR. Se necesitan más investigaciones en el SAM para: revisar la mejor información disponible sobre conectividad en la región; evaluar el potencial de combinar diferentes tipos de datos de conectividad para aportar datos a la planificación espacial marina; y utilizar los datos de dispersión de larvas específicos de la región para diseñar una red de ZR para el SAM.
Permitir tiempo para la recuperación	9. Las ZR deben estar establecidas permanentemente para permitir la recuperación de las poblaciones de todas las especies focales y mejorar la producción pesquera a largo plazo.	Las poblaciones de especies focales se recuperan a diferentes tasas dentro de las ZR dependiendo de sus características de ciclo de vida, nivel trófico y muchos otros factores (e.g. calidad del hábitat y tamaño de la población remanente). La recuperación de todas las especies focales en el SAM probablemente tarde décadas (> 20-40 años). Por lo tanto, se requiere protección a largo plazo (> 20-40 años) en las ZR para que todas las especies crezcan hasta la madurez, aumenten en biomasa y contribuyan con más huevos y larvas para recuperar las poblaciones, mejorar las pesquerías adyacentes y mantener la salud y resiliencia del ecosistema. La protección permanente y la aplicación estricta de las ZR aseguran que estos beneficios se mantengan al largo plazo. No se recomiendan ZR de corto plazo (<5 años) o que incluyan una captura pesquera periódica, ya que solo proveen beneficios limitados a algunas especies en el corto plazo. Estos beneficios se pierden rápidamente una vez que estas áreas son reabiertas a la pesca a menos que se manejen con mucho cuidado (lo que rara vez ocurre). Es por esto, que tienen beneficios limitados para la conservación de la biodiversidad, el mejoramiento de las pesquerías o para aumentar la salud y resiliencia del ecosistema. Por lo tanto, si se utilizan, deben ser en combinación con ZR permanentes y no en sustitución de estas. Se requiere monitoreo a largo plazo (> 20-40 años) para entender mejor las tasas de recuperación de las especies focales dentro de las ZR en el SAM.
	10. Las ZR estacionales pueden ser utilizadas para proteger especies focales durante ciertas etapas críticas del ciclo de vida (e.g. en áreas de desove y cría).	Cierres estacionales pueden ser utilizados para proteger áreas críticas en momentos esenciales (e.g. sitios de desove o de crianza), lo cual puede ser muy importante para proteger o restablecer las poblaciones de las especies focales pesqueras (ver <i>Protección de áreas críticas, especiales y únicas</i>).



Tabla 1. [temina]

Categoría	Principio de diseño biofísico	Fundamento científico, notas explicativas y prioridades de investigación
Adaptación a los cambios en el clima y la química del océano	11. Abordar las amenazas del aumento de la temperatura y del nivel del mar, así como los cambios en la química del océano, mediante: a. Incremento del porcentaje de la representación de los hábitats. b. Dispersión del riesgo. c. Incremento en la protección de especies clave que aumentan la resiliencia del ecosistema (e.g. pez loro).	Los cambios en el clima (e.g. aumento de las temperaturas y niveles del mar) y la química del océano representan una amenaza grave y creciente para los ecosistemas marinos tropicales en el SAM. Dado que los patrones de los eventos de blanqueamiento coralino observados y el estrés proyectado son altamente variables espaciales y temporalmente, actualmente no podemos identificar áreas que probablemente sean más resistentes o resilientes a estos eventos. Además, todavía hay mucha incertidumbre en cuanto a la respuesta de los organismos ante estos cambios, y se necesita realizar más investigación para identificar hábitats y especies con mayores probabilidades de sobrevivir a fin de priorizar su protección. Mientras tanto, proteger un mayor porcentaje de cada tipo de hábitat (ver <i>Representación de los hábitats</i>), múltiples ejemplos de cada tipo principal de hábitat en ZR ampliamente separadas (ver <i>Dispersión del riesgo</i>), y especies tales como el pez loro que juegan un papel crítico en el mantenimiento de la resiliencia ecosistémica, aumentarán las posibilidades de sobrevivencia de algunos ejemplos de cada tipo de hábitat y especies asociadas. Se necesita realizar más investigación para mejorar la capacidad de identificar áreas resistentes y resilientes en el SAM, a fin de protegerlas en ZR. Esto incluye la evaluación de modelos predictivos, la realización de monitoreos de campo más detallados, y el análisis de eventos de blanqueamiento que afinen y validen los modelos. Este principio debe ser revisado a medida que se disponga de más información.
	12. Priorizar la protección de hábitats costeros (e.g. manglares y playas de anidación de tortugas) que tienen mayor probabilidad de sobrevivir al aumento del nivel del mar.	Se requieren modelos complejos para identificar hábitats costeros (e.g. manglares, playas de anidación de tortugas) que puedan tener mayor probabilidad de sobrevivir al aumento del nivel del mar, los cuales actualmente no están disponibles para el SAM. En ausencia de estos modelos, los hábitats costeros para protección, pueden ser evaluados en términos de la probabilidad de que sobrevivan al aumento del nivel del mar, con base en factores tales como si tienen espacio para moverse a tierras más altas.
Minimizar y evitar amenazas locales	13. Priorizar la ubicación de las ZR donde actualmente y a futuro existan bajos niveles de amenazas.	En el SAM, los ecosistemas marinos han sido degradados por amenazas locales (incluyendo destrucción del hábitat, prácticas de pesca no sustentables, rápido crecimiento turístico y prácticas no responsables, especies invasoras y contaminación), las cuales han afectado adversamente a muchas especies. Esto ha llevado a la disminución de la salud del ecosistema, la productividad y resiliencia al cambio climático, y socavando gravemente la sostenibilidad a largo plazo de los recursos marinos y los servicios ecosistémicos que proporcionan. Por lo tanto, es importante: evitar ubicar ZR donde los ecosistemas han sido, o es probable que sean, degradados por amenazas locales que no puedan ser manejadas eficazmente (e.g. escorrentía de ríos con niveles anormalmente altos de sedimentos, nutrientes y contaminantes como pesticidas); y priorizar la ubicación de ZR donde existan, o donde sea más factible que existan, ecosistemas saludables y con niveles bajos de amenazas (e.g. áreas influenciadas por sistemas fluviales saludables con niveles naturales de sedimentos y nutrientes y sin contaminantes).

CONTENIDO

Resumen ejecutivo	6
Introducción	13
El Sistema Arrecifal Mesoamericano	13
Los beneficios de las zonas de recuperación	17
Zonas de recuperación existentes	17
Uso de los principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación	19
Principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano	21
Representación de hábitats	22
<i>Representar 20-30% de cada tipo principal de hábitat en las ZR</i>	22
Dispersión del riesgo	24
<i>Proteger al menos tres réplicas de cada hábitat principal dentro de ZR en cada región ecológicamente distintiva del SAM</i>	24
Protección de áreas críticas, especiales y únicas	25
<i>Proteger áreas de importancia durante el ciclo de vida de las especies focales, sitios con gran endemismo, sitios con gran abundancia de especies raras y/o amenazadas, áreas saludables y áreas con gran complejidad de hábitat en ZR</i>	25
Incorporación de la conectividad	28
<i>Considerar los patrones de movimiento de adultos y juveniles de especies focales al determinar el tamaño de las ZR</i>	29
<i>Asegurar que las ZR estén lo suficientemente cerca para permitir el movimiento de las especies focales entre los hábitats utilizados a lo largo del ciclo de vida</i>	31
<i>Las ZR deben incluir, cuando sea posible, unidades ecológicas enteras</i>	32
<i>Diseñar ZR utilizando formas compactas en lugar de alargadas</i>	32
<i>Diseñar una red de ZR para mantener la conectividad larval dentro y entre las ZR, y para maximizar la dispersión hacia las zonas de pesca</i>	33

Permitir tiempo para la recuperación	35
<i>Las ZR deben ser establecidas de forma permanente para permitir la recuperación de las poblaciones de todas las especies focales y aumentar la producción pesquera a largo plazo</i>	35
<i>Las ZR estacionales pueden utilizarse para proteger las especies focales durante etapas críticas de su ciclo de vida (e.g. áreas de desove y crianza)</i>	35
Adaptación a los cambios en el clima y a la química del océano	38
<i>Abordar las amenazas del aumento de las temperaturas y del nivel del mar, así como los cambios en la química del océano, mediante: El incremento del porcentaje de la representación de los hábitats; la dispersión del riesgo; y el incremento en la protección de especies clave que aumentan la resiliencia del ecosistema (e.g., pez loro)</i>	38
<i>Priorizar la protección de hábitats costeros (e.g. manglares y playas de anidación de tortugas) que tienen mayor probabilidad de sobrevivir al aumento del nivel del mar</i>	41
Minimizar y evitar amenazas locales	41
<i>Priorizar la ubicación de las ZR donde existan bajos niveles de amenazas ahora y en el futuro</i>	41
Discusión	43
Integración de las zonas de recuperación dentro de marcos de manejo más amplios	44
Prioridades de investigación	44
Próximos pasos para diseñar una red de zonas de recuperación para el Sistema Arrecifal Mesoamericano	45
Referencias	46
Apéndice I. Colaboradores	54
Apéndice II. Compromisos nacionales de protección del hábitat y avances hasta la fecha	55
Apéndice III. Patrones de movimiento de juveniles y adultos de peces de arrecifes de coral y peces pelágicos costeros en el Caribe	57
Apéndice IV. Acrónimos	60

INTRODUCCIÓN

El Sistema Arrecifal Mesoamericano

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) es el ecosistema de arrecife de coral más largo del hemisferio occidental, albergando una biodiversidad singular (Roberts *et al.* 2002) y cubriendo más de 1,000 km a lo largo de las costas de Belice, Guatemala, Honduras y México (Kramer *et al.* 2015: figura 1).

El SAM está constituido por aguas que pertenecen a regímenes ambientales distintos. La región incluye al menos cinco áreas ecológicas distintas (Chollett *et al.* 2012b), que van desde aguas cálidas y claras en alta mar, hasta áreas turbias en litoral alrededor de bahías y áreas frías con surgencias al norte de la ecorregión (Chollett *et al.* 2012b). La porción mexicana del SAM está desprovista de ríos superficiales, mientras en la porción sur, los ríos representan elementos ambientales importantes. Este mosaico de entornos influye en los organismos que habitan cada región, y se traduce en diferentes comunidades biológicas, incluso dentro del mismo tipo de hábitat. A pesar de estar formado por áreas ecológicamente distintas, el SAM es un sistema altamente conectado, con fuertes corrientes que acarrearán larvas y escorrentía desde el sur de la ecorregión hacia el norte (Cowen *et al.* 2006, Paris y Chérubin 2008, Soto *et al.* 2009).

El SAM es una ecorregión prioritaria (Olson y Dinerstein 2002) que sostiene las economías locales y los medios de vida culturalmente ricos de sus casi dos millones de habitantes en Belice, Guatemala, Honduras y México (Kramer *et al.* 2015) al proporcionar alimentos, ingresos a través de la pesca y el turismo, y protección costera.

Las pesquerías son social y económicamente centrales en los cuatro países del SAM:

- En Belice, la industria pesquera es muy importante para la economía del país, contribuyendo en 2003 5% al Producto Interno Bruto (PIB) nacional (FAO 2005). Las exportaciones pesqueras representaron US\$106.8 millones en 2004, siendo el camarón de cultivo el producto principal, seguido de langosta y caracol con 60% del valor total del sector pesquero de captura del país (US\$10.8 millones en 2010: Wade *et al.* 2011 en Foley 2012). Foley (2012) informó que el sector pesquero emplea 2,400 pescadores registrados y 15,000 personas más en funciones de procesamiento y exportación, lo que significa ~5% de la población de Belice.¹ La contribución de los arrecifes de coral y manglares a la industria pesquera de Belice, a través de la provisión de hábitats para casi todas las especies comercialmente capturadas, se ha estimado en US\$14-16 millones al año (Cooper *et al.* 2008).
- Aunque la costa caribeña de Guatemala es relativamente pequeña, en el 2003 se tenía conocimiento de la existencia de más de 3,700 pescadores artesanales (FAO 2005b). Las actividades pesqueras benefician directamente a más de 34 comunidades y 100,655 personas que viven en la costa (Heyman y Granados-Dieseldorff 2012). Basándose en extrapolaciones de entrevistas con pescadores, Heyman y Granados-Dieseldorff (2012) reportaron un total de 5.6 millones de libras de desembarques de pesca artesanal en la costa caribeña de Guatemala para 1998,

con un valor aproximado de US\$3.8 millones. La pesquería de escama es la pesquería más importante en esta área en términos de esfuerzo, involucrando al 84% de los barcos (FAO 2005b).

- En Honduras, la pesca y la acuicultura contribuyeron un 6.2% a la economía nacional en 2015 (BCH 2016) y un 24.4% al sector primario en 2013 (FAO 2015), principalmente asociado con la pesquería de langosta. Esta es la pesquería más importante tanto en términos de esfuerzo (e.g. involucrando al 59% de la flota pesquera industrial en 2010-2012: Chollett *et al.* 2016) y ganancias, produciendo cerca de US\$180.3 millones anuales en el período 2000-2010 (FAO 2015) y US\$51.8 millones solo en la temporada 2014-2015 (BCH 2016). Las pesquerías artesanales en la costa norte de Honduras emplean a unos 10,000 pescadores, que en su mayoría capturan peces de arrecife (Box y Canty 2010).
- Según Cordero-Sosa y Ramírez-González (2011), en Quintana Roo, México, las especies objetivo de la pesca artesanal son la langosta (50.5%) siendo la pesquería más importante, seguida por la escama (37.1%), camarón (6.6%), tiburón (2.9%) y caracol (2.8%). En el 2013, la pesquería sostuvo a 25 cooperativas con más de 2,200 pescadores asociados (Bobadilla 2014). Aunque es significativa en términos de medios de subsistencia, otras actividades (e.g. turismo y comercio) son las actividades económicas más importantes en el estado, y la pesca contribuyó únicamente con 0.06% al PIB en 2010 (Bobadilla 2014).

En Belice, el turismo es el mayor contribuyente a la economía de la nación, y los ingresos por turismo representan el 24% del PIB o sea US\$1.5 mil millones (Kramer *et al.* 2015). Quintana Roo, México, depende en gran medida del turismo, recibiendo

¹ La población de Belice en 2014 era de 351,706 habitantes (Base de datos del Banco Mundial, <<http://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL>>).

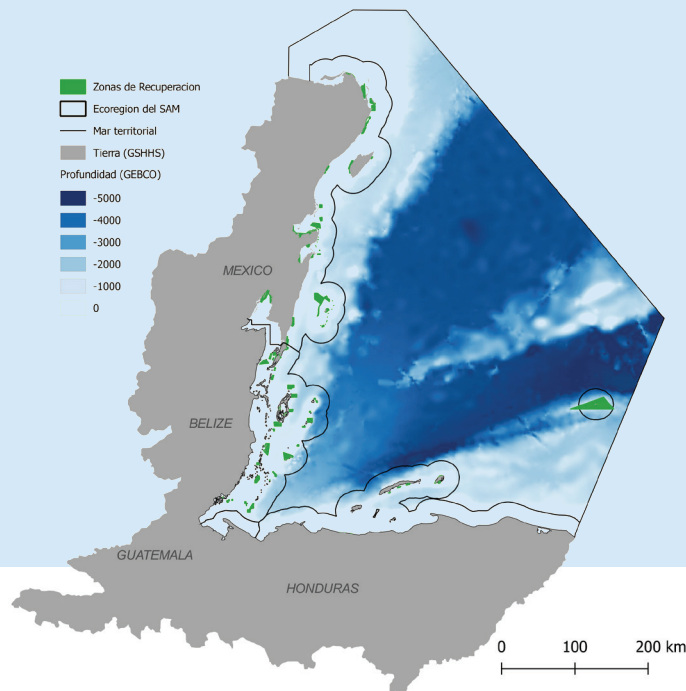


Figura 1. Red actual de zonas de recuperación en el SAM. Dónde: los datos de cobertura de la zona de recuperación se describen en el Apéndice II; la línea de costa provista por la base de datos Global, Auto-Suficiente, Jerárquica y de Alta Resolución (GSHHS, por sus siglas en inglés); y la batimetría tomada de la base de datos de la Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO, por sus siglas en inglés).

más del 60% del turismo del país (Conabio 2012 en Lucas *et al.* 2012), empleando al 34% de las 668,482 personas en edad laboral en el estado (Kramer *et al.* 2012), y contribuyendo hasta un 85% del PIB en 2010 (Bobadilla 2014). Cancún por su parte, recibe un promedio de ~22 millones de visitas al año (Lucas *et al.* 2012). En Honduras, la industria del turismo está creciendo, particularmente las actividades relacionadas con relajación, sol y playa. Los ingresos provenientes del turismo aumentaron en un 14.8% en 2014 en comparación con 2013, representando el 7.8% del PIB del país (IHT 2015). En 2014, las actividades turísticas atrajeron a más de 2 millones de turistas a Honduras (incluyendo visitantes de cruceros), emplearon cerca de 210,000 personas y generaron US\$698 millones (IHT 2015). La costa caribeña de Guatemala, que incluye Punta Manabique, Livingston y Sarstoon, es visitada por turistas nacionales e internacionales que llegan de manera ocasional y esporádica. Las dificultades en el transporte y la falta de infraestructura pueden ser unas de las razones del reducido número de visitantes en esta área (Boix 2009).

Los arrecifes de coral y los manglares también proporcionan a las comunidades costeras vulnerables una protección natural contra las inundaciones

por tormentas, huracanes y erosión, absorbiendo y disipando la energía de las olas (Dalberg 2016). En Belice, proporcionan protección al 40% de la población, y este servicio ecosistémico se ha valorado entre US\$270 y 390 millones al año. El valor combinado de esta protección, solo en términos de daños evitados a las propiedades costeras, se estima entre US\$231 y 347 millones al año (Cooper *et al.* 2008). Además, utilizando el costo social del carbono (que estima el daño económico asociado con el aumento de las emisiones de dióxido de carbono), el valor total anual del secuestro de carbono en los manglares costeros en Belice supera los US\$39 millones (Dalberg 2016).

Desafortunadamente, la salud de los ecosistemas costeros en el SAM ha ido declinando debido a los efectos combinados de las amenazas locales (destrucción de hábitats, prácticas de pesca no sustentables, rápido crecimiento turístico, especies invasoras y contaminación) y globales, particularmente la elevación de la temperatura del mar ocasionando el blanqueamiento masivo del coral (Kramer *et al.* 2015). El estado general de salud de los arrecifes del SAM se considera ahora “medio” con cobertura de coral baja pero aumentando lentamente (~16-18%), con un alto y creciente predominio de macroalgas

Los peces e invertebrados de mayor tamaño producen más crías.

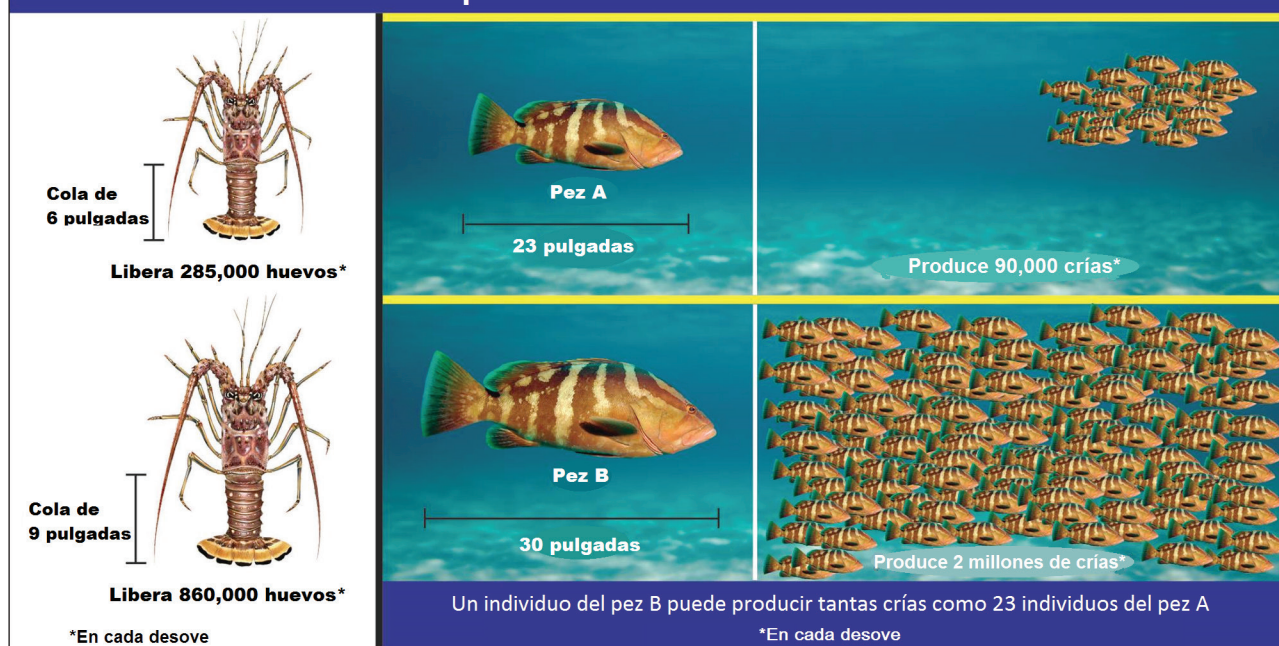


Figura 2. Las Zonas de Recuperación permiten a las especies pesqueras crecer más y producir más crías, mejorando así las pesquerías en áreas adyacentes. [Poster modificado y traducido a partir de "The Bahamas Protected MPA Infographic Series 2017", basado en cálculos de fecundidad para mero Nassau (Sadovy y Eklund 1999) y langosta espinosa (Fonseca-Larios y Briones-Fourzan 1998)].

carnosas, baja abundancia de herbívoros como erizos de mar *Diadema antillarum*, y baja abundancia de especies pesqueras focales (pargos y meros) y peces herbívoros (peces loro) que son importantes para la resiliencia del ecosistema (Kramer *et al.* 2015). Las especies icónicas, como los grandes meros, son ahora raras y solo se encuentran principalmente en las zonas de recuperación (Kramer *et al.* 2015). Los ecosistemas de manglar (Hirales-Cota *et al.* 2010, Chen *et al.* 2013) y de pastos marinos (Short *et al.* 2006), que son importantes áreas de crianza (Heck *et al.* 2003, Mumby *et al.* 2004), también muestran señales de degradación en toda la región.

Asimismo, es probable que esta disminución en la salud de los ecosistemas en el SAM haya producido una disminución de su capacidad para mantener la biodiversidad y proporcionar bienes y servicios ecosistémicos a las personas (ver Moberg y Folke 1999). Las pesquerías también están mostrando signos de sobreexplotación y disminución. La sobrepesca de los recursos marinos, más

allá de la capacidad del sistema para mantener niveles naturales y económicamente productivos, ha resultado en el agotamiento severo de poblaciones y en algunos casos de extinciones localizadas (Gorrez 2005). Sin embargo, aunque son una fuente principal de ingresos en la región, las capturas de langosta en Belice y Quintana Roo, han mostrado un descenso constante desde la década de 1980, destacando la necesidad de un mejor manejo del recurso (FAO 2005a, Sosa-Cordero 2011, Fowley 2012). Lo mismo ha ocurrido con los desembarques de caracol en Belice, que disminuyeron de unas 800 toneladas en 1970 a 230 toneladas en el año 2000 (Catarci 2004). El mero Nassau, la especie objetivo más deseable en la región, está ahora en peligro de extinción (Sadovy 2010) y algunas agregaciones de desove conocidas han sido extirpadas (Aguilar-Pérrera 2006). Se requieren medidas urgentes para revertir este declive de los ecosistemas costeros y de los bienes y servicios que proporcionan en el SAM.

Los beneficios de las zonas de recuperación

Las Zonas de Recuperación² (ZR) son áreas del océano que están protegidas contra todas las actividades extractivas y destructivas, y pueden ser una herramienta eficaz para hacer frente a las amenazas locales y globales, mejorar el rendimiento pesquero, proteger la biodiversidad, mejorar la resiliencia de las poblaciones y ecosistemas marinos, y a la vez ayudar en la adaptación ante los cambios del clima y la química de los océanos (Green *et al.* 2014a, b). Esto se debe a que permiten que las especies marinas (especialmente las especies focales pesqueras) vivan más tiempo, crezcan más y aumenten su potencial reproductivo, promoviendo así la recuperación de la población dentro de las ZR y aumentando la pesca en áreas adyacentes mediante el desbordamiento de larvas, juveniles y adultos (figura 2).

Sin embargo, el grado en que las ZR pueden contribuir a mejorar el rendimiento pesquero depende de la efectividad del manejo de la pesquería más allá de sus límites (revisado en Botsford *et al.* 2014). Cuando una pesquería está bien manejada (e.g. al Rendimiento Máximo Sostenible o por debajo del mismo), la adición de ZR puede disminuir el rendimiento debido a que el área de pesca se reduce. A la inversa, en áreas como el SAM donde hay sobrepesca y las poblaciones de especies focales pesqueras han disminuido (Kramer *et al.* 2015), las ZR pueden desempeñar una función importante en el aumento de los rendimientos pesqueros (Botsford *et al.* 2014). Sin embargo, las ZR solo pueden ser herramientas efectivas de manejo pesquero si están bien diseñadas y son manejadas de manera efectiva (Green *et al.* 2014a).

Una red de ZR producirá mayores beneficios pesqueros y de conservación para el SAM, que múltiples ZR independientes. Esto es porque una red interactiva capitaliza la capacidad de las larvas y los adultos para moverse entre parches de hábitats para ayudar a los recursos marinos a mejorar inclu-

so si los recursos pesqueros fuera de la red se están agotando o si algunas ZR individuales han sido perturbadas (Hastings y Botsford 2003, 2006).

Zonas de recuperación existentes

Cada uno de los cuatro países del SAM ha protegido más del 20% de su mar territorial en áreas marinas protegidas (AMP), y 34,462.37 km² de la zona marina dentro del mar territorial del SAM se encuentran protegidos (*Apéndice II*). Sin embargo, solo 3.11% de la superficie marina está bajo protección como ZR (figura 1, *Apéndice II*). El manejo efectivo de estas áreas también sigue siendo un desafío debido a varios factores, entre ellos las dificultades de cumplimiento y aplicación de la ley, posiblemente debido a la falta de participación de los pescadores durante el proceso de diseño y a las preocupaciones de los pescadores de que no tendrán acceso equitativo a los beneficios de las ZR (Velez *et al.* 2014, Moreno *et al.* 2016).

Las investigaciones que comparan las ZR y las áreas abiertas a la pesca en el SAM, han demostrado que en las ZR se tiene una mayor biomasa de peces (Polunin y Roberts 1993, Newman *et al.* 2006, Huntington *et al.* 2010, McClanahan *et al.* 2011) y abundancia de depredadores tope como los tiburones de arrecife (Newman *et al.* 2006, Bond *et al.* 2012). Por ejemplo, el monitoreo a largo plazo ha mostrado que algunas áreas protegidas tienen 10 veces más biomasa de especies pesqueras (pargo y mero) que las áreas sin protección (Kramer *et al.* 2015). Las restricciones de algunas artes de pesca (e.g. prohibición de pesca con arpón) también están ayudando a asegurar que algunas áreas tengan más meros, es decir, mayor número de individuos y de mayor tamaño (Kramer *et al.* 2015).

Sin embargo, en algunas partes de la región, los efectos positivos de la protección son reducidos y se confunden fácilmente con los efectos de factores ambientales (Huntington *et al.* 2010), y no se han traducido en una recuperación cuantificable de la cobertura coralina (McClanahan *et al.* 2011). Esta respuesta moderada ha sido atribuida a varios fac-

² También conocidas como zonas de no pesca, reservas marinas, refugios de peces y zonas núcleo en las Áreas Marinas Protegidas.

tores de diseño, ecológicos y de cumplimiento (McClanahan *et al.* 2011). Por ejemplo, las ZR evaluadas podrían ser demasiado pequeñas o el tiempo de recuperación demasiado corto para traducirse en beneficios ecológicos cuantificables. Por otra parte, las perturbaciones ambientales podrían anular los beneficios de la protección, y la presencia de redes tróficas complejas, podría dificultar las respuestas simples en cascada. La falta de una mayor respuesta también podría relacionarse con la falta de cumplimiento (McClanahan *et al.* 2011).

Estas investigaciones muestran que las ZR pueden ser herramientas de manejo importantes en el SAM si están bien diseñadas y manejadas, y si se combinan con otras herramientas de manejo pesquero para complementar y mejorar su efectividad (Kramer *et al.* 2015). Por lo tanto, existe una necesidad urgente de aumentar el nivel de protección dentro del SAM como ZR y de combinarlas de manera más efectiva con otras herramientas de manejo pesquero.

Previamente, cada uno de los cuatro países del SAM ha diseñado e implementando redes de Áreas Marinas Protegidas de forma independiente, incluyendo ZR. Cada país ha utilizado un enfoque diferente, y sus redes se encuentran en diferentes etapas de desarrollo (figura 1, *Apéndice II*):

- Belice se ha comprometido a expandir sus ZR para incluir al menos el 10% de todos los principales tipos de hábitat. La meta de esta expansión es la de satisfacer las necesidades combinadas de conservación y recuperación de la biodiversidad y la pesca, la integridad ecológica y los servicios ecosistémicos y la resiliencia ante el cambio climático, al mismo tiempo que se garantizan beneficios para los medios de vida de las personas. Un borrador de propuesta para la expansión de estas áreas ha sido desarrollado a través de un análisis y planificación espacial (haciendo uso del software de planeación para la conservación MARXAN y de una guía de principios), el desarrollo de una herramienta para la toma de decisiones, y de consultas participativas con las partes interesadas (Cruz *et al.* 2016). La iniciativa también incluye la demostración de los beneficios de las ZR a las partes interesadas,

una campaña de comunicación nacional y un plan nacional que aborda alternativas económicas y diversificación de las pesquerías. Actualmente la red de ZR funcionales en Belice cubre el 3.12% del mar territorial.

- Honduras tiene una iniciativa para incluir el 20% de sus aguas explotables para la pesca en zonas de cero-captura o de recuperación para satisfacer las necesidades combinadas de conservación y recuperación de la biodiversidad, y para sostenimiento de las pesquerías. Esta iniciativa nacional ha sido promovida entre los diferentes sectores y liderada por las autoridades pesqueras. Las ZR actuales han sido declaradas por iniciativa de los pescadores con el respaldo de las autoridades locales de pesca. Los esfuerzos actuales para ampliar y declarar más ZR a lo largo de la costa norte debe incluir la aplicación de los principios biofísicos de diseño, junto con las aportaciones y participación de los pescadores locales y el apoyo de las autoridades locales. Actualmente no hay estimaciones oficiales de la superficie explotable para la pesca en el país, pero la red actual de ZR cubre el 2.46% del mar territorial de Honduras dentro de la ecorregión del SAM.
- En 2012, se establecieron las dos primeras ZR totalmente protegidas en Guatemala, localizadas en la bahía La Graciosa a través de un convenio (firmado por CONAP (Consejo Nacional de Áreas Protegidas) y las comunidades pesqueras) de cinco años de duración. Estas ZR se encuentran dentro del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique. Este fue un paso importante para Guatemala dado que las comunidades presionaron para que se protegieran estas áreas. En 2016, la Dirección de Pesca (DIPESCA) publicó un cierre a la pesca a través de un acuerdo ministerial estableciendo estas áreas como ZR por otros cinco años. Actualmente esta red de ZR protege el 0.14% del mar territorial del Atlántico SAM del país.
- México se ha comprometido a proteger el 10% de las zonas costeras y marinas a nivel nacional como parte de las Metas de Aichi para la Biodiversidad. En el SAM mexicano, la alianza mul-

tisectorial Kanan Kay está trabajando para establecer una red de ZR efectiva que proteja el 20% del mar territorial del estado de Quintana Roo, con el objeto de permitir la recuperación de la pesca artesanal y la conservación del Arrecife Mesoamericano. Actualmente, después de la adición de la extensa Reserva de la Biósfera del Caribe Mexicano en 2016, la red de ZR cubre el 3.96% del mar territorial dentro del SAM.

Uso de los principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación

Dado que el SAM es un sistema extenso, ecológicamente conectado, se necesita un enfoque regional coordinado para diseñar una red de ZR. Esto es necesario a fin de proteger todas las áreas ecológicamente distintas del SAM dentro de una red de ZR, y para abordar los procesos ecológicos (tales como conectividad: Paris y Chérubin 2008) y las amenazas locales y globales (como la sobrepesca y el cambio climático: Burke *et al.* 2011) que trascienden los límites jurisdiccionales.

Actualmente, administradores, científicos y sociedad civil organizada (Organizaciones de la Sociedad Civil y Fundaciones Filantrópicas) están trabajando hacia el diseño e implementación de una red de ZR para toda la región, la cual se basará en las redes ya establecidas en cada país. Como primer paso en este proceso, 37 representantes de agencias de gobierno, academia y sociedad civil organizada de los cuatro países (véase *Apéndice I*), se reunieron en Cancún (12-15 de julio, 2016) para hacer uso del mejor conocimiento científico disponible para desarrollar principios biofísicos de diseño de ZR adaptados al SAM (Zepeda *et al.* 2016). El propósito de estos principios de diseño es maximizar los beneficios de pesca, conservación y de adaptación ante el cambio climático, tomando en cuenta procesos biológicos y físicos clave en la región (e.g. véase Fernandes *et al.* 2005, Green *et al.* 2009).

Para ello, comenzamos con revisiones y principios globales con respecto a cómo diseñar redes de ZR en ecosistemas marinos tropicales para

maximizar los beneficios para el manejo pesquero y la conservación de la biodiversidad de cara al cambio climático (Abesamis *et al.* 2014, Green *et al.* 2014a, b). Luego abordamos cada principio y adaptamos o afinamos el enfoque para adaptarlo al entorno biofísico del SAM, a la vez que tomamos en cuenta la mejor información científica disponible para la región.

En este informe presentamos, por vez primera, los principios biofísicos de diseño para el mejoramiento de las pesquerías, la conservación de la biodiversidad y la adaptación a los cambios en el clima y la química del océano a lo largo del SAM. Si se aplican, estos principios también proporcionarán beneficios adicionales para el manejo del turismo, ya que asegurarán que se mantengan ecosistemas saludables y poblaciones de especies carismáticas de valor para la industria turística (e.g. grandes peces de arrecife y tortugas marinas: Green *et al.* 2014a).

Estos principios biofísicos para el diseño de una red de ZR en el SAM deben ser aplicados utilizando el enfoque precautorio y la mejor información disponible, y pueden requerir adaptación o afinamiento a medida que se obtiene más información o cambian las situaciones (e.g. debido al cambio climático).

Estos principios también tienen la intención de contribuir a un proceso de planificación más amplio que incluirá la implementación de ZR a fin de complementar los usos y valores humanos, y el alineamiento con los requisitos institucionales, legales y políticos locales (véase Green *et al.* 2014a). Para ello será necesario otro proceso para identificar principios de diseño socioeconómicos y de gobernanza, que tendrá como objeto maximizar los beneficios y minimizar los costos para las comunidades y otras partes interesadas (e.g. véase Fernandes *et al.* 2005, Green *et al.* 2009).

Asimismo, a fin de maximizar los beneficios de mejoramiento de las pesquerías, protección de la biodiversidad y adaptación ante el cambio climático, las ZR deben incorporarse dentro de marcos de planificación y manejo más amplios donde se abordarán todas las amenazas para asegurar la sostenibilidad a largo plazo de los recursos marinos y los beneficios ecosistémicos que los mismos proporcionan (Salm *et al.* 2006, Christie *et al.* 2009b: véase *Discusión*).



Figura 3. Especies focales de pesca (de Brumbaugh 2014): langosta espinosa, caracol rosado y mero de Nassau.

PRINCIPIOS BIOFÍSICOS PARA EL DISEÑO DE UNA RED DE ZONAS DE RECUPERACIÓN EN EL SISTEMA ARRECIFAL MESOAMERICANO

A continuación, se presentan 13 principios biofísicos de diseño (tabla 1) que aumentarán al máximo los beneficios ecológicos de una red de ZR, al ser usados colectivamente, para el mejoramiento de las pesquerías, la conservación de la biodiversidad y la adaptación a los cambios en el clima y la química del océano en el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Estos principios se relacionan con siete categorías en términos de: representación de hábitats; dispersión de riesgo; protección de áreas críticas, especiales y únicas; incorporar la conectividad; permitir tiempo para la recuperación; adaptación a los cambios en el clima y la química del océano; y minimizar y evitar las amenazas locales.

También se proporciona el fundamento científico de cada principio, basado en revisiones y directrices recientes con respecto al diseño de redes de ZR en ecosistemas marinos tropicales a fin de maximizar los beneficios para el manejo de la pesca y la conservación de la biodiversidad de cara al cambio climático (e.g. Abesamis *et al.* 2014, Green *et al.* 2014a, b). Donde los principios de diseño para el SAM se basan en la ecología de especies focales, en las que se incluyen: especies pesqueras clave tales como el mero Nassau (*Epinephelus striatus*), la langosta espinosa (*Panulirus argus*) y el caracol rosado (*Lobatus gigas*) (figura 3); grupos funcionales que son importantes para mantener la resiliencia ecológica a las amenazas locales y globales (e.g. peces herbívoros tales como el pez loro); y especies raras y amenazadas (e.g. tortugas marinas, manatíes y cetáceos).

Existen a menudo vacíos de información y razones socioeconómicas, culturales, políticas y otras que pueden impedir la plena aplicación de todos estos principios. Cuando sea necesario negociar, se recomienda que los tomadores de decisión y el personal de campo traten de cumplir con el mayor número posible de estos principios. Asimismo, identificamos

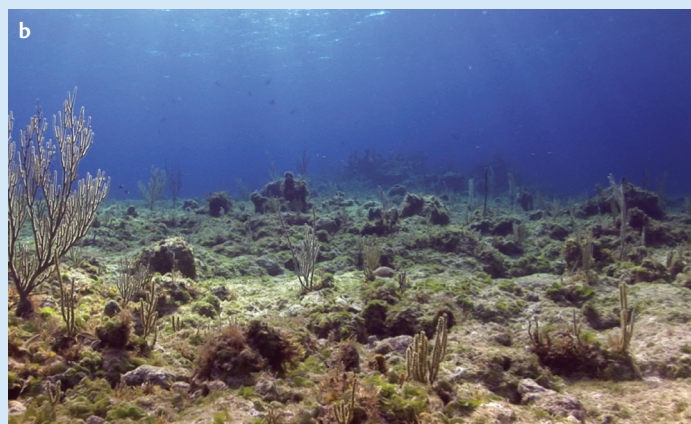


Figura 4. Contraste de hábitats; complejo arrecifal coralino dominado por *Orbicella* (a) versus un fondo relativamente plano y firme o llanura de Gorgonias (b).

prioridades de investigación a fin de mejorar estos principios en el futuro.

Representación de hábitats

Representar 20-30% de cada tipo principal de hábitat en las ZR

Diferentes especies utilizan diferentes hábitats en el SAM (Mumby *et al.* 2008). Por lo tanto, a fin de proteger a todas las especies (incluyendo las especies focales) y mantener la salud, integridad y resiliencia del ecosistema, se deben proteger ejemplos adecuados de cada hábitat principal dentro de las ZR (McLeod *et al.* 2009, Gaines *et al.* 2010, Green *et al.* 2014a). Donde los principales hábitats en el SAM incluyen diferentes tipos de:

- Arrecifes de coral, que varían según el tipo de arrecife, zona, exposición y distancia a la costa y ríos principales (figura 4).
- Manglares, los cuales varían en función de la composición de las especies de mangle y las características del paisaje marino.
- Praderas de pastos marinos, los cuales varían en función de las especies de pastos marinos, la densidad y las características del paisaje marino.
- Tapetes algales, dominados por diferentes especies de algas (Mumby y Harborne 1999).
- Otros hábitats con sustrato consolidado, como zonas de pavimento coralino y llanuras de gorgonias (figura 4), que caracterizan los arrecifes

frontales con gran exposición a las olas (Williams *et al.* 2015) y que podrían ser más resilientes a la pesca de herbívoros (Mumby 2014).

- Hábitats de sustrato no consolidado, tales como bancos de arena y zonas dominadas por gravilla de coral o lodo (Mumby y Harborne 1999).

Con el fin de determinar la cantidad de cada hábitat que se debe proteger, es importante tener en cuenta que las poblaciones únicamente pueden mantenerse si se producen suficientes huevos y larvas para sostenerse a sí mismas (Botsford *et al.* 2001, 2009a, 2014). Se desconoce este umbral para la mayoría de las poblaciones marinas (Botsford *et al.* 2009a, 2014). Por lo tanto, los ecólogos pesqueros lo han expresado como una fracción de los niveles de la población no sujeta a pesca, y examinando la evidencia empírica para determinar un valor general seguro de dicho parámetro (Botsford *et al.* 2009a).

Los primeros estudios indican que la protección de un mínimo del 20% del stock podría ser suficiente para evitar el colapso de la población (PDT 1990, Mace y Sissenwine 1993, NRC 2000). Sin embargo, los meta-análisis más recientes sugieren que mantener este umbral por arriba del 35-40% de los niveles del stock no sujeto a pesca asegura el reemplazo adecuado para una variedad de especies (Botsford *et al.* 2001, 2014, Fogarty y Botsford 2007, FAO 2011).

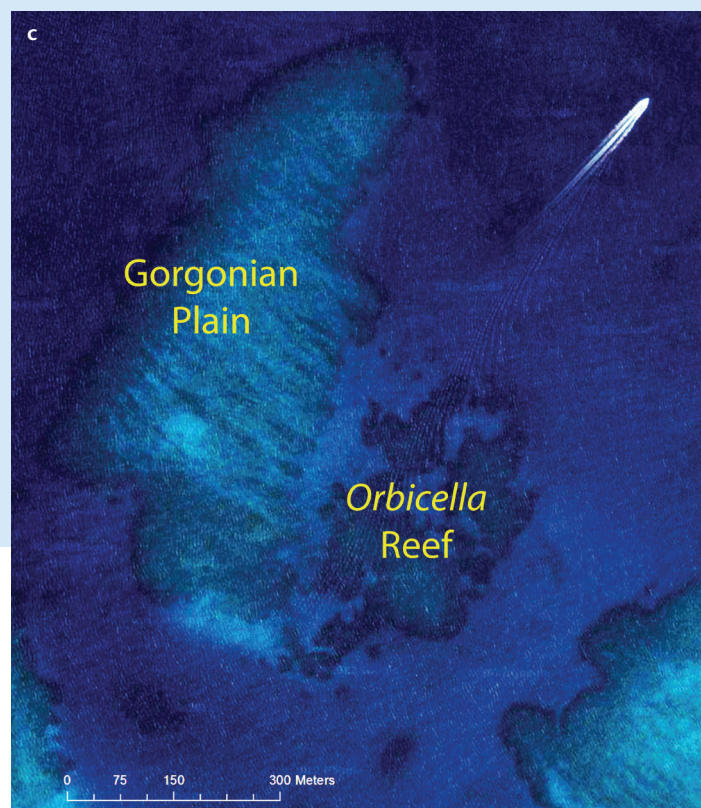
Para aproximar el nivel de protección de este umbral, se debe proteger en ZR un 20-40% de los hábitats utilizados por las especies focales (Bohnsack *et al.* 2002, Fogarty y Botsford 2007, Moffitt

Ambos hábitats se pueden distinguir en imágenes de satélite de alta resolución (c).
Tomado de Mumby 2014.

et al. 2009), donde la protección del hábitat se utiliza como medida sustituta para proteger los stocks pesqueros. El nivel exacto de la protección necesaria en cada región dependerá de la especie focal, el estado de sus poblaciones, su biología, los patrones locales de corrientes y la distribución espacial de sus hábitats (Botsford *et al.* 2001, 2009b, Bohnsack *et al.* 2002, Gaines *et al.* 2003). Si bien, menores niveles de protección del hábitat (pero no inferiores al 10%) pueden ser suficientes en áreas con baja presión de pesca (Botsford *et al.* 2001, 2009b), en áreas con alta presión se necesitan niveles mayores (40%) para proteger las especies con menor aporte reproductivo o maduración retardada (e.g. tiburones y algunos meros: Fogarty y Botsford 2007).

El porcentaje de representación de hábitats también debe tomar en cuenta la vulnerabilidad, la diversidad o rareza del hábitat y los servicios ecosistémicos que presta (Mumby *et al.* 2008, Harborne 2009). Por ejemplo, puede ser importante proteger una mayor proporción del arrecife frontal dominado por coral de relieve medio-alto y arrecifes de cresta dominados por *Acropora*, basándose en la escasez de corales que construyen estos arrecifes y su importancia para el mantenimiento de la biodiversidad y servicios ecosistémicos asociados (e.g. protección de la línea de costa).

Para aplicar este enfoque en el SAM, las ZR deben abarcar al menos 20-30% de cada hábitat principal (es decir, cada tipo de arrecife de coral, manglar y pradera de algas marinas; modificado de Green *et al.* 2014a). Cada país determinará el porcentaje de



representación de hábitat que aspira proteger, donde el porcentaje recomendado debe determinarse en función de las especies focales consideradas, la presión de pesca, la existencia de un manejo efectivo de las pesquerías fuera de las ZR, así como el estado de los recursos. Si la presión de pesca es alta, y las poblaciones de especies focales y hábitats están en mal estado y la única protección que se ofrece a las especies pesqueras será dentro de las ZR, entonces la proporción de cada hábitat principal protegido dentro de las ZR debe ser del 30%. Si la presión de pesca es baja o el manejo de las pesquerías fuera de las ZR es efectivo, y las poblaciones de las especies focales y hábitats están en buenas condiciones, entonces un nivel menor de protección (20%) puede ser utilizado. Dependiendo del país, este nivel de protección de hábitat puede ser similar o mayor al 10-20% que ya se han comprometido a proteger en el mar territorial (véase Apéndice II).



Figura 5. Izquierda, ARP del mero de Nassau, Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, México (foto: Alfredo Barroso); derecha, ARP de pargo cubera, Belice (foto: Douglas David Seifert).

El primer paso para asegurar la representación de hábitats dentro de las ZR en el SAM sería definir una lista común de los tipos de hábitat en la región y cuantificar su representación en la red actual de ZR.

Dispersión del riesgo

Proteger al menos tres réplicas de cada hábitat principal dentro de ZR en cada región ecológicamente distintiva del SAM

Las perturbaciones a gran escala pueden causar graves impactos sobre los ecosistemas marinos tropicales del SAM (e.g. blanqueamiento del coral y grandes tormentas: Sheng *et al.* 2007, McField *et al.* 2008, véase también *Adaptación a los cambios en el clima y la química de los océanos*).

Dado que es difícil predecir con certeza las áreas más propensas a ser afectadas por estas y otras perturbaciones (e.g. encallado de barcos, derrames de petróleo, dragado, vertidos generados por los barcos, expansión de la acuicultura: Kramer y Kramer 2002), es importante proteger ejemplos de cada tipo principal de hábitat (ver *Representación de hábitats*) en al menos tres ZR ampliamente separadas para reducir la posibilidad de que todos los ejemplos de un tipo de hábitat se vean afectados negativamente por la misma perturbación

al mismo tiempo (Salm *et al.* 2006, McLeod *et al.* 2009, Green *et al.* 2014a). Por lo tanto, si un ejemplo de tipo principal de hábitat se ve gravemente dañado, otros podrían permanecer para suplir las larvas requeridas para reabastecer la zona afectada.

En vista que las variaciones en las comunidades y especies dentro de los principales hábitats son a menudo poco conocidas, la replicación de hábitat mediante la dispersión del riesgo también aumenta la probabilidad de que ejemplos de cada uno queden representados dentro de la red de ZR (McLeod *et al.* 2009, Gaines *et al.* 2010, Green *et al.* 2014a).

Sin embargo, puesto que el SAM comprende al menos cinco regiones ecológicamente distintas con diferentes comunidades biológicas en el mismo tipo de hábitat (Chollett *et al.* 2012b, véase *Introducción*), este principio de protección de ejemplos de cada hábitat en diferentes ZR debe ser replicado dentro de cada una de estas regiones distintas para maximizar la posibilidad de proteger a todas las especies. Se ha logrado cierto progreso en la identificación de regiones ecológicas distintas en todo el Caribe (Chollett *et al.* 2012b). Actualmente, Chollett *et al.* (*en prensa*) se encuentran afinando este trabajo, el cual identificará regiones ecológicamente distintas que puedan ser utilizadas para aplicar este principio al diseño de una red de ZR en el SAM.

Tabla 2. Diferentes hábitats utilizados por tres especies de pesca de importancia comercial en diferentes fases del ciclo de vida				
Especies	Fase del ciclo de vida			Fuente
	Asentamiento	Juvenil	Adulto	
Caracol rosado	Bancos de arena, macroalgas	Pastos marinos	Arena/pastos marinos	Stoner y Ray 1993
Langosta espinosa	Fondos firmes cerca de la costa y pastos marinos, macroalgas, pequeños refugios	Parches de arrecife y manglares	Parches de arrecife/ arrecife frontal	Marx y Herrnkind 1985 Acosta y Butler 1997 Briones-Fourzán y Lozano-Álvarez 2001 Eggleston y Dahlgren 2001
Mero de Nassau	Fondos firmes cerca de la costa, macroalgas, pequeños refugios	Parches de arrecife	Parches de arrecife/ arrecife frontal	Eggleston 1995 Dahlgren y Eggleston 2001

Protección de áreas críticas, especiales y únicas

Proteger áreas de importancia durante el ciclo de vida de las especies focales, sitios con gran endemismo, sitios con gran abundancia de especies raras y/o amenazadas, áreas saludables y áreas con gran complejidad de hábitat en ZR

Protección de áreas críticas durante el ciclo de vida de las especies focales

Algunas especies focales de pesca utilizan áreas de vital importancia para el mantenimiento de sus poblaciones (e.g. áreas de crianza y de desove), por lo que la protección de estas áreas puede generar importantes beneficios para las pesquerías y la conservación de la biodiversidad (Green *et al.* 2014a, b).

Las agregaciones reproductivas de peces (ARP: figura 5) y los respectivos corredores migratorios y áreas de estadía (donde los peces se agregan antes y después del desove) son espacial y temporalmente predecibles y concentran peces reproductivamente activos que de alguna manera aumentan su vulnerabilidad a la sobrepesca (Sadovy y Domeier 2005, Domeier 2012, Rhodes *et al.* 2012). Algunas especies pesqueras (e.g. mero Nassau) pueden viajar largas distancias, desde decenas a cientos de kilómetros, para formar agregaciones reproductivas de peces por períodos relativamente cortos de

tiempo (días o semanas: Domeier 2012, Dahlgren *et al.* 2016). Para estas especies, dichas agregaciones son las únicas oportunidades para reproducirse, y son cruciales para el mantenimiento de la población.

Algunas especies pesqueras y herbívoras (e.g. pargos y peces loro) también se agrupan en áreas de alimentación, descanso o zonas de crianza (véase Nagelkerken *et al.* 2001). Por ejemplo, algunas especies utilizan diferentes tipos de hábitat (manglares y pastos marinos, etc.) como zonas de crianza antes de trasladarse a su hábitat de adulto en los arrecifes de coral (ciertos peces loro, roncós, pargos, cirujanos, jureles, barracudas, meros, pez chivo/salmonete y lábridos: revisado en Green *et al.* 2014b). Otras especies utilizan diferentes profundidades o zonas en los arrecifes de coral en diferentes etapas de su ciclo de vida (e.g. algunos jureles, pez mariposa, cirujanos y tiburones: revisado en Green *et al.* 2014b).

Varios estudios también han demostrado que tres especies de importancia comercial pesquera en el SAM utilizan diferentes hábitats como zonas de crianza (tabla 2). Por ejemplo, la langosta espinosa del Caribe y el mero Nassau se asientan en zonas de fondo firme cerca de la costa con pequeños refugios, pastos marinos o macroalgas, a menudo en zonas de manglar, antes de moverse a parches de arrecife y arrecifes frontales a medida que cre-



Figura 6. Arriba, agujero azul, Belice; centro, pez sapo espléndido, una especie endémica de Cozumel, México y Belice (foto: Humann y Deloach 2014); y abajo, tiburón ballena, Isla Mujeres, México (foto: Elena Nalesso).

cen (tabla 2). El caracol reina se asienta en bancos de arena y en macroalgas antes de trasladarse a sus hábitats de juveniles y adultos en praderas de pastos marinos (tabla 2). En algunos casos, el valor de áreas específicas como criaderos puede estar influenciado por las características del paisaje marino tales como la distribución de dichos hábitats respecto a sí mismos, las fuentes de larvas u otros procesos ecológicos que afectan el crecimiento y la supervivencia (véase Acosta 1999, Stoner 2003, Adams *et al.* 2006).

Estos cambios ontogénicos en el uso del hábitat tienen importantes consecuencias para la estructura de las comunidades de arrecife de coral y las poblaciones de especies clave (Nagelkerken 2007). Por ejemplo, Mumby *et al.* (2004) demostraron que la presencia de hábitat para juveniles (manglares) en las proximidades de los arrecifes de coral tuvo un profundo impacto en la estructura de la comunidad al elevar la biomasa de adultos de peces loro, roncós y pargos en los arrecifes del SAM (Belice y México). Además, demostraron que el pez herbívoro más grande en el Caribe, el pez loro arcoiris *Scarus guacamaia*, depende funcionalmente del manglar y ha sufrido extinciones locales después de la remoción del manglar (Mumby *et al.* 2004).

Por lo tanto, es importante proteger en ZR la gama de hábitats que las especies utilizan durante toda su vida, en particular las áreas utilizadas durante las fases críticas del ciclo de vida (en particular las zonas de ARP y de crianza: Adams *et al.* 2011, Gaines *et al.* 2010, Rhodes *et al.* 2012, Green *et al.* 2014a, b). Si se conoce la ubicación temporal y espacial de estas zonas, las mismas deben protegerse en ZR (Gaines *et al.* 2010, Rhodes *et al.* 2012, Dahlgren *et al.* 2016: véase también cierres estacionales en *Permitir tiempo para la recuperación*). Si se desconoce la ubicación de estas áreas o la escala del movimiento es demasiado grande para incluirlas en ZR individuales (e.g. migraciones reproductivas o de desove del Mero de Nassau), entonces dichas áreas deben protegerse en una red de ZR en combinación con otros enfoques de manejo (e.g. restricciones estacionales

de captura y venta durante la temporada de desove: Sadovy y Domeier 2005, Rhodes *et al.* 2012, Dahlgren *et al.* 2016).

Protección de áreas especiales y únicas

Las áreas especiales y/o únicas también deben ser incluidas en las ZR para asegurar que todos los ejemplos de la biodiversidad sean protegidos (Jones *et al.* 2007, McLeod *et al.* 2009, Green *et al.* 2014a). Es importante proteger estas áreas ya que incluyen biodiversidad única, hábitats importantes para especies que son más vulnerables a extinguirse o porque incluyen hábitats con mayor probabilidad de persistir en el futuro. En el SAM estas áreas incluyen:

- Áreas con características geológicas (e.g. agujeros azules: figura 6), ensamblajes y poblaciones únicas.
- Áreas con gran endemismo (especies de distribución restringida: figura 6).
- Áreas con gran abundancia de especies raras o amenazadas (véase Miloslavich *et al.* 2010).
- Áreas que parecen ser particularmente saludables y resilientes (véase figura 7).
- Áreas con gran complejidad de hábitat, generalmente asociadas con una mayor diversidad de peces, mayor abundancia de especies clave, mayor abundancia de peces de tamaño pequeño y cadenas tróficas más largas (Rios-Lara *et al.* 2007, Wilson *et al.* 2010, Alvarez-Filip *et al.* 2011).

Algunas especies raras y amenazadas también se agrupan y usan hábitats que son cruciales para el mantenimiento de sus poblaciones (e.g. áreas de anidación de tortugas marinas y cocodrilos, hábitat del manatí, corredores migratorios y de crianza de cetáceos, y zonas de alimentación del tiburón ballena: figura 6). Estas áreas deben protegerse en ZR en combinación con otros enfoques de manejo (e.g. regulaciones de captura y restricciones en el uso de redes en los corredores migratorios de los cetáceos).

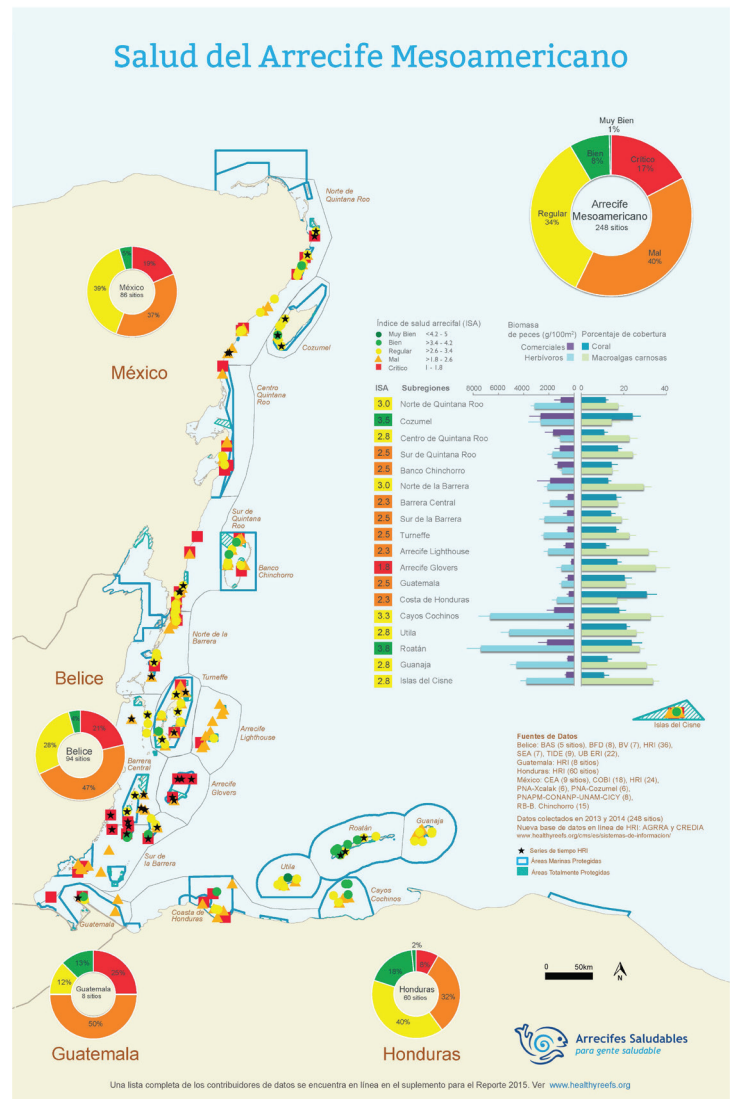


Figura 7. Salud del arrecife mesoamericano, mostrando zonas que van desde el estado crítico a muy buen estado (Kramer *et al.* 2015).

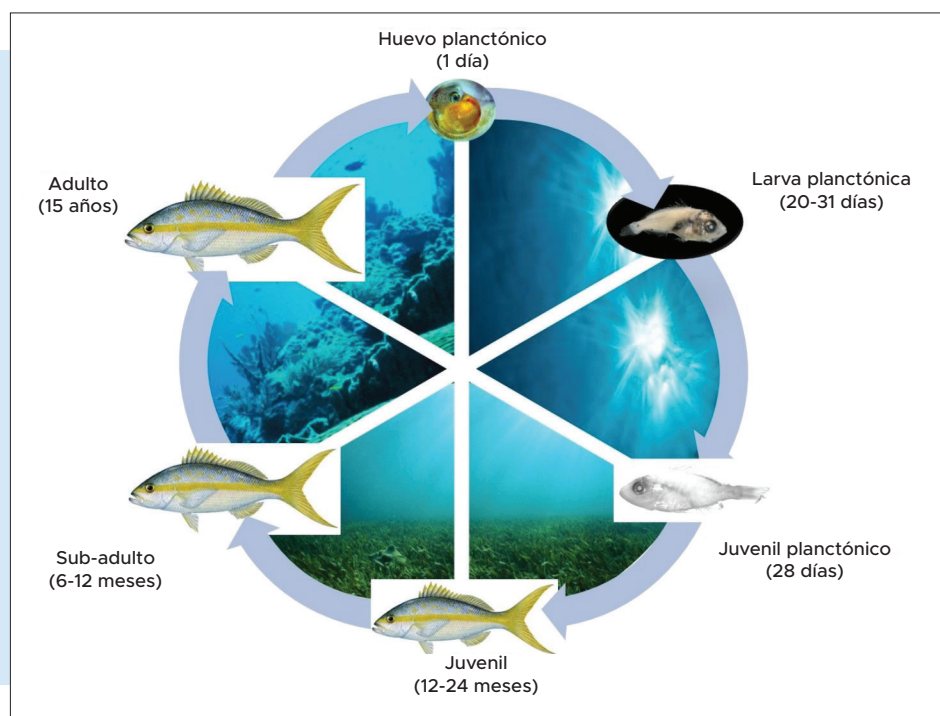


Figura 8. Ciclo de vida del pargo cola amarilla y cambios en el uso del hábitat relacionado con su crecimiento y tamaño (Mumby *et al.* 2014a).

Incorporación de la conectividad

La conectividad (vinculación demográfica de las poblaciones locales a través de la dispersión de individuos como larvas, juveniles o adultos: Jones *et al.* 2009) es un factor importante a considerar en el diseño de redes de ZR, ya que tiene importantes implicaciones para la persistencia de las metapoblaciones y su recuperación después de una perturbación (Botsford *et al.* 2003, McCook *et al.* 2009, Green *et al.* 2014a, b).

La mayoría de las especies marinas de arrecife de coral y pelágicas costeras tienen un ciclo de vida bipartito, donde las larvas son pelágicas antes de asentarse fuera del plancton y pasar el resto de sus vidas más estrechamente asociadas con el bentos (figura 8). Las especies varían en gran medida en la distancia que se mueven durante cada fase del ciclo de vida (Palumbi 2004), aunque las larvas de la mayoría de las especies tienden a moverse mayores distancias (decenas o cientos de kilómetros) que los juveniles y adultos los cuales tienden a ser más sedentarios (véase la revisión en Green *et al.* 2014b). Las excepciones incluyen especies donde los juveniles y adultos presentan grandes cambios ontogénicos de hábitat (los juveniles utilizan diferentes hábitats que los adultos) o migraciones de desove (decenas a cientos de km), y especies pe-

lágicas que se mueven grandes distancias (cientos a miles de km: véase la revisión en Green 2014a, b).

Cuando los juveniles y adultos dejan una ZR, se vuelven vulnerables a la presión por pesca, mientras que las larvas que dejan una ZR pueden dispersarse generalmente sin mayor riesgo debido a su pequeño tamaño y limitada exposición a la pesca (Gaines *et al.* 2010). Por lo tanto, para que las ZR protejan la biodiversidad y mejoren las poblaciones de especies en zonas de pesca intensiva, deben ser capaces de sostener a los juveniles y adultos de las especies focales (particularmente las especies pesqueras) dentro de sus límites, y estar ubicadas de manera que puedan funcionar como redes que mutuamente se reabastecen de larvas al mismo tiempo que proporcionan subsidios de reclutamiento a las zonas de pesca (véase revisiones en Green *et al.* 2014a, b).

Por lo tanto, los patrones de movimiento de las especies focales en cada etapa del ciclo de vida es un factor importante a considerar en el diseño de redes de ZR (Bostford *et al.* 2003, Palumbi 2004, Green *et al.* 2014a, b). Cuando se conocen los patrones de movimiento de las especies focales, esta información puede ser utilizada para definir la configuración (tamaño, forma y ubicación) de las ZR para maximizar los beneficios tanto para la pesquería como para la conservación (Hastings y Bostford 2003, véase la revisión en Green *et al.* 2014a, b).

Algunas especies necesitan áreas más grandes que otras para vivir, comer y reproducirse.

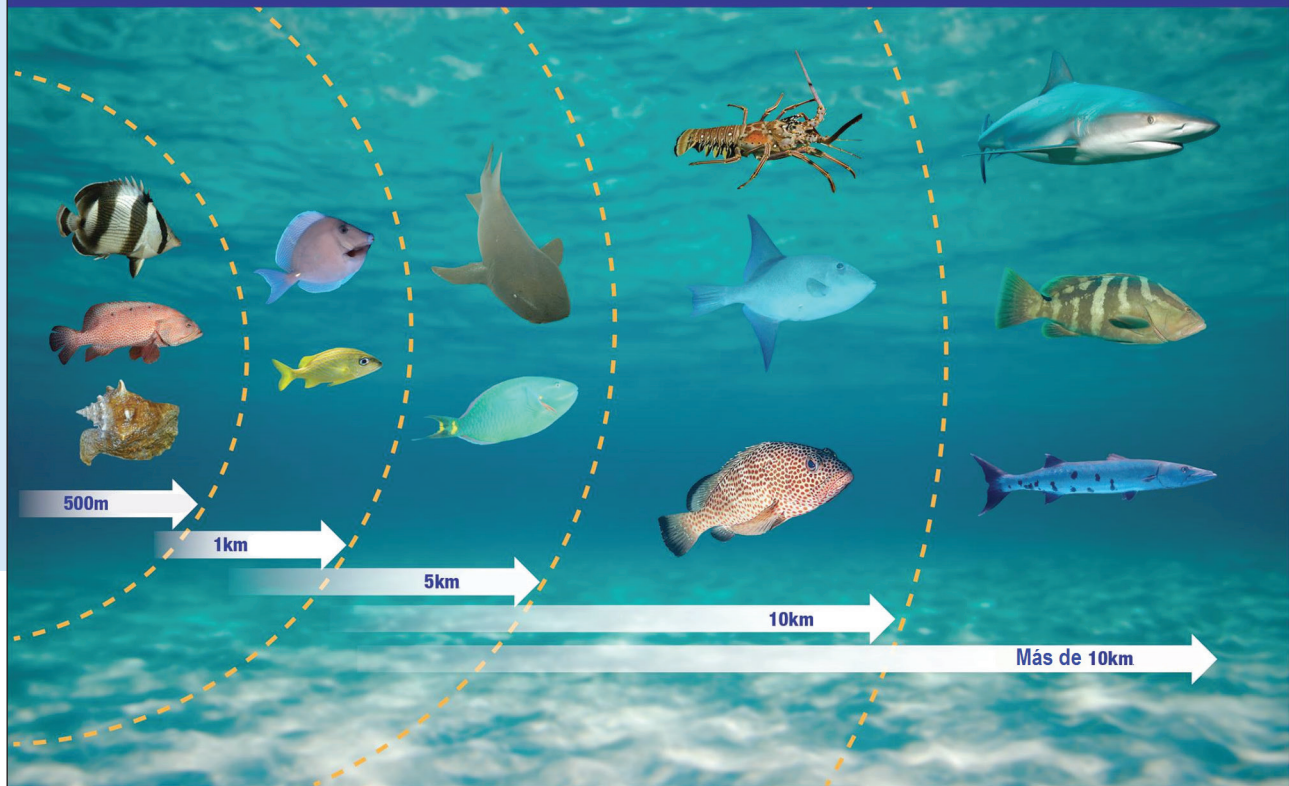


Figura 9. El tamaño de las ZR debe ser más del doble que del patrón de movimiento de juveniles y adultos de las especies focales para su protección, e integrarse con otras herramientas de manejo pesquero para proteger especies cuyos patrones de movimiento son mayores que el tamaño de la ZR. [Poster modificado y traducido a partir de "The Bahamas Protected MPA Infographic Series 2017", donde las distancias de movimiento son de Green *et al.* (2014, este reporte)].

Considerar los patrones de movimiento de adultos y juveniles de especies focales al determinar el tamaño de las ZR

Las ZR deben tener el doble del tamaño que el patrón de movimiento de los juveniles y adultos de las especies focales para su protección; y las ZR deben integrarse a otras herramientas de manejo a fin de manejar especies de extenso patrón de movimiento que no puedan ser protegidas dentro de las ZR

Para que las ZR protejan la biodiversidad y contribuyan al mejoramiento de las pesquerías fuera de sus límites, deben ser lo suficientemente grandes para sostener las especies pesqueras dentro de sus límites durante las etapas juveniles y adultas del ciclo de vida (Palumbi 2004, Gaines *et al.* 2010, Green *et al.* 2014a, b). Esto permite el mantenimiento del stock de reproductores, permitiendo a los individuos dentro de las ZR crecer hasta la madurez, aumentar en biomasa y en su potencial reproductivo,

y contribuir más al reclutamiento y regeneración del stock (Russ 2002, Green *et al.* 2014a, b).

Cuando se conocen los patrones de movimiento de las especies focales, estos pueden ser utilizados para identificar el tamaño mínimo recomendado de las ZR (Green *et al.* 2014, b). Por ejemplo, Green *et al.* (2014b) proporcionaron una revisión global de los patrones de movimiento (e.g. patrón de desplazamiento, cambios ontogénicos y migraciones de desove) de 34 familias y 210 especies de peces de arrecife de coral y peces pelágicos costeros (incluyendo 29 familias y 81 especies del Caribe), y usaron esta información para recomendar tamaños mínimos de ZR para estas especies basándose en los patrones de movimiento de los juveniles y adultos. Green *et al.* (2014b) recomendaron que las ZR deben ser más del doble del tamaño que del patrón de movimiento de las especies focales para su protección (Green *et al.* 2014b). Sin embargo, es importante tener en cuenta que estas recomendaciones de tamaño mí-

Tabla 3. Patrones de movimiento de las tres especies focales de pesca del SAM

Especie	Tipo de movimiento	Distancia	Fuente
Caracol rosado	Diario (ámbito doméstico)	0.012-0.25 km (0.005-0.06 km ²)	Delgado y Glazer 2007, Bissada-Gooding y Oxenford 2009, Glazer <i>et al.</i> 2013
	Cambios ontogénicos	~ 0.4-0.7 km	Peel y Aldana Aranda 2012
	Estacional (desove)	0.17-0.4 km	Hesse 1979, Stoner y Sandt 1992
Langosta espinosa	Diariamente (ámbito doméstico)	0.2-1 km; hasta 3-7 km por más tiempo (0.09-1 km ²)	Davis 1977, Acosta 2002, Bertelsen y Hornbeck 2009
	Cambios ontogénicos	1-10 km; máx. 210 km	Davis 1977, Davis y Dodrill 1989, Dahlgren datos no publicados
	Estacional (desove)	0.5-10 km	Herrnkind <i>et al.</i> 1973, Davis 1977, Bertelsen y Hornbeck 2009, Bertelsen 2013, Dahlgren datos no publicados
Mero de Nassau	Diario (ámbito doméstico)	0.1-0.2 km (~0.018 km ²)	Bolden 2001
	Cambios ontogénicos	1-10km; máx. 20 (estimado)	Dahlgren datos no publicados
	Estacional (desove)	20-250 km	Bolden 2000, Semmens 2006, Starr <i>et al.</i> 2007, Dahlgren <i>et al.</i> 2016

nimo deben aplicarse a los hábitats específicos que usan estas especies focales (en todas direcciones), más que el tamaño total de la ZR (Green *et al.* 2014a, b). Lo ideal sería combinar todo este análisis con el conocimiento de los factores clave que influyen en los patrones de movimiento (e.g. tamaño, sexo, comportamiento, densidad, características del hábitat, temporada, mareas y hora del día), y la forma cómo se distribuyen los individuos para determinar el número de individuos que una ZR de un tamaño específico puede proteger (Green *et al.* 2014b).

Las especies cuyos patrones de movimiento superan el tamaño de las ZR únicamente serán objeto de una protección parcial, aunque las ZR pueden proporcionar beneficios para estas especies si protegen lugares específicos donde los individuos se agregan y son especialmente vulnerables a la mortalidad por la pesca (e.g. ARP: ver *Protección de áreas críticas, especiales y únicas*). Por lo tanto, las ZR tendrán que ser integradas con otras herramientas de manejo pesquero para manejar las especies de extenso patrón de movimiento que no puedan protegerse dentro de los límites de las ZR (Green *et al.* 2014a, b).

Para facilitar el uso de este enfoque en el SAM, hemos proporcionado la mejor información disponible sobre los patrones de movimiento de las especies del Caribe, que el personal en el campo puede

utilizar para determinar el tamaño de sus ZR basándose en los patrones de movimiento de las especies focales. Para ello, se utilizó la información proporcionada por Green *et al.* (2014b) para especies de peces del Caribe, y se agregó nueva información para el mero Nassau y macabí (véase *Apéndice III*, figura 9 y tabla 3). Algunas especies de peces del Caribe se mueven <0.1-0.5 km (e.g. algunos peces ángel, cirujanos, peces loro, meros, roncós, jureles y pez chivo) o 0.5-3 km (e.g. algunos cirujanos, meros, roncós, corvinas, pargos y peces loro), mientras que otros se mueven decenas a cientos (e.g. algunos meros, jureles, macabí, caballa, barracudas, pargos, peces loro, tiburones y rayas) o miles de kilómetros (e.g. algunos tiburones, atún y pez espada). Por lo tanto, las ZR de diferentes tamaños probablemente benefician a diferentes especies.

También adaptamos este enfoque para incluir los datos de movimiento para dos invertebrados comercialmente importantes: el caracol rosado y la langosta espinosa (tabla 3). El caracol rosado no se mueve mucho, menos de 0.3-0.7km diariamente (ámbito doméstico) o durante los cambios ontogénicos y movimientos de desove (tabla 3). Por lo tanto, las ZR pequeñas y de tamaño moderado (<1-2 km de ancho) probablemente benefician a esta especie. En contraste, la langosta espinosa tiene patrones de movimiento de <7 kilómetros y se mueven

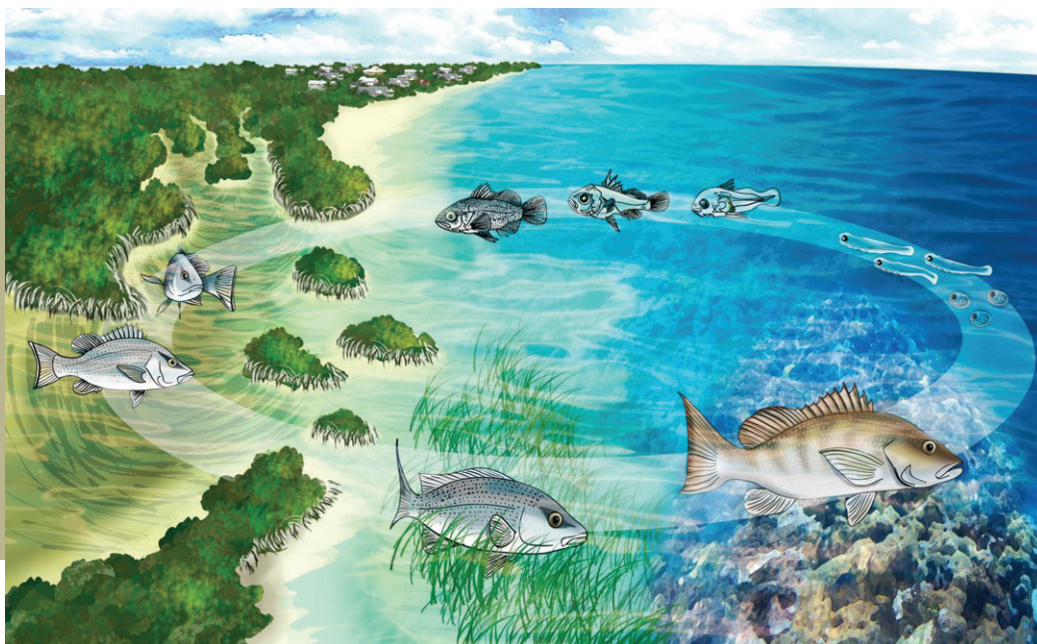


Figura 10. El pargo gris utiliza diferentes hábitats durante su vida (Brumbaugh 2014).

mayores distancias durante sus cambios ontogénicos y migraciones de desove (<10 a 210 km: tabla 3). Por lo tanto, se requerirán ZR más grandes para las langostas espinosas (e.g. 14 km de ancho para proteger sus patrones de movimiento), las cuales deben combinarse con otras herramientas de manejo (e.g. cierres estacionales) para manejar esta especie, mientras atraviesa sus cambios ontogénicos o realiza sus migraciones de desove fuera de las ZR.

Las prioridades de investigación incluyen el desarrollo de una lista común de las especies focales más significativas para toda la región y de estudios empíricos sobre los patrones de movimiento de las especies focales que se requieren para afinar este enfoque en el SAM.

Asegurar que las ZR estén lo suficientemente cerca para permitir el movimiento de las especies focales entre los hábitats utilizados a lo largo del ciclo de vida

Algunas especies utilizan diferentes hábitats a lo largo de sus vidas (e.g. patrón de movimiento diario, zonas de crianza y desove: revisado en Green *et al.* 2014b). Por lo tanto, la ubicación de las ZR debe basarse en información sobre la distribución de los hábitats clave utilizados por las especies focales, y los patrones de movimiento de juveniles y adultos

entre dichos hábitats (e.g. vía cambios ontogénicos de hábitat o migraciones de desove: figura 10, Green *et al.* 2014b) para incluir todos los hábitats relevantes a fin de que las especies completes su ciclo de vida.

Por ejemplo, algunas especies de arrecifes de coral pasan por cambios ontogénicos donde utilizan diferentes tipos de hábitat (e.g. manglares y pastos marinos) como zonas de crianza antes de pasar a su hábitat de adulto en los arrecifes de coral (figura 10: revisado en Green *et al.* 2014b, véase *Protección de áreas críticas, especiales y únicas*).

Con el objeto de proporcionar protección adecuada a las especies que pasan por cambios ontogénicos de hábitat, cada hábitat utilizado por los juveniles y adultos debe ser protegido dentro de ZR individuales. Si esto no es posible (e.g. movimientos ontogénicos de larga distancia que no pueden ser acomodados dentro de ZR individuales), los diferentes hábitats que las especies focales utilizan en diferentes momentos pueden ser protegidos dentro de múltiples ZR más pequeñas con tal de que la ubicación de estas ZR contemple en su conjunto, los movimientos ontogénicos de las especies focales entre los hábitats protegidos (Green *et al.* 2014).

Para las especies que realizan migraciones de desove, como muchas especies económicamente importantes de mero y pargo (véase *Protección de áreas críticas, especiales y únicas*), es importante

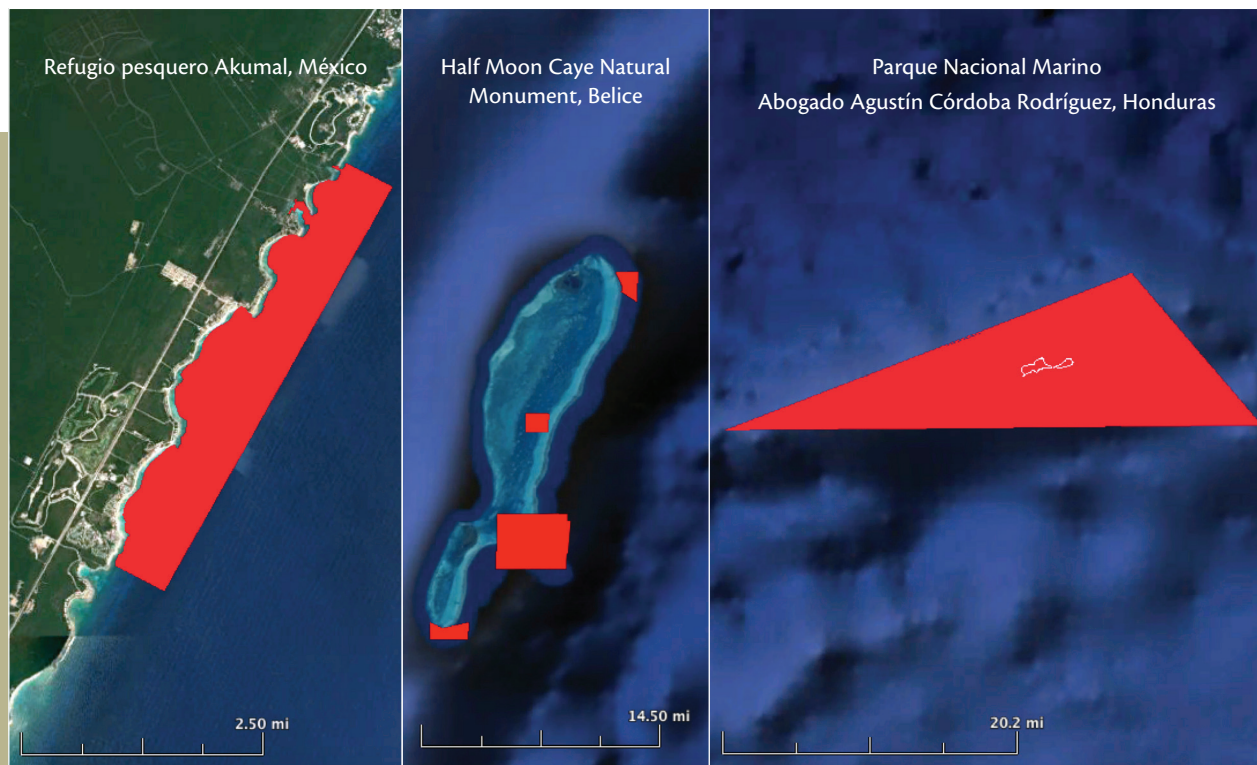


Figura 11. Ejemplos de: ZR alargada basada en la forma del arrecife en México; ZR de forma compacta en Belice, y ZR cubriendo todo el sistema arrecifal en Honduras (derecha).

proteger las agregaciones reproductivas de peces (ARP), corredores migratorios y áreas de descanso, además de proteger los patrones de movimiento diario de una proporción suficientemente grande de la población (Rhodes y Tupper 2008, Rhodes *et al.* 2012). Si se conoce la ubicación temporal y espacial de estas áreas críticas, las mismas deben protegerse en ZR (Zeller 1998, Sadovy y Domeier 2005, Rhodes y Tupper 2008, Rhodes *et al.* 2012). Si se desconoce la ubicación de estas áreas o si la escala de movimiento es demasiado grande para ser incluida en ZR individuales (e.g. migraciones de desove a grandes distancias), se requerirán otras acciones de manejo (e.g. cierres estacionales: Dahlgren *et al.* 2016, véase *Permitir tiempo para la recuperación*).

Las ZR deben incluir, cuando sea posible, unidades ecológicas enteras

Incluir unidades ecológicas enteras en las ZR (e.g. arrecifes o manglares) (McLeod *et al.* 2009, Green *et al.* 2014a: figura 11) ayuda a mantener la integridad de las ZR, ya que muchas especies tienden a

permanecer dentro de sus hábitats preferidos (Chapman y Kramer 2000, Farmer y Ault 2011).

Diseñar ZR utilizando formas compactas en lugar de alargadas

En sitios donde los límites de las ZR tienen mucha pesca, se deben utilizar ZR de formas compactas (e.g. cuadradas: figura 11) ya que estas formas minimizan el efecto de borde al limitar el desbordamiento de juveniles y adultos en comparación con otras formas (e.g. alargadas, o sea, rectángulos largos y delgados). Esto ayuda a mantener la integridad de las ZR, y por lo tanto la sostenibilidad de su contribución a la protección de la biodiversidad, la producción pesquera y la resiliencia de los ecosistemas (IUCN-WCPA 2008, McLeod *et al.* 2009, Green *et al.* 2013, 2014a, b).

Una excepción puede ser donde los hábitats a ser protegidos son naturalmente alargados. Por ejemplo, muchas secciones del SAM mexicano se caracterizan por una costa lineal y arrecifes y batimetría empinada, en cuyo caso las formas alargadas pueden ser más favorables (figura 11).

Diseñar una red de ZR para mantener la conectividad larval dentro y entre las ZR, y para maximizar la dispersión hacia las zonas de pesca.

La mayoría de las especies marinas liberan gametos fertilizados a la columna de agua (figura 8) las cuales se dispersan por corrientes influidas por el viento, oleaje, corrientes oceánicas y remolinos oceánicos de mesoescala. Estos huevos transportados pasivamente avanzan en su metamorfosis convirtiéndose en larvas móviles que también son transportadas por el movimiento del agua, pero tienen cierta capacidad de modificar activamente sus posiciones verticales y horizontales. Este movimiento a gran escala de propágulos hace que la conectividad entre las áreas de desove y cría sea un elemento clave a considerar en el diseño de redes de ZR, y es quizá la brecha científica más importante en el diseño de redes de áreas marinas protegidas (Heyman *et al.* 2008).

Para que las poblaciones persistan a través del tiempo, la cantidad de larvas que llegan a ellas debe dar lugar a un reclutamiento igual o mayor que la mortalidad (dispersión de mantenimiento: Jones *et al.* 2009). Donde menores niveles de dispersión pueden tener una función importante ayudando a las poblaciones a recuperarse después de una perturbación (dispersión semilla), pero no son suficientes para mantener las poblaciones a través del tiempo.

En zonas de pesca intensiva donde hay poca o ninguna reproducción fuera de las ZR, la persistencia de las poblaciones de especies focales dentro de las ZR depende del reclutamiento hacia las poblaciones locales en una de dos maneras:

1. Auto-persistencia donde las poblaciones en ZR individuales son auto-sostenibles a través de la retención de larvas (donde >10-20% de las larvas

retornan a su fuente natal: Gaines *et al.* 2010), lo cual es más probable cuando las ZR son grandes (Botsford *et al.* 2014, Green *et al.* 2014b). Sin embargo, incluso las ZR pequeñas pueden proporcionar beneficios de reclutamiento dentro y cerca de sus límites cuando el auto-reclutamiento es común (e.g. peces de arrecife: Jones *et al.* 2007, Green *et al.* 2014a, b).

2. Persistencia de la red donde las poblaciones de especies focales se mantienen dentro de una red de ZR que cubren una fracción adecuada del hábitat (ver Representación de hábitats), donde cada ZR contribuye a la tasa de crecimiento de la metapoblación (Gaines *et al.* 2010, Botsford *et al.* 2014). En esta situación, la conectividad larval entre ZR permite que la población distribuida en toda la red sea protegida incluso cuando las ZR individuales son demasiado pequeñas para ser autosostenibles (véase Botsford *et al.* 2014).

Cuando la presión por pesca es baja o la pesquería está bien administrada (al Rendimiento Máximo Sostenible, o menos), el aporte de larvas proveniente de las áreas bajo pesca puede ser importante para asegurar la persistencia de una especie y también debe considerarse en el proceso de diseño (Botsford *et al.* 2014).

Una red de ZR que produce beneficios pesqueros debe equilibrar dos objetivos diferentes: asegurar que suficientes larvas permanezcan en la red para que sea auto-sostenible o persistente, y maximizar el movimiento de larvas a las zonas de pesca para beneficiar la pesquería a través del desbordamiento de larvas (Hastings y Botsford 2003). Tanto la persistencia como el desbordamiento dependen de los patrones de conectividad de la región de interés, pero la configuración de una red de ZR que maximiza uno de estos objetivos con frecuencia no

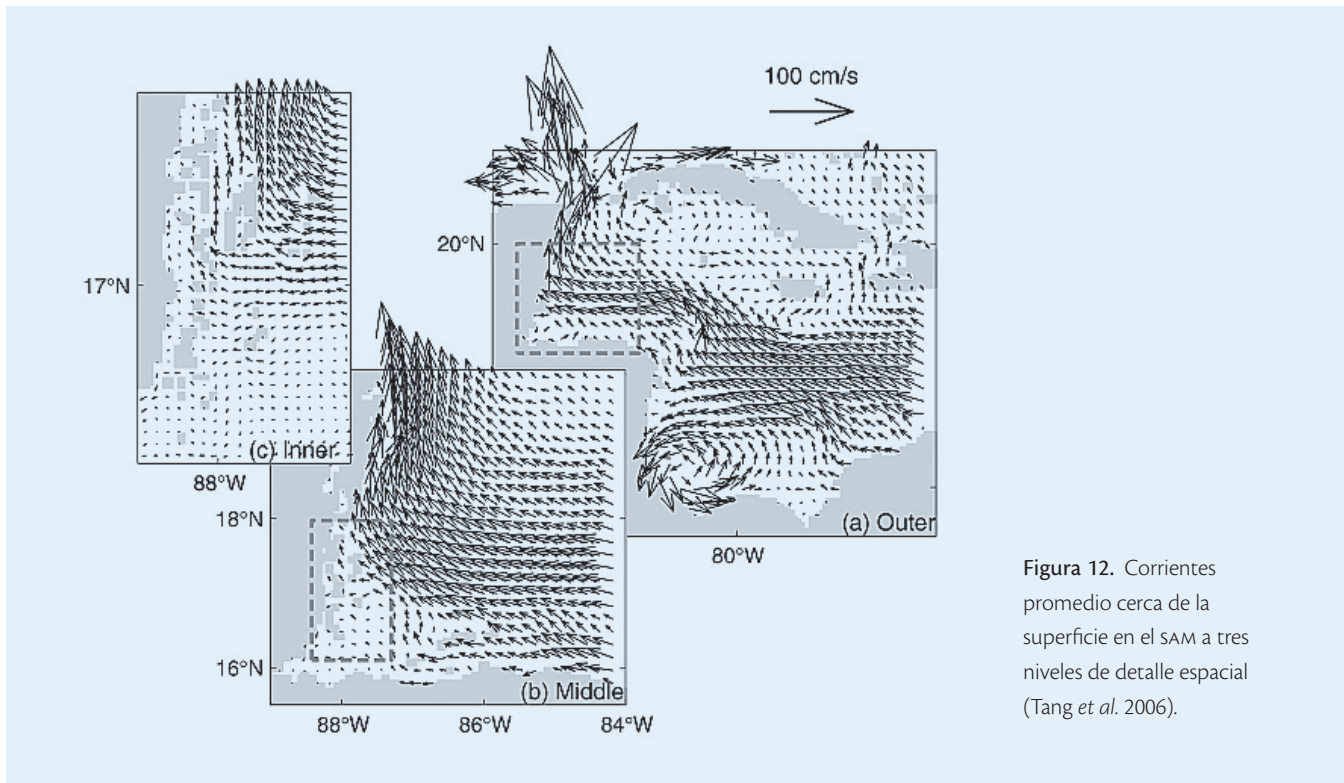


Figura 12. Corrientes promedio cerca de la superficie en el SAM a tres niveles de detalle espacial (Tang *et al.* 2006).

será el mejor diseño para maximizar el otro (Hastings y Botsford 2003, Lester *et al.* 2013, Chollett *et al.* en prensa) y ambos necesitan ser considerados explícitamente en la planificación espacial marina. Por lo tanto (dentro de lo posible) se deben utilizar modelos espaciales integrales y detallados de la persistencia de las poblaciones de las especies focales tomando en cuenta todos los factores relevantes (incluyendo la dispersión larval y presión por pesca) a fin de determinar la configuración óptima para redes de ZR que produzcan beneficios tanto para la conservación como para la pesca (Botsford *et al.* 2014).

A la fecha se cuenta con una gran cantidad de investigación en el Caribe la cual ha generado avances para comprender su oceanografía (e.g. Richardson 2005, Alvera-Azcárate *et al.* 2009) y los patrones de conectividad larval usando modelos de dispersión larval (e.g. Cowen *et al.* 2006, Schill *et al.* 2015), o datos genéticos (e.g. Foster *et al.* 2012, Jackson *et al.* 2014). El trabajo específico en el SAM ha dilucidado sus complejos patrones oceanográficos, ya sea usando flotadores (e.g. Ezer *et al.* 2005, Tang *et al.* 2006, Carrillo *et al.* 2015: figura 12) o datos satelitales del color del océano (e.g. Sheng *et al.* 2007, Soto *et al.* 2009). También se han realizado algunos esfuerzos para identificar las vías de conectividad usando datos genéticos, pero estos carecen

de cobertura a nivel de toda la región tal como lo requiere la planificación espacial marina (e.g. Sánchez *et al.* 2014, Truelove *et al.* 2015).

Recientemente, se han desarrollado métodos para balancear la influencia de los patrones de dispersión larval en el diseño de redes de ZR tanto para objetivos de conservación como de pesca (Rassweiler *et al.* 2014, Chollett *et al.* en prensa). Por ejemplo, Chollett *et al.* (en prensa) utilizaron datos modelados de dispersión larval de la langosta espinosa para planificar una red de ZR en la zona oriental de Honduras a fin de asegurar beneficios para la pesca y la sostenibilidad del recurso, usando fuentes de datos y un enfoque que pueden ser transferibles al SAM. Este enfoque, sin embargo, solo toma en cuenta datos modelados de conectividad (los cuales son datos sustitutos para los patrones reales de conectividad) y no incluye ningún otro elemento en el diseño (e.g. intercambio con otros usos).

A pesar de que existen diversas fuentes de datos de conectividad en el SAM, y actualmente se cuenta con herramientas para diseñar redes de ZR a fin de mantener la conectividad larval dentro y entre la red y maximizar la dispersión a las áreas abiertas a la pesca, son necesarios más estudios antes de poder utilizar un enfoque particular en la región. Las prioridades de investigación incluyen:

1. Revisión de todos los estudios previos sobre conectividad oceanográfica, modelos de dispersión larval y conectividad genética en el SAM;
2. Evaluación del potencial y el valor de combinar estos tres tipos de datos para aportar información a la planificación espacial marina; y
3. Uso de datos específicos de la región (Pasos 1 y 2) a fin de identificar el mejor enfoque para usar la dispersión larval en el diseño de una red de ZR para el SAM con el propósito de asegurar beneficios para la pesca y la sostenibilidad del recurso.

Permitir tiempo para la recuperación

Las ZR deben ser establecidas de forma permanente para permitir la recuperación de las poblaciones de todas las especies focales y aumentar la producción pesquera a largo plazo.

Las ZR estacionales pueden utilizarse para proteger las especies focales durante etapas críticas de su ciclo de vida (e.g. áreas de desove y crianza).

La recuperación en las ZR se puede lograr de varias maneras dependiendo de los objetivos de manejo. Por ejemplo, la recuperación de las poblaciones marinas para proteger la biodiversidad puede ser obtenida cuando las poblaciones han alcanzado su plena capacidad de carga (Abesamis *et al.* 2014), o cuando se han recuperado al 90% de su biomasa no sujeta a la pesca (MacNeil *et al.* 2015). Por otra parte, la recuperación de las poblaciones marinas para el manejo de pesquerías podría lograrse cuando estas se han recuperado a un nivel que les permita sostener la presión por pesca (e.g. cuando se protege el 35-40% de los niveles de la biomasa reproductiva del stock no sujeto a pesca para garantizar un adecuado reabastecimiento del stock: Botsford *et*

al. 2001, Fogarty y Botsford 2007, FAO 2011). Otro enfoque es evaluar la recuperación en términos de cuando las poblaciones se han recuperado lo suficiente para mantener su papel funcional en el ecosistema (e.g. véase Mumby *et al.* 2013, MacNeil *et al.* 2015, McClanahan *et al.* 2015).

Las especies difieren en su vulnerabilidad intrínseca a la pesca y las tasas de recuperación de la población después que cesa la pesca en las ZR (revisado en Abesamis *et al.* 2014; figura 13). Muchos factores influyen en los tiempos de recuperación de las poblaciones marinas, incluyendo sus características de ciclo de vida (e.g. tamaño máximo del cuerpo, tasa de crecimiento individual, longevidad, edad o longitud a la madurez y tasa de mortalidad natural) y nivel trófico (Abesamis *et al.* 2014). Por lo tanto, las poblaciones de especies carnívoras de mayor tamaño (e.g. meros, pargos y jureles) tienden a tardar más tiempo en recuperarse que las especies de cuerpo más pequeño ubicadas en niveles inferiores de la red trófica (e.g. planctívoros y herbívoros: Abesamis *et al.* 2014). La tasa de recuperación de la población también depende de la composición de las especies en los ecosistemas locales, tamaño de la ZR, tipo y calidad de hábitat, productividad local, tamaño de la población remanente, reducción de la mortalidad por pesca, dinámica depredador-presa y de competencia, variación del reclutamiento y estructura de la metapoblación (Abesamis *et al.* 2014).

Los datos empíricos del monitoreo a largo plazo (>40 años) han demostrado cómo la protección a largo plazo de todos los grupos de peces de arrecifes en las ZR es necesaria para recuperar su plena capacidad de carga después de la sobreexplotación (revisado en Abesamis *et al.* 2014). Por ejemplo, en zonas de pesca intensiva en Filipinas, las poblaciones de planctívoros (e.g. Caesionidae) y algunos herbívoros (e.g. peces loro) se recuperaron en <5-10 años en las ZR. Sin embargo, las



Figura 13. Las ZR deben ser establecidas de forma permanente para permitir la recuperación de las poblaciones de todas las especies focales y mejorar la producción pesquera a largo plazo. [Poster traducido a partir de "The Bahamas Protected MPA Infographic Series 2017", basado en tiempos de duplicación de población reportados por www.fishbase.org].

poblaciones de depredadores grandes (e.g. meros y pargos) tomaron 20-40 años para recuperarse (Stockwell *et al.* 2009, Russ y Alcalá 2010). Tasas de recuperación más rápidas se han registrado en ZR donde la presión por pesca es menor (e.g. Gran Barrera de Coral y Papúa Nueva Guinea: Russ *et al.* 2008, Hamilton *et al.* 2011), mientras que se han registrado tasas de recuperación más largas en otras zonas de pesca intensiva (e.g. las poblaciones de peces loro tardaron 20-25 años para recuperarse en Kenia: McClanahan *et al.* 2007).

Los datos empíricos sobre los tiempos de recuperación de las especies focales en las ZR del SAM son limitados, sin embargo, proporcionan información útil. Por ejemplo, Polunin y Roberts (1993) mostraron una mayor abundancia, tamaño o biomasa de 23% de las especies sometidas a presión pesquera (e.g. algunos pargos, peces loro y cirujanos) en la ZR de Hol Chan en Belice después de cuatro años de protección.

También se cuenta con datos limitados de monitoreo para otros sitios en la región. Por ejemplo, el Parque Marino y Terrestre Exuma Cays es una de las ZR más grandes (456 km²) en el Caribe, y el monitoreo mostró que en los ocho años de protección (comenzando en 1986), la abundancia del mero Nassau fue 1.7-2 veces mayor en el parque que en las áreas de pesca; la densidad del caracol fue ~10 veces mayor dentro del parque, y la densidad de langosta espinosa fue ~4 veces mayor que en hábitats similares en otros lugares (Dahlgren 2004 y referencias incluidas). Del mismo modo, las poblaciones de caracol en las ZR dentro de la Reserva Marina Arrecife Glover en Belice aumentaron su densidad 4-5 veces entre 1997-2000, mientras que las poblaciones en las áreas abiertas a la pesca disminuyeron en promedio (Acosta 2006).

Otros estudios realizados en la región también han demostrado que las poblaciones de peces loro fueron capaces de recuperarse al cabo de seis a

siete años (en términos de biomasa y proporción de sexo) después de haber sido efectivamente protegidas por una prohibición del uso de trampas de pesca en Bermuda en 1990 (O'Farrell *et al.* 2015a, b).

Puesto que los datos de monitoreo a largo plazo de las especies focales en las ZR en la región son limitados, no se sabe con certeza el tiempo que toma la recuperación completa de todas las especies focales. Sin embargo, basado en las experiencias de otros ecosistemas de arrecifes de coral alrededor del mundo (véase más arriba), la recuperación de todas las especies focales dentro de las ZR en el SAM probablemente tome varias décadas (>20-40 años).

Por lo tanto, se requiere una protección a largo plazo en las ZR para que todas las especies crezcan hasta la madurez, aumenten en biomasa y contribuyan con más huevos y larvas para recuperar las poblaciones, mejorar las pesquerías adyacentes y mantener la salud y resiliencia del ecosistema (revisado en Abesamis *et al.* 2014, Green *et al.* 2014a) en el SAM. La protección permanente asegurará que estos beneficios se mantengan en el largo plazo (Russ y Alcalá 2004, Hart 2006, Kaplan *et al.* 2010). También será necesario una estricta aplicación de las normas para garantizar la recuperación total y maximizar así los beneficios dentro de las ZR y áreas adyacentes (Abesamis *et al.* 2014).

Las ZR de corto plazo (<5 años) o en la que se permite una captura pesquera periódica a veces se utilizan en el manejo de las pesquerías. En otras regiones del mundo (e.g. en Papúa Nueva Guinea e islas Solomon) las ZR con captura pesquera periódica se utilizan para hacer frente a necesidades particulares de manejo, por ejemplo, si las comunidades desean acumular recursos pesqueros para ciertas celebraciones o cerrar áreas a la pesca por razones culturales (Foale y Manele 2004). En Guatemala, actualmente se están implementando ZR de corto

plazo (5 años) dentro del Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, bajo el supuesto de que promoverán la sostenibilidad de los recursos pesqueros. Sin embargo, mientras que estos cierres pueden proporcionar beneficios de corto plazo para algunas especies y comunidades, sus beneficios son limitados en términos de conservación de biodiversidad, provisión de beneficios de largo plazo para la pesca o construcción de resiliencia, donde el objetivo es construir y mantener comunidades naturales saludables, y sostener los servicios ecosistémicos (Jupiter *et al.* 2012, Abesamis *et al.* 2014, Green *et al.* 2014a). Ello se debe a que los beneficios de las ZR de corto plazo o periódicas se pierden rápidamente cuando las ZR vuelven a abrirse a la pesca, a menos que las pesquerías se manejen con mucho cuidado para asegurar que la cantidad capturada sea menor que la cantidad acumulada durante la protección (Jupiter *et al.* 2012).

Por lo tanto, las ZR deben establecerse de forma permanente. Las ZR de corto plazo no son recomendables, ya que solo proporcionan beneficios limitados a algunas especies en el corto plazo, beneficios que se pierden rápidamente una vez que estas áreas se abren a la pesca, a menos que se manejen con mucho cuidado (que rara vez es el caso). Por lo tanto, si se van a utilizar ZR de corto plazo, deben utilizarse en combinación con ZR permanentes, y no en vez de las mismas. La excepción son los cierres estacionales que protegen áreas críticas en momentos críticos (e.g., ARP o zonas de crianza), los cuales pueden ser muy importante para proteger o restablecer las poblaciones de especies focales pesqueras (véase *Protección de áreas críticas, especiales y únicas*). Por lo tanto, si se utilizan ZR a corto plazo, deben utilizarse además de y no en lugar de ZR permanentes. La excepción son los cierres estacionales para proteger áreas críticas en momentos críticos (por ejemplo, ARP o áreas de vi-

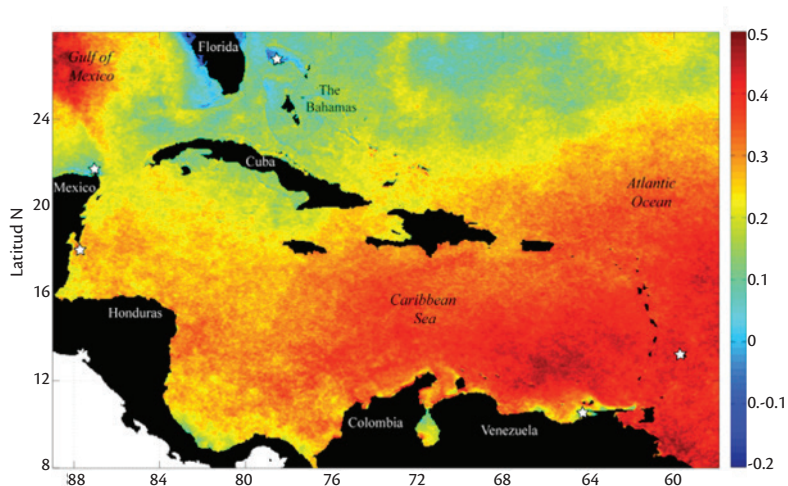


Figura 14. Tendencias en la temperatura de la superficie del mar en el Caribe durante el período 1985-2009 (datos del satélite Pathfinder AVHRR: Chollett *et al.* 2012a)

vero), lo cual puede ser muy importante para proteger o restaurar poblaciones de especies focales de pesca (ver Protección de áreas críticas, especiales y únicas).

El monitoreo a largo plazo (>20-40 años) es necesario para entender más acerca de las tasas de recuperación de todas las especies focales dentro de las ZR, lo cual puede ser utilizado para proporcionar expectativas razonables con respecto a los plazos requeridos para ver los beneficios totales de las ZR para la conservación de la biodiversidad y el mejoramiento de las pesquerías en el SAM.

Adaptación a los cambios en el clima y a la química del océano

Abordar las amenazas del aumento de las temperaturas y del nivel del mar, así como los cambios en la química del océano, mediante: El incremento del porcentaje de la representación de los hábitats; la dispersión del riesgo; y el incremento en la protección de especies clave que aumentan la resiliencia del ecosistema (e.g., pez loro)

Los cambios en el clima (e.g. por aumento de la temperatura y nivel del mar) y la química del océano representan una amenaza grave y creciente para los ecosistemas marinos tropicales en todo el mundo (Burke *et al.* 2011). De particular preocupación, es la creciente frecuencia y severidad del blanqueamiento masivo de coral debido al aumento de las temperaturas de la superficie del mar (TSM), la inundación

de hábitats costeros (e.g. manglares, humedales de marea y zonas de anidación de tortugas) debido al incremento del nivel del mar, y el debilitamiento de los esqueletos calcáreos de los corales y otros organismos debido a la acidificación de los océanos (Hoegh-Guldberg *et al.* 2007, Lovelock y Ellison 2007, Pandolfi *et al.* 2011). Estas amenazas pueden tener graves consecuencias para los hábitats y especies marinas en el SAM, junto con los posibles efectos del cambio climático sobre los patrones de lluvia, las corrientes oceánicas y la intensidad de las tormentas (CATIE y TNC 2012).

El aumento de las temperaturas del mar muestra gran heterogeneidad espacial en el calentamiento del océano, tanto a escala global (IPCC 2014) como en el Caribe (Chollett *et al.* 2012a). En el Caribe, el calentamiento ha sido rápido en el período de 1985 al 2009, con un promedio de 0.29°C/década en toda la cuenca y aproximadamente 0.20°C/década en el SAM, el cual se está calentando de forma relativamente homogénea en toda la región (Chollett *et al.* 2012a: figura 14).

Los patrones de blanqueamiento del coral observados en el SAM han sido muy variables espacial y temporalmente durante los eventos de blanqueamiento en todo el Caribe en 1995, 1998, 2005, 2010 y 2015 (CARICOMP 1997, Goreau *et al.* 2000, Eakin *et al.* 2010, Kintisch 2010, Rivera-Sosa *et al.* 2016), observándose estrés térmico y blanqueamiento significativo en los arrecifes de SAM solamente después del evento de 1998 (Mumby 1999, Aronson *et al.* 2002). Durante cada evento de blanqueamiento co-

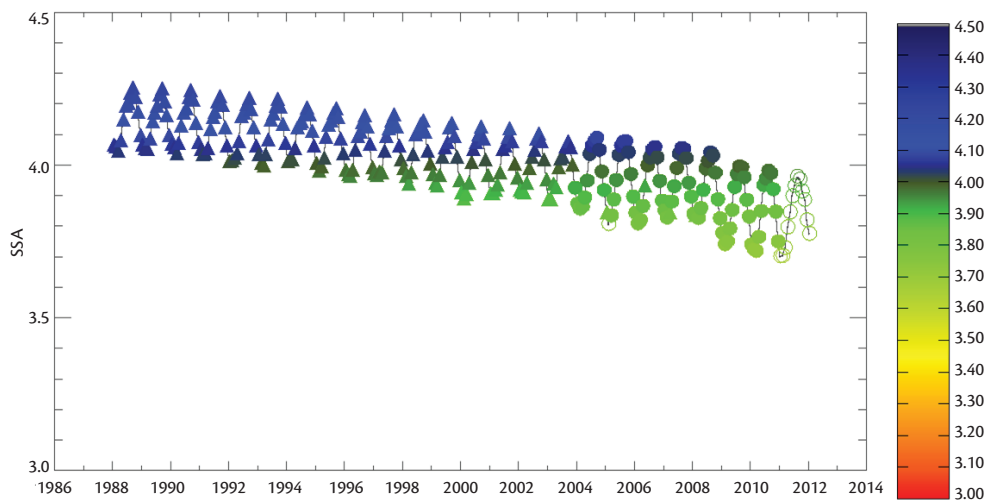


Figura 15. Series de tiempo del promedio del estado de saturación de aragonita para la región del Gran Caribe (<http://coralreefwatch.noaa.gov>, consultado 24/08/2016).

ralino, las fuerzas que influyen en el blanqueo difieren entre sitios, posiblemente debido a diferencias en las especies de coral y su vulnerabilidad al blanqueamiento o debido a adaptaciones localizadas.

Las temperaturas del océano se prevé que aumenten en el futuro (IPCC 2014). Los modelos climáticos globales a escala gruesa (aproximadamente 1 grado), han sido procesados utilizando enfoques estadísticos y dinámicos para producir proyecciones con niveles de resolución espacial de hasta de 11 kilómetros (e.g. Hooijdonk *et al.* 2015). Estas proyecciones podrían aportar datos a la planificación marina en la región una vez que la relevancia y exactitud de los productos haya sido evaluada a fondo.

Los patrones de cambio en la acidificación del océano también han sido descritos tanto a escala global (IPCC 2014) como a nivel del Caribe (Gledhill *et al.* 2008: figura 15), los cuales predicen un fuerte descenso en el estado de saturación de aragonita (Ω_{arg}) en el Caribe a una tasa aproximada de $-0.012 \Omega_{arg}/año$. El pH y el estado de saturación de aragonita se predice que continuará disminuyendo en el futuro (IPCC 2014). Sin embargo, hasta la fecha, los modelos climáticos solo proporcionan predicciones a escala gruesa (1 grado), por lo que no hay certeza en cuanto a su efecto en los hábitats y especies en el SAM a una escala espacial relevante para la planificación.

La predicción de las respuestas ecosistémicas a múltiples amenazas por el cambio climático es una tarea compleja, sobre todo porque la mayoría de los estudios sobre el estrés asociado al clima y su efecto en los ecosistemas marinos se centran en expe-

rimentos y factores de estrés específicos, organismos y/o procesos fisiológicos y luego se extrapolan a escalas de ecosistema (Mumby y van Woesik 2014). Algunos estudios han incluido múltiples aspectos en modelos que predicen la respuesta del ecosistema (e.g. Mumby *et al.* 2014b, Bozec *et al.* 2016). Sin embargo, todavía hay una gran cantidad de incertidumbre en cuanto a cómo los organismos modifican su entorno físico, la función de las interacciones indirectas entre las especies, y la magnitud del alcance para la aclimatación y adaptación que seguramente modificarán los resultados.

Las prioridades de investigación para tomar en cuenta los cambios en el clima y la química del océano en el diseño de redes de ZR en el SAM en el futuro incluyen: evaluación de los modelos de cambio climático que están actualmente disponibles, en términos de su relevancia, precisión y utilidad para la planificación en la región; realización de estudios de campo adicionales durante los eventos de blanqueamiento, y la producción de un análisis general de los datos disponibles del blanqueamiento no solo para afinar y validar los modelos de cambio climático, sino para identificar las fuentes de resistencia y resiliencia al blanqueamiento en el SAM; y el uso, expansión y validación de modelos y enfoques para identificar los hábitats y las especies que están más o menos amenazados por los cambios en el clima y la química del océano, a fin de poder utilizarlos para dar prioridad a las áreas de protección (e.g. Game *et al.* 2008, McLeod *et al.* 2009). Por ejemplo, Mumby *et al.* (2014b) combinaron un modelo de

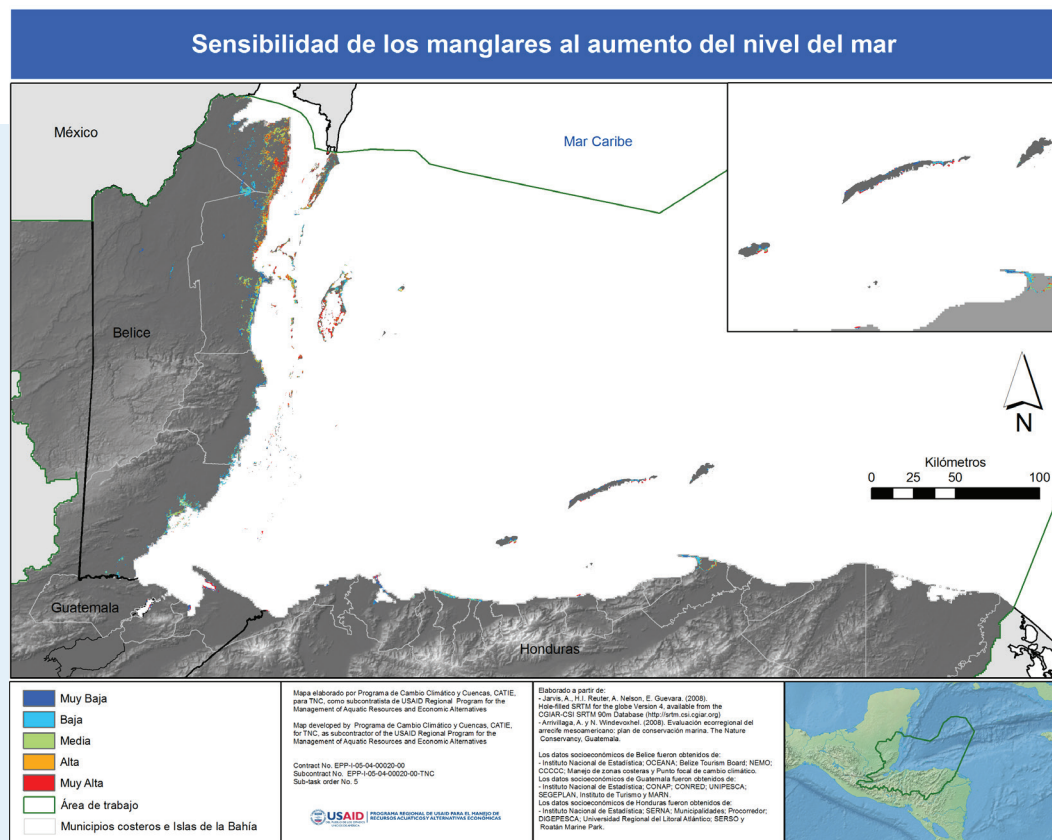


Figura 16a.
Sensibilidad de los manglares al incremento del nivel del mar en Belize, Guatemala y Honduras (CATIE y TNC 2012).

arrecifes de coral con predicciones del cambio climático para mapear las comunidades de coral que son más vulnerables o resilientes al cambio climático. El modelo fue producido para los arrecifes de Belize, y utilizó como insumos el estado observado de los arrecifes y los niveles actuales de estrés ambiental. Posteriormente, estos mapas se utilizaron para afinar el diseño de una red de ZR en Belize a fin de maximizar el número de arrecifes protegidos con al menos 50% de probabilidad de permanecer en buenas condiciones para el año 2030 bajo un escenario de emisiones de carbono manteniendo el status quo (Cruz *et al.* 2016).

Mientras no se cuente con más información sobre los impactos futuros de los cambios en el clima y la química del océano en los principales hábitats y especies, será necesario dispersar el riesgo mediante la protección de múltiples ejemplos de cada tipo de hábitat principal en las ZR. Esto puede lograrse aplicando los principios de diseño sobre la Representación de hábitats (Principio 1) y Dispersión del riesgo (Principio 2) discutidos anteriormente. Además, la incertidumbre debido a los efectos del cambio climático puede abordarse agregando un amor-

tiguador del cambio climático en el principio sobre Representación de hábitats (Principio 1) aumentando el porcentaje de representación de hábitat por un factor (Allison *et al.* 2003). Se debe calcular el valor exacto de este ‘factor de seguridad’ para el SAM teniendo en cuenta la vulnerabilidad de la región a los cambios en el clima y la capacidad de los diferentes ecosistemas para resistir o recuperarse del cambio. Por ejemplo, para la re zonificación del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral en Australia se adoptó un valor de 1.65% (Fernandes *et al.* 2005). Esto deberá revisarse una vez que se cuente con información más detallada sobre los impactos del cambio en el clima y la química del océano en los principales hábitats y especies focales del SAM.

Mientras tanto, aunque el cambio climático no se puede prevenir a nivel local, los administradores pueden mejorar las perspectivas de su región aumentando la protección de las especies que tienen una función clave en la recuperación de los ecosistemas, tales como los peces loro herbívoros. Varios trabajos de investigación han demostrado que la acción local (mediante la protección y recuperación de poblaciones de peces loro) puede retrasar o compensar los

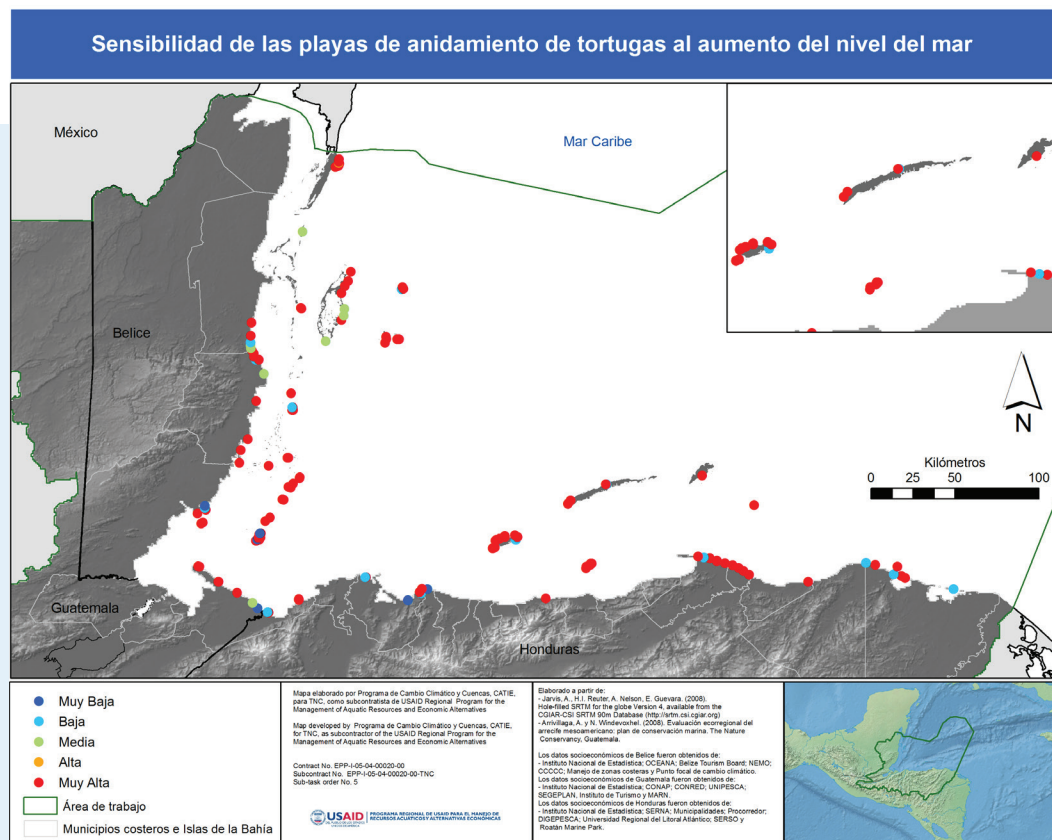


Figura 16b.
Sensibilidad de las playas de anidación de tortugas marinas al incremento del nivel del mar en Belice, Guatemala y Honduras (CATIE y TNC 2012).

impactos del cambio climático permitiendo que los arrecifes puedan mantener su complejidad estructural (Bozec *et al.* 2015) y mantener un presupuesto positivo de carbonato, evitando de esta manera el colapso funcional (Kennedy *et al.* 2013).

Priorizar la protección de hábitats costeros (e.g. manglares y playas de anidación de tortugas) que tienen mayor probabilidad de sobrevivir al aumento del nivel del mar.

Los modelos existentes que predicen el aumento del nivel del mar también están disponibles en resolución gruesa y escala global (IPCC 2014), pero en la actualidad no se tienen modelos que puedan utilizarse para aportar datos al diseño de ZR a la escala espacial apropiada en todo el SAM.

Sin embargo, las diferencias en el uso del suelo, elevación y pendiente costera podrían utilizarse para identificar los hábitats costeros que están más o menos amenazados por el aumento del nivel del mar. Esta información se puede utilizar para priorizar las áreas de protección en ZR. Por ejemplo, un estudio examinó la vulnerabilidad de los sistemas naturales y sociales al cambio climático en la zona

costera de tres países del SAM (Belice, Guatemala y Honduras) con el objeto de identificar áreas prioritarias para acciones de adaptación (CATIE y TNC 2012). Este estudio encontró que una alta vulnerabilidad al incremento del nivel del mar es una función de múltiples desafíos tales como la topografía, desarrollo de infraestructura y baja capacidad de adaptación expresada por los indicadores sociales. Varios de los mapas que se produjeron muestran la sensibilidad de los hábitats costeros (manglares y playas de anidación de tortugas marinas: figura 16a y b) al incremento del nivel del mar, lo que podría ser utilizado para priorizar las áreas de protección donde los hábitats costeros tienen una menor vulnerabilidad al incremento del nivel del mar.

Minimizar y evitar amenazas locales

Priorizar la ubicación de las ZR donde existan bajos niveles de amenazas ahora y en el futuro.

Los ecosistemas marinos han sido degradados por amenazas locales en el SAM (figura 17), incluyendo



Figura 17. Amenazas locales que degradan los ecosistemas y servicios ecosistémicos: A. Contaminación (inadecuado manejo de aguas residuales y desechos), B. Desarrollo costero no regulado (creciente industria turística a lo largo de la costa), C. Prácticas pesqueras no sostenibles (sobrepesca). Fuente de información, Kramer *et al.* (2015).

la destrucción del hábitat (e.g. dragado y relleno de humedales costeros), prácticas pesqueras no sostenibles (e.g. sobrepesca de especies clave, pesca en zonas de desove, captura de individuos de tamaño insuficiente y utilización de artes de pesca destructivas), desarrollo costero no regulado (e.g. rápido crecimiento turístico y prácticas no sostenibles), introducción de especies invasoras (e.g. pez león *Pterois volitans*) y contaminación (e.g. inadecuado manejo de aguas residuales y residuos sólidos, y vertimiento de sedimentos y nutrientes provenientes del mal manejo de cuencas y zonas costeras: Iniciativa Arrecifes Saludables 2010, Aguilar-Perera 2013, Kramer *et al.* 2015).

Estas amenazas disminuyen la salud y productividad del ecosistema, afectan negativamente a muchas especies (incluyendo especies focales), y reducen gravemente la sostenibilidad a largo plazo de los recursos marinos y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Burke *et al.* 2011). Estas amenazas también pueden disminuir la resiliencia del ecosistema frente a otros factores de estrés, incluyendo el cambio climático (Salm *et al.* 2006). Por lo tanto, es importante minimizar o evitar estas amenazas en las ZR, y dar prioridad a las zonas de protección más propensas a contribuir a la salud del ecosistema, la productividad de las pesquerías y la resiliencia ante el cambio climático (Green *et al.* 2014a).

Las amenazas locales que se originan dentro de sus propios límites (e.g. sobrepesca, actividades destructivas) pueden manejarse dentro de las ZR,

aunque el manejo efectivo sigue siendo uno de los mayores retos de la conservación y manejo del medio marino (Vélez *et al.* 2014, White *et al.* 2014). Otras amenazas que se originan más allá de los propios límites (e.g. escorrentía de sedimentos y nutrientes provenientes de las cuencas) deben abordarse integrando las ZR dentro de un marco de manejo más amplio (Salm *et al.* 2006, ver *Integración dentro de un marco de manejo más amplio*).

Con el objeto de optimizar la protección de las áreas menos propensas a estar expuestas a las amenazas locales y que por lo tanto probablemente contribuyan más a la conservación de la biodiversidad, el manejo de las pesquerías y la adaptación ante el cambio climático en el futuro (modificado a partir de IUCN-WCPA 2008, Green *et al.* 2014a):

- Evitar colocar las ZR donde los ecosistemas han sido, o probablemente serán, degradados por amenazas locales que no puedan ser manejadas de manera efectiva (e.g. escorrentía de ríos con niveles anormalmente altos de sedimentos y nutrientes, y contaminantes tales como pesticidas); y
- Priorizar la ubicación de las ZR en zonas en las que existan, o probablemente existan, ecosistemas saludables y bajos niveles de amenazas (e.g. zonas de influencia de ríos saludables con niveles naturales de sedimentos y nutrientes y sin contaminantes).

DISCUSIÓN

Las ZR bien diseñadas y manejadas de manera efectiva pueden reducir las amenazas locales y maximizar su contribución al mejoramiento de las pesquerías, la conservación de la biodiversidad y la adaptación a los cambios en el clima y química del océano, particularmente en áreas con un intensa actividad pesquera como el SAM (Green *et al.* 2014a, b).

En este documento se ponen a disposición 13 principios biofísicos que pueden ser usados para diseñar una red de ZR para el SAM, mismos que buscan maximizar los objetivos biológicos al tomar en cuenta los procesos biológicos y físicos clave en la región. Como cada uno de estos principios es importante para el diseño de redes de ZR, la plena aplicación de los principios logrará maximizar los beneficios ecológicos para el mejoramiento de las pesquerías, la conservación de la biodiversidad y la adaptación ante el cambio climático. Estos principios también proporcionarán beneficios adicionales para el manejo del turismo, ya que asegurarán que los ecosistemas y poblaciones de especies carismáticas de valor para la industria turística se mantengan saludables (e.g. peces grandes de arrecife y tortugas marinas: Green *et al.* 2014a).

En la práctica, a menudo es difícil aplicar estos principios biofísicos de diseño debido a la falta de información y a las consideraciones socioeconómicas, culturales y políticas (e.g. McCay y Jones 2011, Green *et al.* 2014a). Por lo tanto, estos principios deben contribuir a un proceso de planificación más amplio, el cual incluya analizar las prioridades de investigación con el objeto de afinar estos principios (ver *Prioridades de investigación*), y también diseñar redes de ZR para lograr resultados ecológicos además de complementar los usos y valores humanos, y alinearlos con los respectivos requerimientos institucionales, legales y políticos a nivel local (Knight y Cowling 2007, Christie *et al.* 2009a, Green *et al.* 2014a). Los principios bien definidos, tales como los proporcionados aquí, pueden constituir una base para el diseño de ZR que balanceen los factores ecológicos con otros (Green *et al.* 2014a, b).

Estos principios deben ser aplicados utilizando el enfoque precautorio y haciendo uso de la mejor información disponible. También deben usarse sistemas de manejo adaptativo a fin de permitir a los interesados

adaptar o afinar estos principios a medida que se obtiene mayor información (véase Botsford *et al.* 2014.) o a medida que cambia el contexto ecológico y social (e.g. debido al cambio climático: West y Salm 2003, IUCN-WCPA 2008, Green *et al.* 2014a).

Integración de las zonas de recuperación dentro de marcos de manejo más amplios

Las ZR bien diseñadas y manejadas eficazmente pueden desempeñar un papel importante en el manejo de las pesquerías, la conservación de la biodiversidad y la adaptación ante el cambio climático. Sin embargo, para maximizar su contribución al cumplimiento de estos objetivos, las ZR deben ser integradas dentro de marcos de planificación y manejo más amplios que aborden todas las amenazas a fin de asegurar la sostenibilidad a largo plazo de los recursos marinos y de los beneficios ecosistémicos que proporcionan (Salm *et al.* 2006, Christie *et al.* 2009b).

Donde sea posible, todo el ecosistema (o un área lo más grande posible) debe ser incluido dentro de un área marina extensa bajo manejo y uso múltiple que incluya ZR además de otras opciones de manejo (Green *et al.* 2014b). Ello asegurará que diferentes tipos de protección en diferentes zonas puedan ofrecer beneficios sinérgicos y así lograr múltiples objetivos simultáneamente al abordar las amenazas que surjan en el medio marino (Salm *et al.* 2006, FAO 2011, Green *et al.* 2014b).

Las ZR también deben ser integradas dentro de marcos de manejo más amplios (Salm *et al.* 2006, Jones *et al.* 2007). Por ejemplo, los objetivos pesqueros se pueden abordar con mayor eficacia si se integran las ZR a un Enfoque Ecosistémico de las Pesquerías (EEP: FAO 2011) u otras herramientas de manejo pesquero (e.g. abordar problemas de pesca transfronteriza: Perez 2009).

Las ZR también deben integrarse a la planificación espacial en general (Álvarez-Romero *et al.* 2011) y a los regímenes de manejo (e.g. Manejo Basado en el Ecosistema o MBE y el Manejo Integrado de Costas o MIC) que abordan múltiples amenazas, incluyendo las que se originan de las cuencas (e.g. desarrollo costero y escorrentía proveniente de malas prácticas de uso del suelo: White *et al.* 2005, Salm *et al.* 2006, Christie *et al.* 2009b).

Prioridades de investigación

Durante este proceso, hemos identificado varios aspectos ecológicos clave que deben tenerse en cuenta al diseñar redes de ZR en el SAM. Sin embargo, actualmente no se cuenta con la información científica requerida.

Por lo tanto, hemos identificado varias prioridades de investigación con el objeto de adaptar y afinar estos principios de diseño en el futuro, en particular con relación a:

- Dispersión larval: Revisión de todos los estudios previos sobre conectividad oceanográfica, modelos de dispersión larval y conectividad genética en la región; evaluar el potencial y el valor de combinar estos tres tipos de datos para aportar información a la planificación espacial marina; y utilizar los datos específicos de la región a fin de identificar el mejor enfoque para usar la dispersión larval en el diseño de redes de ZR para el SAM con el propósito de garantizar beneficios para las pesquerías y sostenibilidad de los recursos.
- Cambios en el clima y la química del océano: Uso, expansión y validación de modelos para identificar hábitats y especies más o menos amenazados por los cambios en el clima (e.g. por el

aumento de la temperatura y nivel del mar) y la química del océano, con el propósito de utilizarlos en la priorización de las áreas a ser protegidas.

- Ecología de especies focales: Identificar especies focales y llevar a cabo estudios ecológicos de las mismas (con respecto al movimiento de juveniles y adultos, dispersión larval y tasas de recuperación) que puedan ser utilizados para afinar la configuración de las ZR individuales dentro de una red.
- Representación de hábitats: Identificar una lista común de tipos de hábitat en el SAM, y cuantificar su nivel de representación en la red actual de ZR.

Próximos pasos para diseñar una red de zonas de recuperación para el Sistema Arrecifal Mesoamericano

En este último año, 37 representantes de 21 organizaciones de agencias de gobierno, academia, sociedad civil organizada (Organizaciones de la Sociedad Civil y Fundaciones Filantrópicas) de los cuatro países del SAM, Estados Unidos y Australia contribuyeron al desarrollo de una serie de principios biofísicos para el diseño de una red de ZR para el SAM (tabla 1). Esto representa un primer paso crítico hacia el desarrollo de una red regional de ZR para la región.

En el taller de *Adaptación de principios biofísicos para el diseño de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano* en julio del 2016, representantes de los cuatro países desarrollaron una visión común para el futuro de: *Una red de zonas de recuperación en el SAM que promueva pesquerías saludables y ecosistemas marinos resilientes, con base en un marco legal y político armonizado y con sociedades más informadas y conscientes del valor de los ecosistemas marinos* (Zepeda et al. 2016).

Los participantes del taller también:

- Desarrollaron un plan de acción para adoptar estos principios en cada uno de los cuatro países.
- Identificaron los datos disponibles y vacíos de información para la aplicación de estos principios en el diseño de una red de ZR para el SAM.
- Establecieron grupos de trabajo para: abordar las prioridades de investigación y compilar las capas de datos de Sistema de Información Geográfico (SIG) necesarios para aplicar estos principios de diseño; revisar y compilar instrumentos legales para el establecimiento de ZR en cada país; desarrollar materiales de comunicación para difundir información a las partes interesadas; desarrollar principios regionales socioeconómicos y de gobernanza para el SAM; y recaudar fondos para apoyar el diseño e implementación de una red de ZR para el SAM.

Por lo tanto, se ha logrado progresar hacia una colaboración entre los cuatro países con el objeto de diseñar e implementar una red de ZR para el SAM en beneficio de las personas y la naturaleza mediante el mejoramiento de la productividad de las pesquerías costeras, al mismo tiempo que se protege la biodiversidad de cara al cambio climático. Los próximos pasos pueden incluir:

- Identificar los principios socioeconómicos y de gobernanza para diseñar y manejar una red de zonas de recuperación en el SAM.
- Utilizar principios biofísicos, socioeconómicos y de gobernanza para diseñar una red de zonas de recuperación a lo largo del SAM.
- Desarrollar e identificar indicadores para los principios biofísicos, socioeconómicos y de gobernanza con el objeto de evaluar el éxito del diseño de una red de zonas de recuperación en el SAM.

Referencias

- Abesamis RA, Green AL, Russ GR, Jadloc CRL. 2014. The intrinsic vulnerability to fishing of coral reef fishes and their differential recovery in fishery closures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 24: 1033-1063.
- Acosta C. 2006. Impending trade suspension of Caribbean queen conch under cites: a case study on fishery impacts and potential for stock recovery. *Fisheries* 31:601-606.
- Acosta CA. 1999. Benthic dispersal of Caribbean spiny lobsters among insular habitats: implications for the conservation of exploited marine species. *Conservation Biology* 13:603-612.
- Acosta CA, Butler IV MJ. 1997. Role of mangrove habitat as a nursery for juvenile spiny lobster, *Panulirus argus*, in Belize. *Marine and Freshwater Research* 48:721-728.
- Adams AJ, Dahlgren CP, Kellison GT, Kendall MS, Layman CA, Ley JA, Nagelkerken I, Serafy JE. 2006. Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology Progress Series* 318:287-301.
- Adam TC, Schmitt RJ, Holbrook SJ, Brooks AJ, Edmunds PJ, Carpenter RC, Bernardi G. 2011. Herbivory, connectivity, and ecosystem resilience: response of a coral reef to a large-scale perturbation. *PLoS One* 6, e23717.
- Aguilar-Perera A. 2006. Disappearance of a Nassau grouper spawning aggregation off the southern Mexican Caribbean coast. *Marine Ecology Progress Series* 327: 289-296.
- Aguilar-Perera A. 2013. An obituary for a traditional aggregation site of Nassau Grouper in the Mexican Caribbean. *Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 66:382-386.
- Allison GW, Gaines SD, Lubchenco J, Posingham HP. 2003. Ensuring persistence of marine reserves: Catastrophes require adopting an insurance factor. *Ecological Applications* 13: S8-S24.
- Alvarez-Romero JG, Pressey RL, Ban, K. Vance-Borland NC, Willer C, Klein CJ, Gaines SD. 2011. Integrated land-sea conservation planning: The missing links. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42:381-409.
- Alvarez-Filip L, Gill JA, Dulvy NK. 2011. Complex reef architecture supports more small-bodied fishes and longer food chains on Caribbean reefs. *Ecosphere* 2: 1-17.
- Alvera-Azcárate A, Barth A, Weisberg RH. 2009. The surface circulation of the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico as inferred from satellite altimetry. *Journal of Physical Oceanography* 39:640-657.
- Aronson RB, Precht W, Toscano M, Koltes KH. 2002. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology* 141:435-447.
- BCH-Banco Central de Honduras. 2016. Exportaciones fob de mercancías generales de Honduras [en línea]. <<http://www.bch.hn/exportaciones.php>>. Consultada el 20 de diciembre de 2016.
- Bertelsen RD. 2013. Characterizing daily movements, nomadic movements, and reproductive migrations of *Panulirus argus* around the Western Sambo Ecological Reserve (Florida, USA) using acoustic telemetry. *Fisheries Research* 144: 91-102.
- Bertelsen RD, Hornbeck J. 2009. Using acoustic tagging to determine adult spiny lobster (*Panulirus argus*) movement patterns in the Western Sambo Ecological Reserve (Florida, United States). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 43:35-46.
- Bissada-Gooding CE, Oxenford HA. 2009. Estimating home range and density of a queen conch aggregation using acoustic telemetry and conventional tagging. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 62:383-389.
- Bobadilla TFJ. 2014. Diagnóstico socioeconómico de las comunidades pesqueras artesanales en Quintana Roo. *Comunidad y Biodiversidad, A.C. (cobi), Guaymas, México*. 50 pp.
- Bohnsack JA, Causey B, Crosby MP, Griffiths RB, Hixon MA, Hourigan TF, Koltes KH, Maragos JE, Simons A, Tilmant JT. 2002. A rationale for minimum 20-30% no-take protection. *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*. 2:615-619.
- Boix JL. 2009. Consultoría a corto plazo en la función de análisis de aspectos socioeconómicos y culturales del refugio de vida silvestre Punta de Manabique y zona de usos múltiples de Río Sarstun, República de Guatemala. *Cooperación Financiera Oficial entre Alemania y Centroamérica*. 157 pp.
- Bolden SK. 2000. Long-distance movement of a Nassau grouper (*Epinephelus striatus*) to a spawning aggregation in the central Bahamas. *Fishery Bulletin* 98: 642-645.
- Bolden SK. 2001. Nassau grouper (*Epinephelus striatus*, Pisces: Serranidae) movement in the Bahamas, as determined by ultrasonic telemetry. *Dissertations from ProQuest*. Paper 1768.
- Bond ME, Babcock EA, Pikitch EK, Abercrombie DL, Lamb NF, Chapman DD. 2012. Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Mesoamerican Barrier Reef. *PLoS One* 7: e32983.
- Botsford LW, Micheli F, Hastings A. 2003. Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications* 13: S25-S31.
- Botsford LW, White JW, Coffroth MA, Paris CB, Planes S, Shearer TL, Thorrold SR, Jones JP. 2009a. Connectivity and resilience of coral reef metapopulations in marine protected areas: Matching empirical efforts to predictive needs. *Coral Reefs* 28:327-337.
- Botsford L, Brumbaugh D, Grimes C, Kellner J, Largier J, O'Farrell M, Ralston S, Soulanille E, Wespestad V. 2009b. Connectivity, sustainability, and yield: Bridging the gap between conventional fisheries management and marine pro-

- tected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19:69-95.
- Botsford L, Hastings A, Gaines S. 2001. Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecology Letters* 4:144-150.
- Botsford LW, White JW, Carr MH, Caselle FE. 2014. Marine Protected Area Networks in California, USA. En: Johnson ML, J Sandell (eds.). *Advances in Marine Biology* 69. Academic Press, Oxford. Pp. 205-251.
- Box SJ, Canty SWJ. 2010. The long and short term economic drivers of overexploitation in Honduran coral reef fisheries due to their dependence on export markets. *Proceedings of the 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute Conference* 63:43-51.
- Bozec YM, Alvarez Filip L, Mumby PJ. 2015. The dynamics of architectural complexity on coral reefs under climate change. *Global Change Biology*. 21: 223-235.
- Bozec YM, O'Farrell S, Bruggemann JH, Luckhurst BE, Mumby PJ. 2016. Tradeoffs between fisheries harvest and the resilience of coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113: 4536-4541.
- Briones-Fourzán P, Lozano-Álvarez E. 2001. The importance of *Lobophora variegata* (Phaeophyta: Dictyotales) as a habitat for small juveniles of *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae) in a tropical reef lagoon. *Bulletin of Marine Science* 68:207-19.
- Brumbaugh DR (ed.). 2014. *Guide to the Science of Marine Protected Areas in The Bahamas*. American Museum of Natural History, New York, NY. 16 pp.
- Burke L, Reyta K, Spalding M, Perry A. 2011. *Reefs at risk revisited*. World Resources Institute. Washington, DC. 115 pp.
- caricomp. 1997. *Studies on coral bleaching, 1995-96*. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 1:673-678.
- Carrillo L, Johns EM, Smith RH, Lamkin JT, Largier JL. 2015. Pathways and Hydrography in the Mesoamerican Barrier Reef System Part 1: Circulation. *Continental Shelf Research* 109:164-176.
- Catarci, C. 2004. World markets and industry of selected commercially-exploited aquatic species with an international conservation profile. *fao Fisheries Circular*. No. 990. Rome, fao. 186 pp.
- CATIE and TNC. 2012. *Vulnerability analysis to climate change in the Caribbean of Belize, Guatemala and Honduras*. Report prepared for USAID Regional Program for the Management of Aquatic Resources and Economic Alternatives by the Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE) and The Nature Conservancy (TNC). 76 pp.
- Chapman M, Kramer D. 2000. Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes* 57:11-24.
- Chen CF, Son NT, Chang NB, Chen CR, Chang LY, Valdez M, Centeno G, Thompson CA, Aceituno JL. 2013. Multi-decadal mangrove forest change detection and prediction in Honduras, Central America, with Landsat imagery and a markov chain model. *Remote Sensing* 5:6408-6426.
- Chollett I, Box SJ, Mumby PJ. 2016. Quantifying the squeezing or stretching of fisheries as they adapt to displacement by marine reserves. *Conservation Biology* 30:166-175.
- Chollett I, Garavelli L, Holstein D, Cherubin L, Fulton S, Box SJ. in press. A case for redefining the boundaries of the Mesoamerican Reef Ecoregion. *Coral Reefs*.
- Chollett I, Garavelli L, O'Farrell S, Cherubin L, Matthews TR, Mumby PJ, Box SJ. in press. A genuine win-win: resolving the "Conserve or Catch" conflict in marine reserve network design. *Conservation Letters*.
- Chollett I, Müller-Karger FE, Heron SF, Skirving W, Mumby PJ. 2012a. Seasonal and spatial heterogeneity of recent sea surface temperature trends in the Caribbean Sea and southeast Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 64:956-965.
- Chollett I, Mumby PJ, Muller-Karger FE, Hu C. 2012b. Physical environments of the Caribbean Sea. *Limnology and Oceanography* 57:1233-1244.
- Christie P, Pollnac RB, Oracion EG, Sabonsolin A, Diaz R, Pietri D. 2009a. Back to basics: An empirical study demonstrating the importance of local-level dynamics for the success of tropical marine ecosystem-based management. *Coastal Management* 37:349-373.
- Christie P, Pollnac RB, Fluharty DL, Hixon MA, Lowry GK, Mahon R, Pietri D, Tissot BN, White AT, Armada N, Eisma-Osorio RL. 2009b. Tropical marine ebm feasibility: A synthesis of case studies and comparative analyses. *Coastal Management* 37:374-385.
- Colton DE, Alevizon WS. 1983. Movement patterns of bonefish, *Albula vulpes*, in Bahamian waters. *Fishery Bulletin* 81:148-54.
- Cooper E, Burke L, Bood N. 2008. *Coastal capital: economic contribution of coral reefs and mangroves to Belize*. World Resources Institute. 6 pp.
- Cowen RK, Paris CB, Srinivasan A. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science* 311:522-527.
- Cruz S, Robinson J, Tingey R. 2016. Integrating participatory planning in the design of Belize's marine replenishment zones. *gis/Spatial Analysis in Fishery and Aquatic Sciences* 6: 135-152.
- Dahlgren CP. 2004. Bahamian marine reserves—past experience and future plans. En: Sobel J, Dahlgren C (eds.). *Marine reserves: a guide to science, design, and use*. Island Press. Pp. 268-286.
- Dahlgren CP, Eggleston DB. 2001. Spatio-temporal variability in abundance, size and microhabitat associations of early juvenile Nassau grouper *Epinephelus striatus* in an off-reef nursery

- system. *Marine Ecology Progress Series* 217: 145-156.
- Dahlgren CP, Buch K, Rechisky E, Hixon MA. 2016. Multiyear tracking of Nassau Grouper spawning migrations. *Marine and Coastal Fisheries* 8:522-535.
- Dalberg 2016. Protecting people through nature. Natural world heritage sites as drivers of sustainable development. *wwf. Gland, Suiza*. 73 pp.
- Davis GE. 1977. Effects of recreational harvest on a spiny lobster, *Panulirus argus*, population. *Bulletin of Marine Science* 27:223-236.
- Davis GE, Dodrill JW. 1989. Recreational fishery and population dynamics of spiny lobsters, *Panulirus argus*, in Florida Bay, Everglades National Park, 1977-1980. *Bulletin of Marine Science* 44:78-88.
- Delgado GA, Glazer RA. 2007. Interactions between translocated and native queen conch *Strombus gigas*: evaluating a restoration strategy. *Endangered Species Research* 3:259-266.
- Domeier ML. 2012. Revisiting spawning aggregations: definitions and challenges. En: Y. Sadovy de Mitchson, PL Colin (eds.). *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management*, Fish & Fisheries Series. Vol. 35. Springer, Dordrecht. Pp. 1-20.
- Eakin CM, Morgan JA, Heron SF, Smith TB, Liu G, Alvarez-Filip L, Baca B, Bartels E, Bastidas C, Bouchon C, Brandt M, Bruckner AW, Bunkley-Williams L, Cameron A, Causey BD, Chiappone M, Christensen TRL, Crabbe MJC, Day O, de la Guardia E, Díaz-Pulido G, DiResta D, Gil-Agudelo DL, Gilliam DS, Ginsburg RN, Gore S, Guzmán HM, Hendee JC, Hernández-Delgado EA, Husain E, Jeffrey CFG, Jones RJ, Jordán-Dahlgren E, Kaufman LS, Kline DI, Kramer PA, Lang JC, Lirman D, Mallela J, Manfrino C, Maréchal JP, Marks K, Mihaly J, Miller WJ, Mueller EM, Muller EM, Orozco-Toro CA, Oxenford HA, Ponce-Taylor D, Quinn N, Ritchie KB, Rodríguez S, Rodríguez-Ramírez A, Romano S, Samhouri JF, Sánchez JA, Schmahl GP, Shank BV, Skirving WJ, Steiner SCC, Villamizar E, Walsh SM, Walter C, Weil E, Williams EH, Roberson KW, Yusuf Y. 2010. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. *PLoS One* 5:e13969.
- Eggleston DB. 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series* 124:9-22.
- Eggleston DB, Dahlgren CP. 2001. Distribution and abundance of *Panulirus argus* in the Key West National Wildlife Refuge: relationship to habitat features and impact of an intensive recreational fishery. *Marine and Freshwater Research* 52:1567-1576.
- Ezer T, Thattai DV, Kjerfve B, Heyman WD. 2005. On the variability of the low along the Meso-American barrier reef system: a numerical model study of the influence of the Caribbean current eddies. *Ocean Dynamics* 55:458-475.
- FAO–Food and Agricultural Organization. 2005a. Fishery and Aquaculture Country Profiles. Belize. Country Profile Fact Sheets. En: *fao Fisheries and Aquaculture Department* [en línea]. Rome. Actualizada 1 de agosto de 2005. <<http://www.fao.org/fishery/facp/BLZ/en>>. Consultado el 14 de diciembre de 2016.
- FAO–Food and Agricultural Organization. 2005b. Perfiles de Pesca y Acuicultura por Países. Guatemala. Hojas de datos de perfiles de los países. En: *Departamento de Pesca y Acuicultura de la fao*, Roma. [en línea]. Actualizado al 1 de diciembre de 2005. <<http://www.fao.org/fishery/facp/GTM/es>>. Consultado el 14 de diciembre de 2016.
- FAO–Food and Agricultural Organization. 2011. Marine protected areas and fisheries. Roma, Italia.
- FAO–Food and Agricultural Organization. 2015. Perfiles de Pesca y Acuicultura por Países: Honduras. Hojas de datos de perfiles de los países. En: *Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO*. Roma. [en línea]. Actualizado 2015. <<http://www.fao.org/fishery/facp/HND/es>>. Consultado el 14 de diciembre de 2016.
- Farmer N, Ault J. 2011. Grouper and snapper movements and habitat use in Dry Tortugas, Florida. *Marine Ecology Progress Series* 433:169-184.
- Fernandes L, Day J, Lewis A, Slegers S, Kerrigan B, Breen D, Cameron D, Jago B, Hall J, Lowe D, Innes J, Tanzer J, Chadwick V, Thompson L, Gorman K, Simmons M, Barnett B, Sampson K, De'Ath G, Mapstone B, Marsh H, Possingham H, Ball I, Ward T, Dobbs K, Aumend J, Slater D, Stapleton K. 2005. Establishing Representative No-Take Areas in the Great Barrier Reef: Large-Scale Implementation of Theory on Marine Protected Areas. *Conservation Biology* 19:1733-1744.
- Foale S, Manele B. 2004. Social and political barriers to the use of marine protected areas for conservation and fishery management in Melanesia. *Asia Pacific Viewpoint* 45(3):373-386.
- Fogarty MJ, Botsford LW. 2007. Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20:112-123.
- Foley JR. 2012. Managed access: moving towards collaborative fisheries sustainability in Belize. *Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. 5 pp.
- Foster NL, Paris CB, Kool JT, Baums IB, Stevens JR, Sanchez JA, Bastidas C, Agudelo C, Bush P, Day O, Ferrari R. 2012. Connectivity of Caribbean coral populations: complementary insights from empirical and modelled gene flow. *Molecular Ecology* 21:1143-57.
- Gaines SD, Gaylord B, Largier JL. 2003. Avoiding current oversights in marine reserve design. *Ecological Applications*. 1: S32-46.
- Gaines SD, White C, Carr MH, Palum-

- bi SR. 2010. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 107:18286-18293.
- Game ET, Watts ME, Wooldridge S, Possingham HP. 2008. Planning for persistence in marine reserves: a question of catastrophic importance. *Ecological Applications* 18:670-680.
- Glazer RA, Delgado GA, Kidney JA. 2003. Estimating queen conch (*Strombus gigas*) home ranges using acoustic telemetry: implications for the design of marine fishery reserves. *Gulf and Caribbean Research* 14:79-89.
- Gledhill DK, Wanninkhof R, Millero FJ, Eakin M. 2008. Ocean acidification of the greater Caribbean region 1996-2006. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 113:C10.
- Gorrez MP. 2005. Building synergies in the Mesoamerican Reef Region: An Analysis of Conservation Investments to Strengthen Collaboration and Partnerships. Consultancy report, BlueMaris Ventures. 30 pp.
- Goreau T, McClanahan T, Hayes R, Strong A. 2000. Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event. *Conservation Biology* 14:5-15.
- Green A, Smith SE, Lipsett-Moore G, Groves C, Peterson N, Sheppard S, Lokani P, Hamilton R, Almany J, Aitsi J, Bualia L. 2009. Designing a resilient network of Marine Protected Areas for Kimbe Bay, Papua New Guinea. *Oryx* 43(4):488-498.
- Green AL, Fernandes L, Almany G, Abesamis R, McLeod E, Aliño PM, White AT, Salm R, Tanzer J, Pressey RL. 2014a. Designing marine reserves for fisheries management, biodiversity conservation and climate change adaptation. *Coastal Management* 42:143-159.
- Green AL, Maypa AP, Almany GR, Rhodes KL, Weeks R, Abesamis RA, Gleason MG, Mumby PJ, White AT. 2014b. Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews* 90:1215-1247.
- Hamilton RJ, Potuku T, Montambault JR. 2011. Community-based conservation results in the recovery of reef fish spawning aggregations in the Coral Triangle. *Biological Conservation* 144:1850-1858.
- Harborne A. 2009. First among equals: why some habitats should be considered more important than others during marine reserve planning. *Environmental Conservation* 36:87-90.
- Hart DR. 2006. When do marine reserves increase fishery yields? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:1445-1449.
- Hastings A, Botsford LW. 2003. Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications* 13:S65-S70.
- Hastings A, Botsford LW. 2006. Persistence of spatial populations depends on returning home. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103:6067-6072.
- Haley V. 2009. Acoustic telemetry studies of bonefish (*Albula vulpes*) movement around Andros Island, Bahamas: Implications for species management. FIU Electronic Theses and Dissertations. 140.
- Healthy Reefs Initiative (HRI). 2012. 2012 Report Card for Mesoamerican Reef. 25 pp.
- Heck KL, Hays G, Orth RJ. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 253:123-136.
- Hesse KO. 1979. Movement and migration of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Turks and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science* 29:303-311.
- Heyman WD, Granados-Dieseldorff P. 2012. The voice of the fishermen of the Gulf of Honduras: Improving regional fisheries management through fisher participation. *Fisheries Research* 125-126:129-148.
- Heyman WD, Kjerfve B, Ezer T. 2008. Mesoamerican reef spawning aggregations help maintain fish populations: A review of connectivity research and priorities for science and management. *Proceedings of the 59th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Conference* 59:150-169.
- Hirales-Cota M, Espinoza-Avalos J, Schmook B, Ruiz-Luna A, Ramos-Reyes R. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico. *Ciencias Marinas* 36:147-159.
- Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318:1737-1742.
- Hooideonk R, Maynard JA, Liu Y, Lee SK. 2015. Downscaled projections of Caribbean coral bleaching that can inform conservation planning. *Global Change Biology* 21:3389-401.
- Humann P, Deloach N. 2014. Reef Fish Identification. Florida Caribbean Bahamas. 4th Edition. New World Publications, Inc. Jacksonville, Florida. 548 pp.
- Huntington BE, Karnauskas M, Babcock EA, Lirman D. 2010. Untangling natural seascape variation from marine reserve effects using a landscape approach. *PLoS One* 5:e12327.
- Iniciativa Arrecifes Saludables. 2010. Reporte de la salud ecológica del arrecife Mesoamericano. 20 pp.
- Instituto Hondureño de Turismo (IHT). 2015. Boletín estadístico de turismo de Honduras 2010-2014. Tegucigalpa. [en línea]. <<http://www.iht.hn/wp-content/uploads/2016/01/Boletin-de-Estadisticas-de-Turismo-2010-2014.pdf>>. Consultado el 20 de diciembre de 2016.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, RK Pachauri and LA Meyer (eds.)]. IPCC,

- Geneva, Suiza. 151 pp.
- IUCN-WCPA (The World Conservation Union-World Commission on Protected Areas). 2008. Establishing marine protected area networks—Making it happen. iucn-wcpa, National Oceanic and Atmospheric Administration and The Nature Conservancy, Washington, DC.
- Jackson AM, Semmens BX, De Mitcheson YS, Nemeth RS, Heppell SA, Bush PG, Aguilar-Perera A, Claydon JA, Calosso MC, Sealey KS, Schärer MT. 2014. Population structure and phylogeography in Nassau grouper (*Epinephelus striatus*), a mass-aggregating marine fish. *PLoS One* 9: e97508.
- Jones GP, Srinivasan M, Almany GR. 2007. Population connectivity and conservation of marine biodiversity. *Oceanography* 20:42-53.
- Jones GP, Almany GR, Russ GR, Sale PF, Steneck RS, van Oppen MJH, Willis BL. 2009. Larval retention and connectivity among populations of corals and reef fishes: history, advances and challenges. *Coral Reefs* 28:307-325.
- Jupiter SD, Weeks R, Jenkins AP, Egli DP, Cakacaka A. 2012. Effects of a single intensive harvest event on fish populations inside a customary marine closure. *Coral Reefs* 31:321-334.
- Kaplan DM, Hart DR, Botsford LW. 2010. Rotating spatial harvests and fishing effort displacement: A comment on Game et al. (2009). *Ecology Letters* 13: E10-E12.
- Kennedy EV, Perry CT, Halloran PR, Iglesias-Prieto R, CH Schönberg, M Wisshak, AU Form, JP Carricart-Ganivet, M Fine, CM Eakin, PJ Mumby. 2013. Avoiding coral reef functional collapse requires local and global action. *Current Biology* 23:912-918.
- Kintisch E. 2010. Caribbean coral die-off could be worst ever. *Science now* [en línea] <[http:// www.sciencemag.org/news/2010/10/caribbean-coral-die-could-be-worst-ever](http://www.sciencemag.org/news/2010/10/caribbean-coral-die-could-be-worst-ever)> Consultado el 20 de diciembre de 2016.
- Knight AT, Cowling RM. 2007. Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation Biology* 21:1124-1126.
- Kramer PA, Kramer PR. 2002. Ecoregional conservation planning for the Mesoamerican Caribbean Reef (macr). *World Wildlife Fund*. Washington. 140 pp.
- Kramer P, McField M, Álvarez-Filip L, Drysdale I, Rueda-Flores M, Giró A, Pott R. 2015. 2015 Report Card for the Mesoamerican Reef. Healthy Reefs Initiative. 29 pp.
- Lovelock C, Ellison JC. 2007. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change. En: JE Johnson, PA Marshall (eds.). *Climate change and the Great Barrier Reef: A vulnerability assessment*. Australia: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office. Pp 237-269.
- Lucas B, Lau W, Rolón E. 2012. Feasibility study for a marine payment for ecosystem services in the Mesoamerican reef of Mexico. Final report produced for cobi, mares and the Summit Foundation. 92 pp.
- Mace PM, Sissenwine MP. 1993. How much spawning per recruit is enough? En: Smith SJ, Hunt JJ, Rivard D (eds.). *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 120:110-118.
- Marx JM, Herrnkind WF. 1985. Macroalgae (Rhodophyta: Laurencia spp.) as habitat for young juvenile spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Bulletin of Marine Science* 36:423-431.
- Maypa A. 2012. Mechanisms by which marine protected areas enhance fisheries benefits of neighboring areas. Doctoral dissertation, University of Ha wai'i at Manoa, ProQuest Learning and Information.
- MacNeil MA, Graham NAJ, Cinner JE, Wilson SK, Williams ID, Maina J, Newman S, Friedlander AM, Jupiter S, Polunin NVC, McClanahan TR. 2015. Recovery potential of the world's coral reef fishes. *Nature* 520:341-344.
- McCay BJ, Jones PJS. 2011. Marine protected areas and the governance of marine ecosystems and fisheries. *Conservation Biology* 25:1130-1133.
- McClanahan TR, Graham NAJ, Calnan JM, MacNeil MA. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17:1055-1067.
- McClanahan TR, Muthiga NA, Coleman RA. 2011. Testing for top-down control: Can post-disturbance fisheries closures reverse algal dominance? *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 658-675.
- McClanahan TR, Graham NAJ, McNeil MA, Cinner JE. 2015. Biomass-based targets and the management of multispecies coral reef fisheries. *Conservation Biology* 29:409-417.
- McCook LJ, Almany GR, Berumen ML, Day JC, Green AL, Jones GP, Leis JM, Planes S, Russ GR, Sale PF, Thorrold SR. 2009. The challenge of incorporating connectivity science into coral reef management now: principles and practice. *Coral Reefs* 28:353-366.
- McField ME, Bood NA, Fonseca A, Arrivillaga AL, Franquesa-Rinos A, Loreto-Viruel RM. 2008. Status of the Mesoamerican Reef after the 2005 coral bleaching event. En: *Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005*. Global Coral Reef Monitoring Network. Pp 45-60.
- McLeod E, Salm R, Green A, Almany J. 2009. Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:362-370.
- Miloslavich P, Díaz JM, Klein E, Alvarado JJ, Díaz C, Gobin J, Escobar-Briones E, Cruz-Motta JJ, Weil E, Cortés J, Bastidas AC, Robertson R, Zapata F, Martín A, Castillo J, Kazandjian A, Ortiz M. 2010.

- Marine Biodiversity in the Caribbean: Regional Estimates and Distribution Patterns. *PLoS One* 5(8):e11916. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011916>>.
- Moberg F, Folke C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29:215-233.
- Moffitt EA, Botsford LW, Kaplan DM, O'Farrell MR. 2009. Marine reserve networks for species that move within a home range. *Ecological Applications* 19:1835-1847.
- Moreno A, Bourillón L, Flores E, Fulton S. 2016. Fostering fisheries management efficiency through collaboration networks: the case of the Kanan Kay Alliance in the Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*. doi.org/10.5343/bms.2015.1085.
- Mumby PJ. 1999. Bleaching and hurricane disturbances to populations of coral recruits in Belize. *Marine Ecology Progress Series* 190:27-35.
- Mumby PJ. 2014. Stratifying herbivore fisheries by habitat to avoid ecosystem overfishing of coral reefs. *Fish and Fisheries* 17:266-278.
- Mumby PJ, Broad K, Brumbaugh DR, Dahlgren CP, Harborne AR, Hastings A, Holmes KE, Kappel CV, Micheli F, Sanchirico JN. 2008. Coral reef surrogates of species, ecological functions, and ecosystem services. *Conservation Biology* 22:941-951.
- Mumby PJ, Edwards AJ, Arias-González JE, Lindeman KC, Blackwell PG, Gall A, Górczynska MI, Harborne AR, Pescod CL, Renken H, Wabnitz CCC, Llewelyn G. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427:533-536.
- Mumby PJ, Harborne AR. 1999. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 88:155-163.
- Mumby PJ, Bejarano S, Golbuu Y, Steneck RS, Arnold SN, van Woesik R, Friedlander AM. 2013. Empirical relationships among resilience indicators on Micronesian reefs. *Coral Reefs* 32:213-226.
- Mumby PJ, Flower J, Chollett I, Box SJ, Bozec YM, Fitzsimmons C, Foster J, Gill D, Griffith-Mumby R, Oxenford H, Peterson A, Stead S, Turner R, Townsley P, van Beukering P, Booker F, Brocke H, Cabañillas-Terán N, Canty S, Carriacart-Ganivet J, Charlery J, Dryden C, van Duyl F, Enríquez S, Haan J, Iglesias-Prieto R, Kennedy E, Mahon R, Mueller B, Newman S, Nugues M, Núñez J, Nurse L, Osinga R, Paris C, Petersen D, Polunin N, Sánchez C, Schep S, Stevens J, Vallès H, Vermeij M, Visser P, Whittingham E, Williams S. 2014a. Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods: a handbook for Caribbean reef managers. Universidad de Exeter. Exeter, Reino Unido. 176 pp.
- Mumby PJ, Hastings A, Edwards HJ. 2007. Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature* 450:98-101.
- Mumby PJ, van Woesik R. 2014. Consequences of ecological, evolutionary, and biogeochemical uncertainty on the response of coral reefs to climatic stress. *Current Biology* 24:R413-R423.
- Mumby PJ, Wolff NH, Bozec YM, Chollett I, Halloran P. 2014b. Operationalising the resilience of coral reefs in an era of climate change. *Conservation Letters* 7:176-187.
- Murchie KJ, Cooke SJ, Danylchuk AJ, Danylchuk SE, Goldberg TL, Suski CD, Philipp DP. 2013. Movement patterns of bonefish (*Albula vulpes*) in tidal creeks and coastal waters of Eleuthera, The Bahamas. *Fisheries Research* 147:404-412.
- Nagelkerken I, Kleijnen S, Klop T, van den Brand RACJ, Cocheret de la Morinière E, van der Velde G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series* 214:225-235.
- Nagelkerken I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? *Bulletin of Marine Science* 80:595-607.
- National Research Council (NRC). 2000. Marine Protected Areas: Tools for sustaining ocean ecosystems. National Academy Press. 288 pp.
- Newman MJH, Paredes GA, Sala E, Jackson JBC. 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters* 9:1216-1227.
- O'Farrell S, Harborne AR, Bozec YM, Luckhurst BE, Mumby PJ. 2015a. Protection of functionally important parrotfishes increases their biomass but fails to deliver enhanced recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 522:245-254.
- O'Farrell S, Luckhurst BE, Box SJ, Mumby PJ. 2015b. Parrotfish sex ratios recover rapidly in Bermuda following a fishing ban. *Coral Reefs* 35:1-5.
- Olson DM, Dinerstein E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- Palumbi SR. 2004. Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annual Review of Environment and Resources* 29:31-68.
- Pandolfi JM, Connolly S, Marshall D, Cohen A. 2011. Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science* 333:418-422.
- Paris CB, Chérubin LM. 2008. River-reef connectivity in the Meso-American Region. *Coral Reefs* 27:773-781.
- Peel JR, Aldana Aranda D. 2012. Growth and population assessment of the queen conch *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae) by capture mark-recapture sampling in a natural protected area of the Mexican Caribbean. *Revista de Biología Tropical* 60:127-137.

- Perez A. 2009. Fisheries management at the tri-national border between Belize, Guatemala and Honduras. *Marine Policy* 33: 195-200.
- Plan Development Team (PDT). 1990. The potential of marine fishery reserves for reef management in the U.S. South Atlantic. noaa Technical Memorandum nmfs-sefc- 261. Contribution No. CRD/89- 90/04. National Oceanic and Atmospheric Administration. Miami, Florida. 40 pp.
- Polunin NVC, Roberts CM. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100:167-176.
- Rassweiler A, Costello C, Hilborn R, Siegel DA. 2014. Integrating scientific guidance into marine spatial planning. *Proceedings of the Royal Society B*. 281:20132252.
- Richardson PL. 2005. Caribbean Current and eddies as observed by surface drifters. *Deep Sea Research Part II. Topical Studies in Oceanography* 52: 429-63.
- Rios-Lara V, Salas S, Javier BP, Irene-Ayora P. 2007. Distribution patterns of spiny lobster (*Panulirus argus*) at Alacranes reef, Yucatan: Spatial analysis and inference of preferential habitat. *Fisheries Research* 87:35-45.
- Rivera-Sosa A, Muniz-Castillo AC, McField M, Arias-Gonzalez JE. 2016. Coral Bleaching in Tela, Honduras and the Mesoamerican Reef Region. Abstract presented to the 13th International Coral Reef Symposium. Honolulu, Hawaii.
- Rhodes KL, Tupper MH. 2008. The vulnerability of reproductively active squaretail coral grouper (*Plectropomus areolatus*) to fishing. *Fisheries Bulletin* 106:194-203.
- Rhodes KL, McIlwain J, Joseph E, Nemeth RS. 2012. Reproductive movement, residency and fisheries vulnerability of brown-marbled grouper, *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsskal, 1775). *Coral Reefs* 31:443-453.
- Roberts CM, McClean CJ, Veron JEN, Hawkins JP, Allen GR, McAllister DE, Mittermeier CG, Schueler FW, Spalding M, Wells F, Vynne C, Werner TB. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295:1280-1284.
- Russ GR. 2002. Yet another review of marine reserves as fishery management tools. In *Coral Reef Fishes, Dynamics and Diversity in Complex Ecosystem* (ed. P.F. Sale). Academic Press, San Diego.
- Russ GR, Alcala AC. 2004. Marine reserves: Long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* 138:622-627.
- Russ GR, Cheal AJ, Dolman AM, Emslie MJ, Evans RD, Miller I, Sweatman H, Williamson DH. 2008. Rapid increase in fish numbers follows creation of world's largest marine reserve network. *Current Biology* 18:1-2.
- Russ G, Alcala A. 2010. Decadal-scale rebuilding of predator biomass in Philippine marine reserves. *Oecologia* 163:1103-1106.
- Sadovy Y. 2010. Endangered and unlucky: region-wide action needed for recovery of the Nassau grouper, *Epinephelus striatus*. *Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Conference* 65:295-300.
- Sadovy YJ, Domeier M. 2005. Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs* 24:254-262.
- Salm RV, Done T, McLeod E. 2006. Marine protected area planning in a changing climate. En: JT Phinney, O Hoegh-Guldberg, J Kleypas, W Skirving, A Strong (eds.). *Coral Reefs and Climate Change: Science and Management*, Coastal and Estuarine Studies 61. American Geophysical Union. Pp. 207-221
- Sánchez CV, España HP, Madrid RR, Monreal DS, González JA. 2014. Subtle genetic connectivity between Mexican Caribbean and south-western Gulf of Mexico reefs: the case of the bicolor damselfish, *Stegastes partitus*. *Coral Reefs* 33: 241-251.
- Schill SR, Raber GT, Roberts JJ, Trembl EA, Brenner J, Halpin PN. 2015. No Reef Is an Island: Integrating Coral Reef Connectivity Data into the Design of Regional-Scale Marine Protected Area Networks. *PLoS One* 10:e0144199.
- Semmens BX, Luke KE, Bush PG, Patten-gill-Semmens CH, Johnson BR, McCoy CR, Heppell SC. 2006. Investigating the reproductive migration and spatial ecology of Nassau grouper (*Epinephelus striatus*) on Little Cayman Island using acoustic tags—An Overview. *Proceedings of the 56th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 1-8.
- Sheng J, Wang L, Andréfouët S, Hu C, Hatcher BG, Muller-Karger FE, Kjerfve B, Heymans WD, Yang B. 2007. Upper ocean response of the Mesoamerican barrier reef system to hurricane Mitch and coastal freshwater inputs: a study using SeaWiFS ocean color data and a nested-grid ocean circulation model. *Journal of Geophysical Research* 112: C07016.
- Short FT, Koch EW, Creed JC, Magalhães KM, Fernandez E, Gaeckle JL. 2006. SeagrassNet monitoring across the Americas: Case studies of seagrass decline. *Marine Ecology* 27:277-289.
- Sosa-Cordero E, Ramírez-González A. 2011. Pesca Marina. p. 183-189. En: Pozo C, Armijo N, Calmé S. (Eds.). *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación*. Tomo I. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR)-Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO)-Gobierno del Estado de Quintana Roo-Programa de Pequeñas Donaciones-PNUD.
- Sosa-Cordero F. 2011. En busca del equilibrio: uso, manejo y conservación de especies nativas. La langosta pesquería emblemática de Quintana Roo. En: Pozo C, Armijo Canto N, Calmé S. *Riqueza Biológica de Quintana Roo, un análisis*

- para su conservación. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Pp, 221-227
- Soto I, Andréfouët S, Hu C, Muller-Karger FE, Wall CC, Sheng J, Hatcher BG. 2009. Physical connectivity in the Mesoamerican Barrier Reef System inferred from 9 years of ocean color observations. *Coral Reefs* 28:415-25.
- Starr RM, Sala E, Ballesteros E, Zabala M. 2007. Spatial dynamics of the Nassau grouper *Epinephelus striatus* in a Caribbean atoll. *Marine Ecology Progress Series* 343:239-249.
- Stockwell B, Jadloc CRL, Abesamis RA, Alcalá AC, Russ GR. 2009. Trophic and benthic responses to no-take marine reserve protection in the Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 389:1-15.
- Stoner AW. 2003. What constitutes essential nursery habitat for a marine species? A case study of habitat form and function for queen conch. *Marine Ecology Progress Series* 257:275-289.
- Stoner AW, May R. 1993. Aggregation dynamics in juvenile queen conch (*Strombus gigas*): population structure, mortality, growth, and migration. *Marine Biology* 116:571-582.
- Stoner AW, Sandt VJ. 1992. Population structure, seasonal movements and feeding of queen conch, *Strombus gigas*, in deep-water habitats of the Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 51:287-300.
- Tang L, Sheng J, Hatcher BG, Sale PF. 2006. Numerical study of circulation. Dispersion, and hydrodynamic connectivity of surface waters on the Belize shelf. *Journal of Geophysical Research* 111:C01003.
- Truelove NK, Griffiths S, Ley-Cooper K, Azueta J, Majil I, Box SJ, Behringer DC, Butler IV MJ, Preziosi RF. 2015. Genetic evidence from the spiny lobster fishery supports international cooperation among Central American marine protected areas. *Conservation Genetics* 16:347-58.
- Velez M, Adlerstein S, Wondolleck J. 2014. Fishers' perceptions, facilitating factors and challenges of community-based no-take zones in the Sian Ka'an Biosphere Reserve, Quintana Roo, Mexico. *Marine Policy* 45: 171-181.
- Wade B, Gibson J, Mahung C, Epstein L, Castañeda A, Maaz J, Requena N. 2011. Managed Access for Glover's Reef & Port Honduras Marine Reserves – Managed Access Design & Framework. Internal publication, Belize Fisheries Department. Belize.
- West JM, Salm RV. 2003. Resistance and resilience to coral bleaching: Implications for coral reef conservation and management. *Conservation Biology* 17:956-967.
- White AT, Eisma-Osorio RL, Green SJ. 2005. Integrated coastal management and marine protected areas: Complementarity in the Philippines. *Ocean and Coastal Management* 48:948-971.
- White AT, Aliño PM, Cros A, Ahmad Fattah N, Green AL, Teoh SJ, Laroya L, Peterson N, Tan S, Tighe S, Venegas-Li R, Walton A, Wen W. 2014. Marine protected areas in the Coral Triangle: Progress, issues and options. *Coastal Management* 42:87-106.
- Williams SM, Mumby PJ, Chollett I, Cortés J. 2015. Importance of differentiating Orbicella reefs from gorgonian plains for ecological assessments of Caribbean reefs. *Marine Ecology Progress Series* 530:93-101.
- Wilson SK, Fisher R, Pratchett MS, Graham NAJ, Dulvy NK, Turner RA, Cakacaka A, Polunin NVC. 2010. Habitat degradation and fishing effects on the size structure of coral reef fish communities. *Ecological Applications* 20:442-451.
- Zeller DC. 1998. Spawning aggregations: patterns of movement of the coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae) as determined by ultrasonic telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 162:253-263.
- Zepeda-Centeno C, Cruz S, Chollett I, Juárez SA, Andino J, Green AL. 2016. Adapt Biophysical Principles for Designing a Network of Replenishment Zones in the Mesoamerican Reef System Workshop: Final Report. Cancún, México, 12 - 15 de julio de 2016. The Nature Conservancy. 17 pp.

Apéndice I. Colaboradores

Participantes en la reunión inicial en Ciudad de México (21-22 de enero, 2016) y el taller “Adaptación de principios biofísicos para el diseño de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano” en Cancún (11-15 Julio, 2016: Zepeda *et al.* 2016).

Nombre	Entidad (país)	Ciudad de México	Cancún
Ernesto Arias	CINVESTAV (México)		X
Héctor Reyes Bonilla	UABCS (México)		X
Lorenzo Álvarez Filip	UNAM (México)		X
Melanie McField	HRI/SI (EUA)		X
Craig Dahlgren	Perry Institute of Marine Sciences (EUA)		X
Iliana Chollett	Smithsonian Institution (EUA)	X	X
Alison Green	TNC (Australia)	X	X
Antonio Fuentes	COBI/INAPESCA (México)	X	X
Claudia Padilla Souza	INAPESCA (México)		X
Judith Morales	WWF (México)		X
Manuel Cárdenas Magaña	CONAPESCA (México)		X
Alvin Suárez	COBI (México)	X	X
Elena Nalesso	COBI (México)		X
María José Espinosa	COBI/INAPESCA (México)	X	X
Stuart Fulton	COBI (México)		X
Marisol Rueda	HRI (México)		X
Alba González-Posada	CONABIO (México)		X
Ralna Lewis	WCS (Belice)	X	X
Seleni Cruz	TNC (Belice)	X	X
Julie Robinson	TNC (Belice)		X
Claudio González	MAR Fund (Guatemala)		X
Blanca Rosa García	DIPECA/MACA (Guatemala)		X
María José González	MAR Fund (Guatemala)		X
Jeanette Noack	ADA2 (Guatemala)		X
Alejandra Reyes	ICF (Honduras)		X
Diana Vázquez	CEM (Honduras)		X
Jimmy Andino	CEM (Honduras)	X	X
Ester Agar López	UNAH (Honduras)		X
Calina Zepeda	TNC (México)	X	X
Rosa María Loreto	Amigos de Sian Ka'an (México)		X
Inés López	Alianza Kanan Kay (México)		X
Noemí Espinosa	UABCS/UNAM (México)		X
Gonzalo Merediz	Amigos de Sian Ka'an (México)		X
Kim Ley Cooper	Razonatura (México)		X
Eloy Sosa	ECOSUR (México)	X	
Juan Bezaury	TNC (México)	X	
Juan Francisco Torres Origel	TNC (México)	X	

Apéndice II. Compromisos nacionales de protección del hábitat y avances hasta la fecha

Área total de mar territorial dentro del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), niveles actuales de protección marina en todas las AMP y solo en ZR, y compromisos nacionales para establecer ZR en cada uno de los cuatro países con jurisdicción en el SAM. Información actualizada a Octubre 2017.						
País	Superficie total de mar territorial en el SAM (km ²)	Niveles actuales de protección marina en el mar territorial del SAM				Fuente ¹
		Superficie de AMP (km ²)	Superficie de ZR (km ²)	% de superficie en ZR	Compromiso nacional de ZR	
Belice	18,658.60	4,009.70	582.00 ²	3.12%	10%	Aguas territoriales - Shapefile producido por el Departamento de Tierras y Sondeos (2015), proporcionado por Seleni Cruz Protección marina - Shapefile producido por TNC (2015), proporcionado por Seleni Cruz. Todos los datos EPSG 32616
Guatemala	1,559.70	1,063.78	2.23	0.14%	10% ³	Aguas territoriales - Shapefile producido por HRI (2016), proporcionado por Lorenzo Alvarez-Philip. Protección marina - Convenio de cooperación para la protección y aprovechamiento sostenible de los recursos hidrobiológicos en Bahía la Graciosa y Laguna Santa Isabel, refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique (RVSPM), Izabal (2012); FUNDARY, CONAP and TNC (2006); Consorcio para la Coadministración, la conservación de los recursos naturales y el desarrollo integral de los pueblos indígenas del Área Protegida "Área de Uso Múltiple Río Sarstún" (2009).
Honduras	19,564.15	9,572.76	482.06	2.46%	20% ⁴	Aguas territoriales - calculadas usando la base de datos Global, Auto-Coherente, Jerárquica y de Alta Resolución de la Costa (GSHHS v2.2: Wessel and Smith, 1996) para la línea de costa y la Base de Datos Geográficos de la Frontera Marítima VLIZ (VLIZ 2012) para la Zonas Económicas Exclusivas. Protección marina - Shapefile producido por la Institucion Smithsonian (2015), proporcionado por Iliana Chollett. Todos los datos EPSG 32616



[termina]

País	Superficie total de mar territorial en el SAM (km²)	Niveles actuales de protección marina en el mar territorial del SAM				Fuente ¹
		Superficie de AMP (km²)	Superficie de ZR (km²)	% de superficie en ZR	Compromiso nacional de ZR	
México	20,172.79 ⁵	19,625.87	798.45	3.96%	20% ⁶	Mar territorial de Quintana Roo - Bezaury-Creel, Fulton, Torres-Origel (2017), basado en Bezaury-Creel and Torres (2010) ⁷ Protección marina - Shapefiles producidos por la Alianza Kanan Kay (2016), proporcionados por Stuart Fulton, complementados con Shapefiles para la nueva Reserva de la Biósfera del Caribe Mexicano (CONANP 2016, proporcionados por Juan Bezaury). Todos los datos EPSG 32616.
MAR	59,955.24	34,272.11	1,864.74	3.11%		

Notas:

¹ Los límites de la ecorregión del SAM fueron proporcionados por la Iniciativa Arrecifes Saludables. Los Shapefiles fueron editados solamente para: 1) conformar la EPSG indicada; 2) disolver polígonos con el fin de calcular las áreas sin solapamiento.

² En Belice, se reporta el área funcional de ZRs, excluyendo la bahía Corozal (725.60 km²) y el cayo Swallow (31.67 km²). Aunque estas áreas están legisladas como ZR bajo la categoría de santuarios de vida silvestre, están siendo manejadas como zonas de uso múltiple, donde la pesca está permitida.

³ El gobierno de Guatemala no ha establecido metas específicas de protección.

⁴ Por simplicidad y para fines de comparación se definió la línea de base regional como el mar territorial dentro de los límites del SAM. En Honduras, sin embargo, 20% de la protección está dirigida a aguas sujetas a la pesca.

⁵ En México, el mar territorial se calculó para el estado de Quintana Roo. Mientras que la región del SAM se extiende al estado de Yucatán, las iniciativas de conservación del Caribe mexicano se centran únicamente en este Estado.

⁶ El compromiso del 20% de las aguas territoriales no es gubernamental, sino acordado por la Alianza Kanan Kay.

⁷ Este shapefile fue modificado para excluir la porción terrestre de Banco Chinchorro e incluir la Bahía de Chetumal.

Referencias

Bezaury-Creel J. E., J. Fco. Torres. 2010. Base de Datos Geográfica del Mar Territorial Mexicano, Versión 1.0. 1 Capa ArcGIS 9.2. + 2 Capas Google Earth KMZ. En: Bezaury-Creel J. E., J. Fco. Torres. 2010. Base de Datos Geográfica de las Aguas Marinas y Costeras Mexicanas, Versión 1.0. The Nature Conservancy. 24 Capas ArcGIS 9.2 + 19 Capas Google Earth KMZ + 12 Capas Google Earth KML + 1 Archivo de Metadatos en texto. http://www.estudiocalle.net/bases_datos_aguas_mexicanas/menu.html

Consorcio para la Coadministración, la conservación de los recursos naturales y el desarrollo integral de los pueblos indígenas del Área Protegida "Área de Uso Múltiple Río Sarstún". 2009. Plan Maestro 2010-2014 Área de Uso Múltiple Río Sarstún. Guatemala. 140 p.

Fundación Mario Dary Rivera (FUNDARY), Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), The Nature Conservancy (TNC). 2006. Plan Maestro 2007-2011 Refugio De Vida Silvestre Punta De Manabique. Guatemala: FUNDARY-PROARCA-TNC. 155 p. + Anexos

Wessel P, Smith WHF (1996) A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database. J Geophys Res Solid Earth 101:8741-8743

VLIZ. 2012. Union of the ESRI Country shapefile and the Exclusive Economic Zones (version 1). Available online at <http://www.marineregions.org/>

Apéndice III. Patrones de movimiento de juveniles y adultos de peces de arrecifes de coral y peces pelágicos costeros en el Caribe

Modificado de Green <i>et al.</i> (2014b) por C. Dahlgren con datos adicionales sobre los movimientos diarios, cambios ontogénicos y migratorios de desove del mero Nassau (<i>Epinephelus striatus</i> : Bolden 2001, Dahlgren <i>et al.</i> 2016 y Dahlgren <i>datos no publicados</i>) y del macabí (<i>Albula vulpes</i> : Colton y Alevison 1983, Murchie <i>et al.</i> 2013, Haley 2009)					
Familia	Especie	Movimiento (distancia lineal en km)			
		Rango de acción y territorios	Migraciones de desove (reproducción)	Cambios ontogénicos de hábitat	Otros movimientos a largo plazo (áreas núcleo de uso)
Osteichthyes (peces ósteos)					
Acanthuridae (cirujanos)	<i>Acanthurus chirurgus</i> y <i>A. coeruleus</i>	<0.3	-	-	-
	<i>Acanthurus bahianus</i>	<3	-	-	-
Albulidae (peces hueso)	<i>Albula vulpes</i>	-	>100	-	<15
Balistidae (peces ballesta)	<i>Balistes capriscus</i>	-	-	-	<20
Carangidae (jureles)	<i>Caranx ruber</i>	<5	-	-	-
	<i>Seriola dumerili</i> y <i>S. rivirolana</i>	-	-	-	<3000 (<5)
Chaetodontidae (pez mariposa)	<i>Chaetodon striatus</i>	<0.3	-	-	-
Coryphaenidae (dorados)	<i>Coryphaena hippurus</i>	-	-	-	<70
Epinephelidae (meros)	<i>Cephalopholis cruentata</i> , <i>Epinephelus adscensionis</i> y <i>E. fulvus</i>	<0.1	-	-	-
	<i>Epinephelus guttatus</i>	0.3	<30	-	-
	<i>Mycteroperca phenax</i>	-	-	<20	-
	<i>Mycteroperca microlepis</i>	<1	-	300 (<20)	-
	<i>Epinephelus morio</i>	-	-	<250 a 800 (<70)	-
	<i>Epinephelus striatus</i>	<0.2	<300	<1 a 20	-
Haemulidae (roncos)	<i>Haemulon carbonarium</i> y <i>Haemulon chysargyreum</i>	<0.1	-	-	-
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	<0.5		<3	-
	<i>Haemulon plumieri</i>	<1	-	-	<10
	<i>Haemulon sciurus</i>	<1	-	-	-
Holocentridae (candiles)	<i>Holocentrus adscensionis</i> , <i>H. rufus</i> y <i>Myripristis jacobus</i>	<0.1	-	-	-



[continúa]

Familia	Especie	Movimiento (distancia lineal en km)			
		Rango de acción y territorios	Migraciones de desove (reproducción)	Cambios ontogénicos de hábitat	Otros movimientos a largo plazo (áreas núcleo de uso)
Istiophoridae (marlines)	<i>Istiophorus platypterus</i>	-	-	-	<4000
	<i>Makaira indica</i> y <i>M. nigricanus</i>	-	-	-	<15000
Kyphosidae (chopas)	<i>Kyphosus sectatrix</i>	<3	-	-	-
Labridae (lábridos)	<i>Bodianus rufus</i> , <i>Halichoeres garnoti</i> y <i>Thalassoma bifasciatum</i>	<0.1	-	-	-
Lutjanidae (pargos)	<i>Ocyurus chrysurus</i>	<0.1	-	-	-
	<i>Lutjanus apodus</i>	<1	-	<0.3	-
	<i>Lutjanus griseus</i>	<1	-	-	<20
	<i>Lutjanus campechanus</i>	<1	-	-	<400 (<5)
Monacanthidae (pez puerco/lija)	<i>Cantherhines pullus</i>	<0.1	-	-	-
Mullidae (pez chivo/salmonete)	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	<0.5	-	-	-
Muraenidae (anguilas morenas)	<i>Gymnothorax moring</i>	<0.1	-	-	-
Pomacanthidae (peces ángel)	<i>Holocanthus tricolor</i> , <i>Pomacanthus arcuatus</i> y <i>P. paru</i>	<0.3	-	-	-
Pomacentridae (peces damisela)	<i>Stegastes adustus</i>	<0.02	-	-	-
	<i>Microspathodon chrysurus</i>	<0.07	-	-	-
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	<0.2	-	-	-
Scaridae (peces loro)	<i>Scarus iserti</i> , <i>Scarus vetula</i> y <i>Sparisoma chrysopterum</i>	<0.1	-	-	<30
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> , <i>S. rupripinne</i> y <i>S. viride</i>	<0.5	-	-	<20 (3)
	<i>Scarus coeruleus</i> y <i>S. taeniopterus</i>	<1	-	-	-
Scombridae (macarelas y atunes)	<i>Scomberomorus cavalla</i>	<50	-	-	-
	<i>Thunnus obesus</i>	-	-	-	<100 (<75)
	<i>Thunnus albacares</i>	-	-	-	<3000 (<600)
	<i>Thunnus thynnus</i>	-	<7000	-	-
Sphyraenidae (barracudas)	<i>Sphyraena barracuda</i>	-	-	-	<200 (<20)
Sygnathidae (caballitos de mar)	<i>Hippocampus reidi</i>	<0.2	-	-	-
Xiphiidae (pez espada)	<i>Xiphias gladius</i>	-	-	-	1000s



[termina]					
Familia	Especie	Movimiento (distancia lineal en km)			
		Rango de acción y territorios	Migraciones de desove (reproducción)	Cambios ontogénicos de hábitat	Otros movimientos a largo plazo (áreas núcleo de uso)
Chondrichthyes (tiburones y rayas)					
Carcharhinidae (cazones)	<i>Carcharhinus brevipinna</i> y <i>C. leucas</i>	-	-	-	<20
	<i>Carcharhinus perezi</i>	-	-	-	<40 (<10)
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	-	-	-	<200
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	-	<200	-	-
	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	-	-	-	<3000 (<100)
	<i>Carcharhinus limbatus</i> y <i>C. longimanus</i>	-	-	-	<3000
	<i>Galeocerdo cuvier</i>	<35	-	-	<8000 (<500)
	<i>Negaprion brevirostris</i>	<5	-	-	<1000 (<2)
Ginglymostomatidae (tiburón nodriza)	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	-	-	-	<600 (<10)
Myliobatidae (manta rayas y rayas)	<i>Manta birostris</i>	<40	-	-	<200
	<i>Rhinoptera bonasus</i>	-	-	-	<20 (<2)
Pristidae (pez sierra)	<i>Pristis pectinata</i>	-	-	-	<20
Rhincodontidae (tiburón ballena)	<i>Rhincodon typus</i>	-	-	-	<2000 a <13000
Sphyrnidae (tiburón martillo)	<i>Sphyrna lewini</i> y <i>S. tiburo</i>	<10	-	-	<200
	<i>Sphyrna mokarran</i>	-	-	-	<400

Apéndice IV. Acrónimos

ADA2	Alianza de Derecho Ambiental - Guatemala
AKK	Alianza Kanan Kay
AMP	Área Marina Protegida
ARP	Agregación Reproductiva de Peces
BCH	Banco Central de Honduras
CARICOMP	Caribbean Coastal Marine Productivity
CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
CEM	Centro de Estudios Marinos - Honduras
CINVESTAV	Centro de Investigación y Estudios Avanzados
COBI	Comunidad y Biodiversidad A.C.
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - México
CONAP	Consejo Nacional de Áreas Protegidas - Guatemala
CONAPESCA	Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca - México
DIPESCA	Dirección de Normatividad de la Pesca y Acuicultura - Guatemala
ECOSUR	El Colegio de la Frontera del SUR - México
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GEBCO	Carta Batimétrica General de los Océanos (por sus siglas en inglés)
GSHHG	Global, Auto-Suficiente, Jerárquica y de Alta Resolución (por sus siglas en inglés)
HRI	Iniciativa Arrecifes Saludables
ICF	Instituto de Conservación Forestal - Honduras
IHT	Instituto Hondureño de Turismo - Honduras
INAPESCA	Instituto Nacional de Pesca - México
IPCC	Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
MBE	Manejo Basado en el Ecosistema
MIC	Manejo Integrado de Costas
NRC	National Research Council
PDT	Plan Development Team
PIB	Producto Interno Bruto
SAM	Sistema Arrecifal Mesoamericano
SI	Smithsonian Institute - Estados Unidos de América
SIG	Sistemas de Información Geográfica
TNC	The Nature Conservancy
TSM	Temperaturas de la Superficie del Mar
UABCS	Universidad Autónoma de Baja California Sur - México
UNAH	Universidad Nacional Autónoma de Honduras
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
WCPA	Comisión Mundial de Áreas Protegidas
WCS	Wildlife Conservation Society
WWF	World Wildlife Fund
ZR	Zonas de Recuperación

